



UNIVERSIDAD DE ORIENTE
NÚCLEO DE SUCRE
INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA
COORDINACIÓN DE POSTGRADO EN CIENCIAS
MARINAS
PROGRAMA DE DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS



TESIS DOCTORAL

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS DE LA CUENCA HIDRÓGRAFICA
RÍO MANZANARES, SUCRE, VENEZUELA, MEDIANTE LA APLICACIÓN DE LOS
ÍNDICES DE CALIDAD (ICA Y CONTAMINACIÓN, ICOs E IPI)

POR: M.Sc. ARGELIA MARÍA GUTIÉRREZ DE VELÁSQUEZ

TUTORA
Dra. IVIS FERMIN

Tesis de Grado presentada como requisito parcial para optar al título de Doctor en Ciencias
Marinas

CUMANÁ, 2022



TG – 03-2022

UNIVERSIDAD DE ORIENTE
CONSEJO DE ESTUDIOS DE POSTGRADO
NÚCLEO DE SUCRE
POSTGRADO EN CIENCIAS MARINAS

ACTA DE DEFENSA DE TRABAJO DE GRADO

Nosotros, *Dra. Ivis Marina Fermín*, *Dr. Julián Castañeda*, *Dr. Arístide Márquez*, *Dra. Adriana Carolina Gamboa* y *Dra. Sonia S. Subero P.*, integrantes del jurado designado por la Comisión Coordinadora del Programa de Postgrado en Ciencias Marinas, para examinar el Trabajo de Grado intitulado: **“EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS DE LA CUENCA HIDROGRAFICA RÍO MANZANARES, SUCRE, VENEZUELA, MEDIANTE LA APLICACIÓN DE LOS INDICES DE CALIDAD (ICA Y CONTAMINACIÓN, ICOs E IPI)”**, presentado por la *M. Sc. Argelia Gutiérrez, C.I.: 4.692.635*, a los fines de cumplir con el requisito legal para optar al grado de *Doctor* en Ciencias Marinas.

Hacemos constar que hemos examinado el mismo e interrogado a la postulante en sesión pública celebrada hoy, a las 8:00 a.m., en el Edificio Rectorado II, Av. Gran Mariscal de Ayacucho, Cumaná estado Sucre.

Finalizada la defensa del trabajo de grado por parte de la5 postulante, el jurado decidió **APROBARLO** por considerar, sin hacerse solidario de las ideas expuestas por el autor, que el mismo, se ajusta a lo dispuesto y exigido en el Reglamento de Estudios de Postgrado de la institución.

En fe de lo anterior, se levanta la presente acta, que firmamos conjuntamente con la Coordinadora del Postgrado en Ciencias Marinas en la ciudad de Cumaná, a los veintisiete días del mes de octubre de dos mil veintidós.

Jurado Examinador:

Dra. Ivis Marina Fermín

(Tutora)

Ivis F. Fermín
10.291.815

Dr. Julián J. Castañeda

Julián J. Castañeda
5.694.047

Dr. Arístide Márquez

Arístide Márquez
8.641.927

Dra. Adriana C. Gamboa

Adriana C. Gamboa

11.411.197

Dra. Sonia S. Subero P.

Sonia S. Subero P.
5.881.115

Coordinadora (E) Programa de Postgrado:

Dra. Ivis Marina Fermín

C.I.: 10.291.815

Ivis F. Fermín
Firma y Sello



DEDICATORIA

Dedicado a las personas de este país; a los ausentes: familiares y amigos que nos dijeron adiós y cuya huella quedará por siempre, a los presentes, quienes a pesar de las adversidades, salen a trabajar para hacer posible lo difícil, y como dijera la Madre Teresa de Calcuta “Ustedes hacen lo que yo no puedo y yo hago lo que no todos ustedes pueden, pero juntos hacemos un mundo mejor”.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar a Dios nuestro señor, a mis hijos y nietos en especial a mi hija querida de mi corazón Alina Margarita por su valiosa ayuda en la transcripción de este trabajo.

A mis tesistas, quienes colaboraron en las labores de campo, mediciones *in situ* y en el laboratorio, compañeros inseparables en las mediciones experimentales.

A los profesores del Instituto Oceanográfico de la Universidad de Oriente, con quienes comparto una amistad muy especial; en particular William Senior, Luis Troccoli, Ivis Fermín, Fabiola López, Sinatra Salazar, Arístide Márquez, Julián Castañeda, entre otros.

A mis compañeros de trabajo: docentes, personal administrativo y obreros del antiguo Instituto Universitario de Tecnología Cumaná y de la actual UPTOS con quienes he compartido más de 25 años de mi vida, todos ellos forman mi familia IUT.

A mis amigas por siempre Norys Rodríguez y Elenita Gerardino; juntas salimos adelante en los momentos desagradables y seguimos disfrutando de los buenos.

A todos ellos mi más sincero agradecimiento, consideración y respeto.

TABLA DE CONTENIDO

Contenido	Pág.
DEDICATORIA	ii
AGRADECIMIENTOS	iii
LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE SIMBOLOS	xiii
LISTA DE ANEXOS	xiv
RESUMEN	xvi
INTRODUCCIÓN	1
1. HIDROLOGÍA DE LA CUENCA DEL RÍO MANZANARES	11
1.1. INTRODUCCIÓN	11
1.2. Clima en Venezuela	16
1.3. Descripción de los periodos climáticos de Venezuela	17
1.4. HIPÓTESIS	18
1.5. OBJETIVO	18
1.6. METODOLOGIA	18
1.7. ANÁLISIS DE RESULTADOS	20
1.7.1. Temperatura	20
1.7.2. Caudales Teóricos o de Diseño	25
1.7.3. Análisis de Caudales Experimentales y su Comparación con los Caudales Teóricos o de Diseño	31
1.7.4. DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS	38
1.8. CONCLUSIONES	44
2. FUENTES DE CONTAMINACIÓN: CARGA CONTAMINANTE E ÍNDICES DE CONTAMINACIÓN.	45
2.1. INTRODUCCIÓN	45
2.2. HIPÓTESIS	53
2.3. OBJETIVO	54
2.4. METODOLOGÍA	54
2.4.1. Obtención y Procesamiento de datos	54
2.5. ANÁLISIS DE RESULTADOS	55
2.5.1. Carga Orgánica Contaminante	55
2.5.2. Análisis de componentes principales de la carga contaminante.	61

2.5.3. Índices de Contaminación	67
2.6. DISCUSION DE LOS RESULTADOS	75
2.6.1 Normativas y limitaciones para el vertido de residuales líquidos.	75
2.6.2. Caudal de descarga de las aguas residuales	78
2.6.3. Contaminación de las aguas fluviales.	80
2.6.4. Contaminación en la zona de mezcla (desembocadura)	83
2.7. CONCLUSIONES	86
3. METALES PESADOS EN AGUAS DEL RÍO MANZANARES	88
3.1. INTRODUCCIÓN	88
3.2. HIPÓTESIS	91
3.3. OBJETIVO	92
3.4. METODOLOGÍA	92
3.4.1 Obtención y Procesamiento de datos	92
3.5. ANÁLISIS DE RESULTADOS	93
3.5.1. Metales en las fuentes de contaminación	93
3.5.2. Hierro	94
3.5.3. Zinc	97
3.5.4. Níquel	99
3.5.5. Manganeseo	101
3.5.6. Cobre	104
3.5.7. Plomo	106
3.5.8. Cadmio	108
3.5.9. Análisis de Componentes Principales	111
3.6. DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS	118
3.6.1. Subcuenca Alta	118
3.6.2. Subcuenca media	120
3.6.3. Subcuenca Baja	123
3.6.4. Zona de mezcla	124
3.7. CONCLUSIONES	126
4. IMPLEMENTACIÓN DE LAS METODOLOGÍAS ICA E IPI.	127
4.1. INTRODUCCIÓN	127
4.2. HIPÓTESIS	134
4.3. OBJETIVO	134
4.4 METODOLOGIA	134
4.4.1 Obtención y Procesamiento de datos.	134
4.5. ANÁLISIS DE RESULTADOS	135
4.5.1. ICA Año 2005	135

4.5.2. ICA Año 2014-2016	137
4.5.3. Índice de Contaminación Industrial (IPI)	138
4.5.4 Índice de Contaminación Industrial por metales año 2005	148
4.6. Índice de contaminación industrial por metales, lapso 2014-2016.	150
4.7. DISCUSION DE LOS RESULTADOS	152
4.7.1 Índice de Calidad de Aguas.	152
4.7.2. Subcuenca alta	153
4.7.3 Subcuenca Media	154
4.7.4. Subcuenca baja	154
4.7.5 Índice de Contaminación industrial (metales).	156
4.8. CONCLUSIONES	161
CONCLUSIONES GENERALES	163
RECOMENDACIONES	164
BIBLIOGRAFIA	166
ANEXOS	195
HOJAS DE METADATOS	206

LISTA DE FIGURAS

Figura	Pág.
1.1 Temperatura- Rapidez del viento 2014-2016 para el estado Sucre.....	20
1.2 Distribución de la temperatura en función de las estaciones para la cuenca del río Manzanares durante el periodo de sequía 2014.....	21
1.3 Análisis estadístico de la data de temperatura para la cuenca del río Manzanares durante el periodo de sequía 2014.....	22
1.4 Distribución de la temperatura en función de las estaciones para la cuenca del río Manzanares durante el periodo de lluvia 2016.....	23
1.5 Análisis estadístico de los promedios mensuales de temperatura (°C) para el río Manzanares durante el periodo de sequía 2014.....	23
1.6 Análisis estadístico de la data de temperatura para la cuenca del río Manzanares durante el periodo de lluvia 2016.....	24
1.7 Análisis estadístico de los promedios mensuales de temperatura (°C) para el río Manzanares durante el periodo de lluvia 2016.....	24
1.8 Datos de pluviometría (mm) para las subcuencas del río Manzanares durante el periodo de lluvia 2016.....	28
1.9 Distribución de los caudales (m ³ /s) estimados para cada una de las subcuencas del río Manzanares durante el periodo de lluvia 2016.....	29
1.10 Relación caudal (m ³ /s) – precipitación (mm), obtenido mediante ajuste del método de regresión lineal múltiple para la cuenca del río Manzanares durante los años 2012-2016 a) 2012, b) 2013, c) 2014, d) 2015 y e) 2016.....	30
1.11 Distribución de la variabilidad de caudal (%) para la cuenca del río Manzanares durante los años 2012-2016.....	31
1.12 Distribución de caudal (m ³ /s) medidos en las estaciones Quebrada Seca (cuenca media) y Guanipa (cuenca alta) para el año 1990.....	32
1.13 Caudales experimentales (m ³ /s) medidos en las estaciones Ranchería (cuenca media) y Parque Guaiquerí (cuenca baja), durante el periodo de sequía 2014...	34
1.14 Caudales experimentales (m ³ /s) medidos en las estaciones Ranchería (cuenca media) y Parque Guaiquerí (cuenca baja), durante el periodo de lluvia 2016.....	35

1.15	Relación precipitación (mm) – caudal (m^3/s) obtenido del ajuste del modelo de regresión lineal múltiple para el año 2014.....	36
1.16	Relación precipitación (mm) – caudal (m^3/s) obtenido del ajuste del modelo de regresión lineal múltiple para el año 2016.....	36
2.1	Distribución de la carga másica contaminante promedio (kg/d) para cada uno de los parámetros de contaminación medidos en las diferentes fuentes contaminantes presentes a lo largo de la cuenca del río Manzanares.....	56
2.2	Distribución de la carga másica contaminante de los parámetros medidos en las aguas residuales de la laguna de oxidación del Central Azucarero de Cumanacoa.....	57
2.3	Carga contaminante (kg/d) medida en las subcuencas del río Manzanares durante el periodo de sequía (2014) (a) Cuenca alta (b) Cuenca media (c) Cuenca Baja (d) Zona de Mezcla.....	59
2.4	Carga contaminante (kg/d) medida en las subcuencas del río Manzanares durante el periodo de lluvia (2016) (a) Cuenca alta (b) Cuenca media (c) Cuenca Baja (d) Zona de Mezcla.....	60
2.5	Análisis de componentes principales de la carga orgánica contaminante impuesta en la cuenca alta del río Manzanares durante el periodo de sequía (2014).....	61
2.6	Análisis de componentes principales de la carga orgánica contaminante impuesta en la cuenca alta del río Manzanares durante el periodo de lluvia (2016).....	62
2.7	Análisis de componentes principales de la carga orgánica contaminante impuesta en la cuenca media del río Manzanares durante el periodo de sequía (2014).....	63
2.8	Análisis de componentes principales de la carga orgánica contaminante impuesta en la cuenca media del río Manzanares durante el periodo de lluvia (2016).....	64
2.9	Análisis de componentes principales de la carga orgánica contaminante impuesta en la cuenca baja del río Manzanares durante el periodo de sequía (2014).....	64

2.10	Análisis de componentes principales de la carga orgánica contaminante impuesta en la cuenca baja del río Manzanares durante el periodo lluvioso (2016).....	65
2.11	Análisis de componentes principales de la carga orgánica contaminante impuesta en la zona de mezcla río-mar de la subcuenca baja del río Manzanares durante el periodo de sequía (2014).....	66
2.12	Análisis de componentes principales de la carga orgánica contaminante impuesta en la zona de mezcla río-mar de la subcuenca baja del río Manzanares durante el periodo de lluvia (2016).....	67
2.13	Índice de contaminación por mineralización (ICOMI) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares, período lluvia-sequia 2005.....	68
2.14	Índice de contaminación por mineralización (ICOMI) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares, período 2014-2016.....	69
2.15	Índice de contaminación por materia orgánica (ICOMO) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares para el período lluvia-sequia 2005.....	70
2.16	Índice de contaminación por materia orgánica (ICOMO) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares para el período 2014-2016.....	71
2.17	Índice de contaminación por material en suspensión (ICOSUS) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares para el período lluvia-sequia 2005.....	72
2.18	Índice de contaminación por material en suspensión (ICOSUS) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares para el período 2014-2016.....	73
2.19	Índice de contaminación por trofia (ICOTRO) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares durante el periodo lluvia- sequia 2005.....	74
2.20	Índice de contaminación por trofia (ICOTRO) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares durante el período sequia 2014 - lluvia 2016..	75
3.1	Distribución del contenido de metales pesados (mg/l) en las aguas residuales de las diferentes fuentes de contaminación que descargan en la cuenca del río Manzanares.....	94
3.2	Distribución del contenido de Fe ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total, en las	

	estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de sequía 2014.....	95
3.3	Distribución del contenido de Fe ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total, en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de lluvia 2016.....	96
3.4	Distribución del contenido de Zn ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de sequía 2014.....	98
3.5	Distribución del contenido de Zn ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total, en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de lluvia 2016.....	99
3.6	Distribución del contenido de Ni ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total, en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de sequía 2014.....	100
3.7	Distribución del contenido de Ni ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de lluvia 2016.....	101
3.8	Distribución del contenido de Mn ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de sequía 2014.....	102
3.9	Distribución del contenido de Mn ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de lluvia 2016.....	103
3.10	Distribución del contenido de Cu ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total en las estaciones de la cuenca del río Manzanares para la época de sequía 2014.....	104
3.11	Distribución del contenido de Cu ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de lluvia 2016.....	105
3.12	Distribución del contenido de Pb ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de sequía 2014.....	107
3.13	Distribución del contenido de Pb ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de lluvia 2016.....	108
3.14	Distribución del contenido de Cd ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de sequía 2014.....	109
3.15	Distribución del contenido de Cd ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de lluvia 2016.....	110
3.16	Análisis de componentes principales (ACP) de los metales disueltos durante el periodo de sequía 2014 para las subcuencas a) alta, b) media, c) baja: extremo fluvial y d) baja: zona marina.....	113
3.17	Análisis de componentes principales (ACP) de los metales suspendidos	

	durante el periodo de sequía 2014 para las subcuencas a) alta, b) media, c) baja: extremo fluvial y d) baja: zona marina.....	114
3.18	Análisis de componentes principales (ACP) de los metales disueltos durante el periodo de lluvia 2016 para las subcuencas a) alta, b) media, c) baja: extremo fluvial y d) baja: zona marina.....	116
3.19	Análisis de componentes principales (ACP) de los metales suspendidos durante el periodo de lluvia 2016 para las subcuencas a) alta, b) media, c) baja: extremo fluvial y d) baja: zona marina.....	117
4.1	Índice de Calidad de Agua del sistema hidrográfico río Manzanares para el año 2005, periodos sequía y lluvia.....	136
4.2	Índice de Calidad de Agua del sistema hidrográfico río Manzanares para los períodos sequía 2014 y lluvia 2016.....	137
4.3	Índice de contaminación Industrial (IPI) para Cu en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el período sequia-lluvia 2005.....	138
4.4	Índice de contaminación Industrial (IPI) para Cu en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el período sequia 2014 – lluvia 2016.....	139
4.5	Índice de contaminación Industrial (IPI) para Ni en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el período sequía- lluvia 2005.....	140
4.6	Índice de contaminación Industrial (IPI) para Ni en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el período sequia 2014- lluvia 2016.....	141
4.7	Índice de contaminación Industrial (IPI) para Fe en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el período sequia - lluvia 2005.....	142
4.8	Índice de contaminación Industrial (IPI) para Fe en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el período sequia 2014 - lluvia 2016.....	142
4.9	Índice de contaminación Industrial (IPI) para Cd en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el período sequia – lluvia 2005.....	143
4.10	Índice de contaminación Industrial (IPI) para Cd en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el período lluvia-sequia 2014-2016.....	144
4.11	Índice de contaminación Industrial (IPI) para Pd en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el período sequia - lluvia 2005.....	145
4.12	Índice de contaminación Industrial (IPI) para Pd en el sistema hidrográfico río	

	Manzanares durante el período sequia 2014 - lluvia 2016.....	145
4.13	Índice de contaminación Industrial (IPI) para Mn en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el periodo sequia - lluvia 2005.....	146
4.14	Índice de contaminación Industrial (IPI) para Mn en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el período sequia 2014- lluvia 2016.....	146
4.15	Índice de contaminación Industrial (IPI) para Zn en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el período sequia - lluvia 2005.....	147
4.16	Índice de contaminación Industrial (IPI) para Zn en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el período sequia 2014- lluvia 2016.....	148
4.17	Índice de contaminación Industrial (IPI) para los metales en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el período lluvia-sequia 2005.....	149
4.18	Índice de contaminación Industrial (IPI) para los metales en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el período lluvia-sequia 2014-2016.....	150

LISTA DE SIMBOLOS

mm	Milímetros
m ³ /s	Metros cúbicos/segundos
°C	Grados centígrados
%	Porcentaje
km/h	Kilómetros/hora
mg/l	Miligramo/litro
kg/d	Kilogramo/día
l/d	Litro/día
µg/l	Microgramo/litro
ICO	Índice de Contaminación
ICOMI	Índice de Contaminación por Mineralización
ICOMO	Índice de Contaminación por Materia Orgánica
ICOSUS	Índice de Contaminación por Material en Suspensión
ICOTRO	Índice de contaminación por Trofia
Q	Caudal
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
Pt	Fósforo total
Nt	Nitrógeno total
ICA	Índice de Calidad de Agua
IPI	Índice de Contaminación Industrial
A/G	Aceites/Grasas

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1.1 Coeficiente de escorrentía para lluvias cortas y largas para el cálculo de caudales.

Anexo 1.2 Coeficientes de escorrentía según el tipo de suelo, cobertura vegetal y pendiente del terreno en zonas rurales.

Anexo 1.3 Área de la cuenca del río Manzanares

Anexo 1.4 Datos de número de habitantes, viviendas. Estado Sucre

Anexo 1.5 Coeficientes de Escorrentía ponderado para las cuencas del río

Manzanares a) cuenca alta, b) cuenca media c) cuenca baja $C_p = \sum_i \frac{C_i A_i}{Area\ Total}$

Anexo 1.6 Cuadro comparativo de los caudales del río Manzanares desde 1990 hasta 2016

Anexo 2.1. Contaminantes importantes en aguas superficiales y sus fuentes.

Anexo 2.2. Leyes y Decretos para la legislación de aguas en Venezuela con énfasis sobre el control de contaminantes.

Anexo 2.3. Significancia de los ICOs

Anexo 4.1. Parámetros y sus ponderaciones para el cálculo del WQI

Anexo 4.2 Curvas de función para el cálculo del Subíndice de Calidad de Agua (QWI)

Anexo 4.3. Descriptores y colores propuestos para presentar el índice general WQI

Anexo 4.4. Rangos de Calidad del agua según su uso

Anexo 4.4.1 Propuesta para la Clasificación de Aguas en Venezuela

Anexo 4.5 Curvas de función para el cálculo del Subíndice de Calidad para metales

Anexo 4. 6. Valores de metales en un agua segura para consumo en Venezuela Decreto 36.395 Gaceta Oficial 1998 y 5.245

Anexo. 4.7. Parámetros y sus ponderaciones para el cálculo del IPI

Anexo 4.8. Descriptores de Calidad del IPI

Anexo 4.9. Datos pluviométricos para el año 2005.

Anexo 4.10. Valores IPI para los años 2005-2016 y sus diferencias entre estaciones durante el período lluvioso.

Anexo 4.11. Valores IPI para los años 2005-2014 y sus diferencias entre estaciones para el período seco.

RESUMEN

Se presentan los resultados de la evaluación de la calidad de las aguas de la cuenca hidrográfica río Manzanares, a través de los Índices de Calidad de Agua (ICA) y de Contaminación (ICO e IPI) y su relación con las fuentes de contaminación, variaciones de caudal y las condiciones climatológicas durante el periodo 2005- 2016. La cuenca hidrográfica río Manzanares se encuentra ubicada en la zona nororiental de Venezuela, recorriendo los Municipios Montes y Sucre del estado Sucre. Las variables involucradas se midieron en 10 muestreos, 5 durante el periodo de sequía 2014 y 5 durante el periodo de lluvia 2016, en 34 estaciones ubicadas a lo largo de todo el sistema hidrográfico; adicionando a estos, la data recopilada durante los dos periodos climáticos del año 2005. Se determinó la relación precipitación-caudal, mediante la aplicación del método racional, con el uso de datos pluviométricos registrados durante el periodo 2012-2016; así mismo, se midieron los caudales experimentales del río mediante el método velocidad-área, durante el lapso 2014-2016. Se caracterizaron las aguas residuales procedentes de las diferentes fuentes de contaminación puntuales; así como, la carga contaminante impuesta al río a través de ésta. Se aplicó un análisis de componentes principales para establecer la relación entre las diferentes variables estudiadas y las fuentes de contaminación. La estimación de la calidad de las aguas a través de la aplicación de los modelos ICA, ICO e IPI permitió establecer que la cuenca hidrográfica río Manzanares presenta características de calidad buena en la cuenca alta, regular en la cuenca media y mala en la cuenca baja, características que disminuyen durante el periodo de lluvia. Por su parte, la aplicación del Índice de Contaminación ICO refleja contaminación de tipo: Orgánico, por Nutrientes, por Solidos Suspendidos y por mineralización en toda la cuenca hidrográfica, con mayor énfasis en la cuenca baja, condiciones que aumenta durante el periodo de lluvia. La contaminación por metales pesados IPI refleja poca o escasa características contaminantes; sin embargo, la zona de la desembocadura presenta contaminación por Cd y Fe. Atribuyendo todas las condiciones desfavorables en la calidad del agua, a la descarga de aguas residuales agrícolas, domesticas, urbanas e industriales.

Palabras claves: calidad de agua, ICA, ICO, IPI, pluviometría, aguas fluviales.

INTRODUCCIÓN

El agua como recurso renovable, se recicla naturalmente mediante el ciclo hidrológico, esta forma de reciclaje renueva los recursos hídricos y proporciona un abastecimiento continuo potencial. Con la llegada de la industrialización, la intensificación de la agricultura y la multiplicación de la población, la demanda de agua ha aumentado (AZCONA & GONZÁLEZ 2012).

A pesar del hecho de que el agua es renovable, los recursos de agua dulce son finitos, las entradas de agua de lluvia a una cuenca de recepción se equilibran mediante la reposición de aguas subterráneas y las salidas a través del curso superficial del río.

Los desequilibrios entre las entradas y las salidas del agua significan que los recursos hídricos locales no son suficientes para satisfacer la demanda durante todo un año; problemas similares aparecen en muchos otros puntos del planeta (AGUDELO 2005).

Todos los usos posibles del agua, producen un impacto específico en los recursos hídricos. El uso doméstico, industrial y agrario genera grandes cantidades de residuos, para los cuales las vías fluviales naturales constituyen conductos de eliminación baratos y siempre disponibles. Los recursos hídricos también se ven afectados de manera indirecta por los enlaces tierra-agua, el uso del suelo para la construcción, la agricultura, la repoblación forestal, la deforestación y la lixiviación de los residuos de los vertederos también influyen en su naturaleza (MELINDO 2015).

Resulta evidente que todos estos factores influyen en la calidad del medio acuático, incidiendo en sus condiciones fisicoquímicas y en el estado de la flora y la fauna, siendo la mayor preocupación los procesos de consumo directo y las actividades indirectas que utilizan el agua como recurso (AGUDELO & AGUILAR 2022).

Todo cambio en la calidad del agua natural, implica contaminación la cual está asociada a la introducción de sustancias por parte del hombre ya sea de manera directa o indirecta produciendo efectos nocivos como: daños a los recursos vivos, riesgos a la salud humana, obstaculización a las actividades acuáticas, incluida la pesca y deterioro de la calidad del agua en relación con los procesos de consumo deseados, tales como la agricultura, industria, usos recreativos o abastecimiento (JEQUER & CONSTANT 2010).

Uno de los aspectos de especial relevancia en relación con el deterioro de la calidad de los recursos hídricos naturales, y potenciados por las actividades humanas lo constituye la contaminación por metales, los cuales suelen presentarse en forma disuelta o unidos al material en suspensión (CRITES & TCHOBANOGLIOUS 2000) tanto en las aguas naturales como residuales. La contaminación por metales en los recursos hídricos plantea una de las severas problemáticas que comprometen la seguridad alimentaria y salud pública a nivel global y local (REYES *ET AL.* 2016).

La contaminación ambiental se posiciona como uno de los más importantes problemas que afectan a la sociedad del siglo XXI. La pérdida de calidad del recurso hídrico disponible para las actividades se ha incrementado (SINH *ET AL.* 2010; CHEN *ET AL.* 2013).

La tasa de contaminación del agua puede ser estimada en 2000 millones de m³/d, se hace evidente una crisis de este recurso para los próximos años, lo que podría comprometer el cumplimiento de “asegurar la disponibilidad y la gestión sostenible de agua y saneamiento para todos” (ONU 2014).

La contaminación del agua por metales, ocasionada por vía natural o antropogénica (está afectando severamente la salud pública (COMBARIZA 2009). En el ambiente los metales se movilizan en materiales de agua, son persistentes, es decir, no pueden ser creados o degradados, una vez que han entrado en los ecosistemas acuáticos se transforman a través de procesos biogeoquímicos y se distribuyen entre varias especies con distintas características fisicoquímicas en material particulado, coloidal y disuelto (MARTORELL 2010).

La acumulación y dispersión de metales pesados en el agua y su translocación a las plantas y animales en concentraciones que pueden ser tóxicas, es un factor de riesgo para la salud regional que debe ser atendido de manera inmediata (PRIETO *ET AL.* 2009), describen la variación en la concentración de Cu y Pb en el cauce principal de la microcuenca de Zamampa Hidalgo, y su alcance longitudinal en función de la normativa ambiental mexicana, con el fin de diseñar medidas de mitigación del impacto derivado de la problemática de la contaminación.

La contaminación se considera en la actualidad uno de los temas que reviste mayor interés y preocupación mundial, el acelerado desarrollo de las industrias, agricultura y población, son primordialmente las causas de su crecimiento. En este sentido, son diversos los organismos que a nivel mundial han expresado su preocupación sobre esta materia y en particular sobre la contaminación del agua. Instituciones como la Organización de las Naciones Unidas (2002) en la “Declaración de Johannesburgo,” enfocó su informe sobre medio ambiente: tocando temas como la contaminación marina, problemas medioambientales y deterioro de los recursos de aguas naturales, que enfrentan las grandes ciudades altamente contaminadas y los pequeños estados insulares; así como, el informe presentado en la segunda asamblea (UNEA 2016), donde se destaca que “las muertes por contaminación es 234 veces superior a las provocadas por conflictos armados”.

La contaminación se refiere a “cualquier cambio en la calidad natural del medio causada por factores físicos, químicos y biológicos, y normalmente se refiere a las actividades del hombre” (RAMALHO 2003). El término contaminante es amplio y está referido a una gama de compuestos, que abarcan desde una superabundancia de nutrientes que dan lugar a un enriquecimiento del ecosistema hasta compuestos tóxicos que pueden ser carcinógenos, mutagénos o teratogénicos.

Una de las clasificaciones de contaminantes más útiles los dividen en dos grandes grupos: “los que afectan el medio físico y los que son directamente tóxicos a los organismos incluyendo a la humanidad” (KIELY 1999).

Algunos contaminantes no tienen ningún efecto directo evidente sobre los organismos vivos, sino que simplemente cambian el medio físico, de tal forma que hacen que las condiciones sean menos adecuadas para la vida, o inapropiadas para la comunidad presente en el ecosistema en ese momento. Las sustancias pueden haber estado siempre presentes; pero ahora sus concentraciones o niveles están alterados, un ejemplo clásico es el dióxido de carbono, “demasiado de algo bueno” (NISBET 1991), a escala global los niveles de dióxido de carbono atmosférico están en aumento, aun cuando se trata de un gas que es esencial para la vida, y dado su papel en la fotosíntesis, puede dar lugar a cambios globales significativos y conducir al calentamiento global (NISBET 1991).

Algunos compuestos por el contrario afectan directamente la salud de los organismos, tornándose tóxicos. Estos incluyen una amplia gama de compuestos desde metales pesados, bifenilos policlorados (PCB) y dioxinas hasta iones radiactivos, (WALKER *ET AL.* 2012).

Los metales pesados se caracterizan por ser bioacumulables, altamente persistentes y su peligrosidad radica en que pueden ser tóxicos en pequeñas concentraciones (SADIG 1992). También pueden causar daño a nivel celular, dada su capacidad para desnaturalizar las proteínas (CESARES 2013), ser asimilados por el fitoplancton y organismos filtradores e incorporados a la cadena alimenticia, provocando graves alteraciones ecológicas, no sólo al ecosistema sino a los humanos (JIMÉNEZ 2012).

Entre los ecosistemas acuáticos, los ríos son el principal vehículo de transporte de los constituyentes químicos hacia el mundo marino, especialmente de muchos contaminantes, (BEDOYA, 2007; DELGADO, 2012). Los estudios sobre el comportamiento de estos elementos químicos muestran que los procesos físicos, químicos, biológicos e hidrodinámicos que allí tienen lugar, cumplen un papel fundamental y variable con el flujo de contaminantes desde

tierra hacia el mar. De igual manera se ha reconocido que las descargas de los ríos influyen en la variabilidad espacial y temporal de estos componentes (ROSAS 2005). Por otro lado, los ríos contribuyen con aportes significativos de material orgánico e inorgánico asociados a los metales pesados.

Los ríos como estructuras disipadoras de sustancias hacia el mar aportan volúmenes considerables de sedimentos hacia las zonas costeras (HUARANGA *ET AL.* 2012), aumentando la concentración de contaminantes en las áreas marinas. En la costa Nororiental de Venezuela, los ríos Unare y Neverí contribuyen con aportes significativos de material terrígeno, las cuales incrementan las concentraciones de contaminantes, incluyendo los metales pesados en las áreas costeras de Puerto La Cruz y Barcelona (GAMBOA *ET AL.* 1980).

En el estado Sucre, el sistema hidrográfico río Manzanares, uno de los cuerpos de agua más importante del estado, presenta problemas ambientales complicados como lo señalan (MÁRQUEZ *ET AL.* 2000; MARTÍNEZ & SENIOR 2001; FERMÍN 2015); en los límites de la cuenca media y baja se localizan numerosas empresas que explotan arena como material para construcción, incrementando con esta actividad, la turbidez del agua (GUTIÉRREZ 2005), y en la cuenca baja se encuentran empresas procesadoras de alimentos marinos, fábrica de licor, Mercado Municipal así como asentamientos humanos, de cuyas actividades se generan residuos líquidos los cuales son vertidos al río, sin haber sido previamente tratados, convirtiéndose en focos de contaminación, los cuales generan un progresivo aumento en los niveles de materia orgánica, organismos coliformes y metales pesados (SENIOR & GODOY 1991; IABICHELLA 1993; LEÓN 1995; GUTIÉRREZ 2005).

La presencia de metales trazas en los sistemas acuáticos naturales es originada por las interacciones entre el agua, sedimentos y la atmosfera con los cuales el agua entra en contacto (SOTERO & ALVA 2013). Las concentraciones de metales pesados en el agua fluctúan como resultado de las fuerzas hidrodinámicas naturales, biológicas y químicas. El hombre a través de la industrialización y desarrollo tecnológico, ha acelerado la capacidad de alterar esas interacciones por el extenso uso y variedad de las aguas (DELGADO 2012).

La reactividad de estos elementos en estos medios y su impacto en la vida acuática varía de acuerdo a la especiación del metal (MARTÍNEZ & SENIOR 2001). La mayor importancia es la habilidad para asociarse con otros componentes disueltos y suspendidos, así como, las asociaciones con los compuestos orgánicos presentes en la matriz agua.

En los sistemas estuarinos y costeros, se han incrementado la acumulación de metales pesados como consecuencia de las actividades agrícolas, industrial, humanas y el acelerado crecimiento demográfico, los cuales favorecen las descargas hacia la atmosfera, suelo y aguas, constituyendo de esta manera depósitos de elementos en fase disuelta y particulada, las cuales se ven acelerados por efecto de los procesos que en ellos ocurren (BEDOYA 2007).

Las especies metálicas que se encuentran en los sistemas acuáticos pueden existir en forma disuelta (orgánicamente enlazada, coloidal y lábil) o en forma particulada (detrítico y no detrítico); (TCHOBANOGLOUS 2008). La fase suspendida está constituida por materiales inorgánicos como óxidos, carbonatos y arcillas, mientras que la fase disuelta se encuentra formando estructuras de complejos orgánicos o inorgánicos y en algunos casos como especies o iones libres hidratados y pares iónicos inorgánicos (HOGAN 2010).

El comportamiento y distribución de los metales pesados no es fácil de entender, debido a las diferentes salinidades que presentan los diferentes medios acuáticos como: dulceacuícolas, estuarinos y marinos (LÓPEZ 2015; SALAZAR *ET AL.* 2018), es decir, el fuerte gradiente en la composición química del agua (LEÓN, 1995).

Existen normativas que clasifican a los cuerpos de aguas naturales, considerando en primer lugar a los metales pesados y a otros componentes en segundo lugar, sin tomar en cuenta las variaciones de los caudales por efecto de las condiciones climáticas (DECRETO 883 GACETA OFICIAL 1995); tampoco se considera el hecho, que cada cuerpo de agua presenta características muy definidas que lo distinguen de otros, aunque sus usos sean los mismos (HOWARTH *ET AL.* 2000). Al respecto, otro aspecto relevante sería la inclusión de índices ambientales (OTT 1978; RAMIREZ *ET AL.* 1997), los cuales permitirían describir al medio con

mayor amplitud, y ser usado a la vez para predecir y evaluar el impacto ambiental de cualquier proyecto, que se desarrolle en estos ecosistemas.

En vista de todo lo expuesto, y con el propósito de actualizar la información (data) en relación con la concentración, distribución y evolución de los contaminantes orgánicos, inorgánicos y metales en las fracciones disuelta y suspendidas, en la cuenca del río Manzanares y la zona marino-costera adyacente a su desembocadura; así como, su relación con las fuentes de contaminación y con las condiciones climáticas, se presenta este trabajo de investigación, el cual permitirá ampliar la información sobre la calidad de las aguas superficiales del río Manzanares, datos actualizados medidos en épocas climáticas diferentes, lluvia y sequía, en relación con el contenido de los contaminantes, con énfasis en el contenido de metales pesado, tanto en el material suspendido como disuelto de la matriz agua.

Esta data podrá ser utilizada además, como soporte para la gestión ambiental de la cuenca del río Manzanares. Para ello se dividirá esta investigación en cuatro capítulos. Un primer capítulo donde se estudiarán los parámetros relacionados con la variable clima tales como: precipitación, temperatura, humedad del aire y rapidez del viento; así como, el estudio del caudal del río en épocas de lluvia y sequía.

En el segundo capítulo se estudiarán las fuentes de contaminación conocidas por su descarga de aguas residuales como: Central Azucarero, Sistema de Tratamiento Palenque, La Florida, Mercado Municipal, Procesadoras de Productos Marinos, residencias domésticas, canales de lluvias entre otros, para establecer relaciones con la carga orgánica contaminante a través de los valores de caudal descargado, material orgánico, nutrientes y minerales, estos últimos evaluados mediante la aplicación de los ICOs (Índices de Contaminación).

Un tercer capítulo donde se evaluará cada uno de los metales y su distribución en cada una de las estaciones establecidas desde la cuenca alta media hasta la cuenca baja y la zona marino costera y finalmente, un cuarto capítulo que permitirá inferir sobre la calidad de las aguas del río Manzanares y la zona costera adyacente, mediante el uso de las metodologías ICA o

(Índice de Calidad de Agua), e IPI, (Índice de Contaminación Industrial); así como, recomendaciones para la revisión de la normativa sobre la calidad de las aguas del río Manzanares, a partir de los resultados obtenidos de esta investigación.

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

La cuenca del río Manzanares está ubicada en el Estado Sucre, Venezuela (Fig. 1). Tiene su nacimiento en el macizo montañoso del Turimiquire, en la cordillera de la costa, a 2300 m de altitud. Fluye a lo largo de 300 km y drena una cuenca de poco más de 1000 km². Este río integra, conjuntamente con los ríos Neverí y Guarapiche, el sistema fluvial de la Costa Oriental venezolana. Ha sido elemento decisivo tanto en la fundación como en la consolidación de la ciudad de Cumaná como centro de importancia. En su recorrido irriga diversos poblados con una alta dedicación agrícola, como Cumanacoa, San Salvador, Arenas, San Lorenzo y Quebrada Seca.

El río Manzanares desemboca en la entrada del Golfo de Cariaco, ejerciendo una gran influencia hacia el lado oeste de la costa de Cumaná; la cual se encuentra ubicada entre los 10° 24' y 10° 30' Latitud Norte y 64° 10' y 64° 20' Longitud Oeste.

El río Manzanares recibe las descargas de varios afluentes, constituyendo una cuenca aislada perteneciente a la gran cuenca del Caribe (AGUILERA *ET AL.* 1985). Recibe por su margen derecha 9 ríos y 13 riachuelos y quebradas, y por su margen izquierda 14 ríos principales y 6 secundarios. El aporte medio anual del río Manzanares al mar fue estimado en 558x10⁶ toneladas de agua, la cual se reparte entre la zona del aliviadero, sector donde se produce una gran sedimentación (AGUILERA & ROJAS 1976) y su desembocadura original. Según estimaciones, para 2001 vivían en el valle del Manzanares cerca de 300000 personas, número que ha ido en aumento según cifras de los censos nacionales (INE 2014, 2021).

Se establecieron 33 estaciones las cuales cubrieron las cuencas alta, media y baja del ecosistema; de éstas, 21 permanecieron fijas y las restantes correspondieron a la zona de

mezcla río-mar (zona estuarina). Las estaciones se ubicaron y posicionaron durante los primeros meses de la investigación (Tabla 1.1).

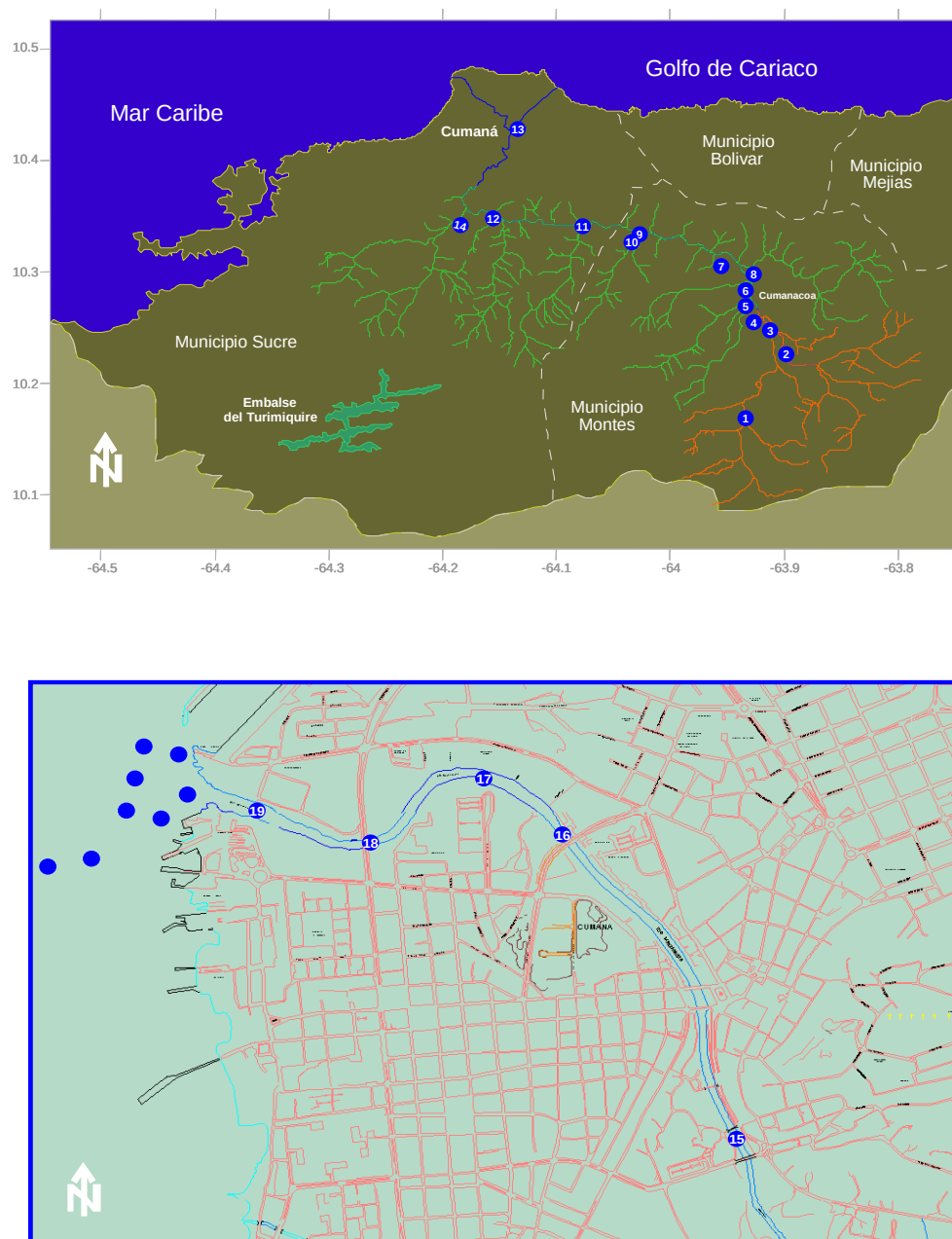


Fig. A. Ubicación geográfica de las estaciones en las cuencas Alta, Media y Baja del río Manzanar.

Tabla A. Ubicación geográfica de las estaciones muestreadas en las cuencas alta, media y baja del río Manzanares.

Estación	Localizado en:	Longitud (Grad)	Latitud (Grad)
1	Yoraco	63,9347	10,1833
2	Las Trincheras	63,9342	10,1831
3	La Fragua	63,9214	10,2033
4	Los Cedros	63,9117	10,2614
5	Río Guasdua	63,9322	10,2717
6	Río Caribe	63,9333	10,2761
7	Río Arena	63,2907	10,9342
8	Quebrada Seca	63,9736	10,2994
9	San Juan (vía San Fernando)	63,9706	10,2836
10	El Yaque	64,0284	10,3340
11	Cedeño	64,0372	10,3464
12	Rancherías	64,0341	10,3412
13	Tataracual	64,0791	10,3424
14	El Edén del Niño	64,1672	10,3531
15	Aliviadero	64,1500	10,1833
16	San Juan de Macarapana	64,1483	10,3544
17	Puente Gómez Rubio	64,1681	10,4581
18	Puente Gonzalo de Ocampo	64,1800	10,4689
19	Mercado Municipal	64,1856	10,4697
20	Puente Arístides Rojas	64,1867	10,4692
21	Empresa Avecaisa	64,1889	10,4694
22	Pluma del río Manzanares	64,1130	10,2814
23	Pluma del río Manzanares	64,1138	10,2818
24	Pluma del río Manzanares	64,1141	10,2813
25	Pluma del río Manzanares	64,1142	10,2822
26	Pluma del río Manzanares	64,1139	10,2811
27	Pluma del río Manzanares	64,1137	10,2814
28	Pluma del río Manzanares	64,1137	10,2817
29	Pluma del río Manzanares	64,1134	10,2821
30	Pluma del río Manzanares	64,1133	10,2819
31	Pluma del río Manzanares	64,1132	10,2818
32	Pluma del río Manzanares	64,1133	10,2819
33	Agua de mar	64,1134	10,2813
Zona Estuarina :16 estaciones de salinidades variables incluyendo:			
Pluma del Manzanares			
Mar afuera			

1. HIDROLOGÍA DE LA CUENCA DEL RÍO MANZANARES

1.1. INTRODUCCIÓN

La manera como el agua llega a través del ciclo hidrológico a nuestro planeta es completamente irregular, y es precisamente contra estas irregularidades que lucha el ser humano. Por ejemplo en nuestro país todos los años se presentan problemas de escasez de agua en algunos lugares y problemas de inundaciones en otros.

Como todo ciclo, el hidrológico no tiene principio ni fin; su descripción puede comenzar en cualquier punto. El agua que se encuentra sobre la superficie terrestre es transportada por las masas de aire, en determinadas condiciones de presión y temperatura, el vapor se condensa formando las nubes, las cuales a su vez forman precipitaciones que caen a la tierra infiltrándose o escurriéndose (SÁNCHEZ 2003).

El agua que se infiltra, puede humedecer los suelos o llegar hasta los depósitos subterráneos, de allí puede fluir hasta las corrientes de los ríos o descargar en los mares u océanos (KIELY 1999), es por eso que los procesos naturales intervienen directamente en los fenómenos hidrológicos, la complejidad de estos procesos hace que el enfoque de los problemas hidrológicos no sean de fácil razonamiento (VILLÓN 2004).

Las características hidrológicas de una región están determinadas por su estructura geológica, geográfica y en forma dominante por el clima (ESCAMILLO 2004). Entre los factores climatológicos relevantes se encuentran la cantidad y distribución de la precipitación, los efectos del viento, la temperatura, la humedad y la evapotranspiración (VILLÓN 2004).

El clima como un conjunto de condiciones atmosféricas fluctuantes, se caracteriza por los estados del tiempo en un lugar determinado, durante un periodo relativamente largo

(MONTILLA 2007), y los cambios en la interacción de sus componentes inciden de manera directa sobre la composición de la atmosfera, en la alteración de las propiedades de la superficie de la tierra, en la cantidad y naturaleza de las nubes, y en la distribución del calor lo cual repercute a nivel regional y mundial. (JONES & MOBERG 2003).

En el caso de nuestra región, el ENSO es considerado el principal mecanismo forzador de la variabilidad climática. Este fenómeno se refiere a un crecimiento inusual de la temperatura superficial del agua del mar sobre el oriente y centro del pacífico tropical (POVEDA *ET AL.* 2006). El Niño como fase cálida del ENSO, se presenta con un aumento de la temperatura superficial, lo que conduce a alteraciones en el patrón de circulación del viento, la presión atmosférica y la precipitación (POVEDA 2004).

Los fenómenos de variabilidad climática son mayores a escala regional que a escala mundial, aunque a escala regional influyen otros factores no climáticos como los cambios de uso del suelo la contaminación y las especies invasivas (IPCC 2008). La relación existente entre la variabilidad climática y los caudales de un río, es de gran relevancia en la medida en que los cambios suscitados con el pasar de los años, en los parámetros climáticos generan modificaciones en los componentes hidrológicos y sus relacionados como vegetación y suelo (MADROÑERO & MAFLA 2013).

El análisis de los datos de precipitación, la predicción y los pronósticos de caudales son los problemas de mayor interés en la hidrología de las aguas superficiales (QUICHIMBO *ET AL.* 2013). Comprender los procesos hidrológicos y tener la capacidad de pronosticarla a tiempo es esencial para la gestión sostenible de cuencas y sus recursos naturales, entre los cuales, el agua es quizás de mayor relevancia dada la diversidad de sus usos potenciales (SANDERSON *ET AL.* 2002).

La distorsión significativa de los regímenes de flujo en los ríos debido a la construcción de proyectos como presas (POVEDA *ET AL.* 2006); así como, la alteración de la carga de las aguas subterráneas debido a los cambios de uso del suelo (SCANLON *ET AL.* 2006) entre

muchas otras, tienen que ver con el abastecimiento rápido del almacenamiento en acuífero debido al bombeo excesivo (RODELL *ET AL.* 2009).

De manera paralela a la disminución de los recursos de agua dulce, el incremento de riesgos hidrológicos tales como inundaciones y sequía, no solo se presentan en los países en desarrollo, generalmente menos preparados, sino también en los países más desarrollados (VÁSQUEZ *ET AL.* 2012).

Los efectos socioeconómicos y ambientales del exceso y escases del agua son tales, que las sociedades piden cada vez más a la comunidad científica y política, el desarrollo de planes de gestión adecuados para la prevención y mitigación de los efectos negativos y para la conservación más eficaz del medio ambiente (ARES 2014).

El estudio de la relación lluvia – escorrentía, mediante datos, predicciones o a través de modelos, son útiles para comprender las interacciones dinámicas entre el clima y la hidrología de la superficie terrestre, (VÁSQUEZ 2010) a un nivel de detalle según el problema (SINH & WOOLHISER 2002).

Inferir el caudal histórico proveniente de una precipitación, permite a futuro obtener los caudales en un río sin mediciones de flujo en estaciones hidrométricas; (SÁNCHEZ 2003) o extender los registros cortos de caudales a fin de someterlos a análisis estadístico.

El análisis de los datos de precipitación, caudal y temperatura son la base para entender cualquier proceso físico o químico que se produce en cualquier cuerpo de agua natural, dulce o salado (SÁNCHEZ 2003). No se puede establecer una única receta para determinar el caudal de un río, todo dependerá de las características de la fuente y la capacidad de aplicación de la metodología (MESA 2009).

El caudal de un río se puede determinar mediante el método para canales abiertos el cual establece (PERRY 2007, ISO 748, 2007)

$$Q = AxV \quad (\text{Ec. 1.1})$$

Q = caudal m^3/s

A = área de una sección transversal del río (m^2)

V = rapidez superficial (m/s)

Este método aunque sencillo requiere de mediciones repetitivas a fin de minimizar los errores inherentes a la medición. En caso de no poder realizar las mediciones de caudal directamente en el área de estudio, es posible estimar el caudal de diseño (caudal teórico) que circula partir de datos pluviométricos de la zona en estudio y mediante la aplicación del método racional (FERRER, 1993).

$$Q = AxI \quad (\text{Ec. 1.2})$$

Q = Caudal

A = superficie de la cuenca

I = intensidad de la lluvia

Un problema clásico, lo constituye la obtención de la esorrentía directa que corresponde a una determinada lluvia; en un lugar específico (SÁNCHEZ 2003). Unos de los métodos aplicados para resolver este problema es a través del coeficiente de esorrentía (MARTÍNEZ DE AZAGRA 2006; IBAÑEZ *ET AL.* 2011).

El coeficiente de esorrentía es la relación entre la parte de la precipitación que circula superficialmente y la precipitación total, entendiendo que la parte superficial es menor que la precipitación total, al descontar la evaporación, evapotranspiración, almacenamiento entre otros (SÁNCHEZ 2003).

El coeficiente de esorrentía es un valor adimensional comprendido entre 0 y 1; además, para una misma cuenca depende de la duración de la lluvia, para lluvias largas el coeficiente es superior al de las lluvias cortas (APARICIO 1997). La esorrentía depende también de la zona urbana a que corresponde, de los materiales constituyentes de la

superficie, y en relación a la zonificación puede adaptarse a los siguientes valores (Anexo 1.1, APARICIO 1997).

En el caso de cuencas heterogéneas debe obtenerse el coeficiente medio equivalente para ello, se descompone la superficie total de la cuenca en sectores y se calcula la esorrentía equivalente como media (SÁNCHEZ 2003).

Una forma de visualizar el significado del coeficiente de esorrentía es tratarlo en términos de porcentaje de lluvia. Un coeficiente de esorrentía que represente 0,85, es una esorrentía que representa el 85% de la lluvia.

El coeficiente de esorrentía, no es un factor constante, pues no solo varía de acuerdo con la magnitud de la lluvia, particularmente también con las condiciones fisiográficas de la cuenca: cobertura vegetal, pendiente, tipo de suelo (RAZURI 1984), por lo que su determinación es aproximada (Anexo 1.2).

En general, las cuencas receptoras presentan variedad de suelos, con cobertura, pendiente y permeabilidad variable, en estos casos se recomienda determinar el coeficiente de esorrentía ponderado (IBÁÑEZ ET AL. 2011). Para ello, se dividirá la cuenca en zonas con características homogéneas de tipo de suelo, cobertura vegetal y pendiente, a las cuales se le asignará el respectivo coeficiente parcial de acuerdo con el anexo 1.3.

Cada coeficiente parcial (p_i) es luego multiplicado por el área (A_i) de la sección correspondiente. Luego, se suman los productos de cada zona y se divide el resultado entre el área total de la cuenca, para obtener el coeficiente de esorrentía ponderado:

$$C_p (\text{ponderado}) = \frac{\sum (C_{pi} A_i)}{\sum A_i} \quad (\text{Ec. 1.3})$$

Por lo que la ecuación 2, se transformaría:

$$Q = C_{pi} I A \quad (\text{Ec. 1.4})$$

Q = Caudal (m^3/s)

C_{pi} = Coeficiente de escorrentía ponderado

I = Intensidad de lluvia

A = Superficie de la cuenca.

Para la transformación del caudal en m^3/s es preciso introducir los factores correspondientes. Para enfocar los problemas hidrológicos es necesario contar primero con una serie de datos entre ellos los más importante son: precipitación, caudal y temperatura, segundo analizarlos estadísticamente y finalmente establecer la norma que gobierna estos sucesos (VILLÓN, 2004), entendiendo que cada problema hidrológico es único y las conclusiones cuantitativas no pueden extrapolarse a otros problemas.

1.2. Clima en Venezuela

Debido a encontrarse en la zona de convergencia intertropical (ZCIT), el clima de Venezuela es cálido y lluvioso en general, pero debido a la orografía, la dirección dominante de los vientos y la disposición de las alineaciones (respecto a las corrientes marinas), se presentan varios tipos climáticos que son casi los mismos que se pueden encontrar en las latitudes intertropicales (SILVA 2010).

La latitud ejerce poca influencia sobre el clima venezolano, pero la altitud lo cambia drásticamente, sobre todo en lo que se refiere a la temperatura, alcanzando valores muy diferentes de acuerdo con la presencia de los distintos pisos térmicos (SILVA 2010). La temperatura media anual se reduce con la altitud, por ejemplo lugares por encima de 1300 msnm con 17°C de promedio anual contrasta con los pueblos y ciudades ubicados a escasa altura sobre el nivel del mar, los cuales superan los 27 o 28°C de media anual. Aunque la amplitud anual es muy escasa en todo el país, este nunca supera los 4°C de diferencia, por lo que en Venezuela se denomina invierno al periodo que corresponde con los meses lluviosos (SILVA 2010).

Dos factores fundamentales afectan al clima de Venezuela: los vientos del norte que producen humedad a las costas del país y el paso anual del sol, el cual afecta la circulación atmosférica general (MONTILLA 2007). La influencia del mar incide en las variables del

clima, aunque constituye un factor de menor importancia que la altitud, así en las zonas costeras las temperaturas máximas son altas, pero no tanto como en los llanos, alejados de la costa.

De acuerdo con la estructuración del clima en pisos térmicos, el estado Sucre, en la región oriental del país, presenta un clima muy cálido con temperaturas medias anuales superiores a 26°C y elevación hasta 300 msnm. Por lo tanto, las temperaturas y las precipitaciones son los dos elementos que definen el comportamiento del clima en la zona oriental y Venezuela en general (SILVA 2010).

1.3. Descripción de los periodos climáticos de Venezuela

Venezuela se caracteriza por presentar dos periodos climáticos: lluvioso de mayo a octubre y seco de diciembre a abril. El mes de noviembre se caracteriza por ser la transición entre la finalización de la temporada de lluvias y el inicio de la temporada seca en el país, momento en el cual comienza la zona de convergencia intertropical (ZICT) a trasladarse de manera gradual desde el norte de Venezuela hacia el sur; y así continuará hasta finales del mes de la temporada de ondas y perturbaciones tropicales sobre el océano Atlántico, Mar Caribe y Golfo de México (SILVA 2010).

El sistema de alta presión que predomina sobre el océano Atlántico y el mar Caribe, originan periodos con poca nubosidad, particularmente sobre las regiones Oriental, Central, Centro Occidental, Norte zuliano y Llanos Centrales, sin embargo la ZCIT, en su retiro al sur puede originar eventos ocasionales de precipitaciones muy intensos aunque de corta duración sobre el norte del país (SILVA 2010).

Las bajas presiones extratropicales tienden a desplazarse de Oeste a Este, más al Sur sobre el Atlántico al Norte de las grandes Antillas, volviéndose estacionarias. El viento fuerte y persistente orientado hacia el sur alrededor de la baja presión genera oleaje de importancia en esa zona trasladándose hacia el Caribe, generando oleaje de mar de fondo en las costas venezolanas (STRAHLER 2008).

A mediados del año 2013 se inició un período de sequía sobre gran parte del territorio nacional, permaneciendo durante todo los 2014 y 2015, disminuyendo su intensidad, magnitud y cobertura espacial para el inicio de la temporada lluviosa del año 2016. Las causas han sido diversas, la organización meteorológica mundial (OMM, 2015) señaló la presencia del fenómeno el Niño, catalogándolo de intensidad fuerte, una vez que las temperaturas del océano Pacífico Ecuatorial Central se mantuvo sobre los 0,5 °C durante cinco meses continuos. Las presiones atmosféricas entre el sector Oriental y Occidental del Pacífico se invirtieron, (disminuyendo la presión frente a las costas de Ecuador, Perú y norte de Chile y aumentando en el Pacífico Occidental en Indonesia y Australia), acoplándose al sistema atmósfera-océano para dar paso al ENSO, en su fase cálida (El Niño) (INAMEH 2013).

Este fenómeno provocó sequías sobre grandes sectores de Venezuela, perdurando hasta abril 2016, sin embargo la sequía continuó en sectores de la región occidental del país hasta enero 2017.

1.4. HIPÓTESIS

Las características hidrológicas del río Manzanares están estrechamente relacionadas con las condiciones climáticas del país.

1.5. OBJETIVO

Analizar la influencia de las condiciones climáticas del país sobre el caudal del río Manzanares en los meses de sequía y lluvia.

1.6. METODOLOGIA

A partir de mediciones de campo en estaciones establecidas en las localidades Rancherías (cuenca media) y parque Guaiquerí (cuenca baja, se realizó la determinación de caudal en las épocas de sequía año 2014) y lluvia (año 2016), aplicando para ello el método para canales abierto (PERRY 2007; ISO 748 2007; STUM 2009).

Se estimaron los caudales teóricos o de diseño para los años 2012 a 2016, por aplicación del método racional propuesto por (FERRER 1993), y mediante recopilación de información aportada por el Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMEH) a través de sus boletines meteorológicos para los años 2012-2016 (www.inameh.gob.ve/com).

La estimación de los coeficiente de escorrentía ponderado para las tres subcuencas del río Manzanares se llevó a cabo mediante el uso: (1) información obtenida del boletín emanado del Instituto Nacional de Estadística, sobre el censo poblacional llevado a cabo durante el año 2011, en su sección correspondiente al estado Sucre Anexo 1.4 y 1.5 (INE 2014), (2) información proveniente del Anexo 1.1 sobre los coeficientes establecidos según la duración de las lluvias y el número de viviendas y habitantes y (3) información sobre los coeficientes según el tipo de vegetación, suelo y pendiente del terreno.

Las relaciones estadísticas lluvia-escorrentía para toda la cuenca del río Manzanares, durante los años 2012-2016 se obtuvo mediante regresión lineal múltiple, por aplicación del programa STATGRAPHIC PLUS 5.1

La recopilación de los datos relacionados con: velocidad del viento y temperatura para el estado Sucre durante los años 2014-2016 se obtuvo de la página web del INAMEH (www.inameh.gob.ve/), valores registrados en las estaciones Miramar y Los Cocos del Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología para el estado Sucre.

Los registros de temperatura para cada una de las estaciones establecidas en la cuenca del río Manzanares durante las épocas de sequía y lluvia, se obtuvieron mediante mediciones electrométricas *in situ*, usando para ello equipo de campo marca ORION con una precisión de $\pm 0,01^{\circ}\text{C}$.

1.7. ANÁLISIS DE RESULTADOS

1.7.1. Temperatura

La temperatura es uno de los factores a considerar en el análisis de las mediciones climáticas del país debido a sus efectos sobre las características hidrológicas de los ecosistemas dulceacuícolas (VILLÓN 2004) y a cuya influencia no escapa la cuenca del río Manzanares (MÁRQUEZ *ET AL.* 2002).

La distribución de la temperatura ambiental y la rapidez del viento (km/h) para el estado Sucre, se presenta en la figura 1.1 en ella se observan variaciones de temperatura entre 27 y 33°C, con un promedio de 30°C para el año 2014 y valores entre 26 y 33°C, con un promedio de 30°C durante el 2016, registros que se reflejan también durante el último trimestre de 2014 y primeros meses de 2016, en concordancia con lo esperado para regiones con piso térmico muy cálido (SILVA 2010).

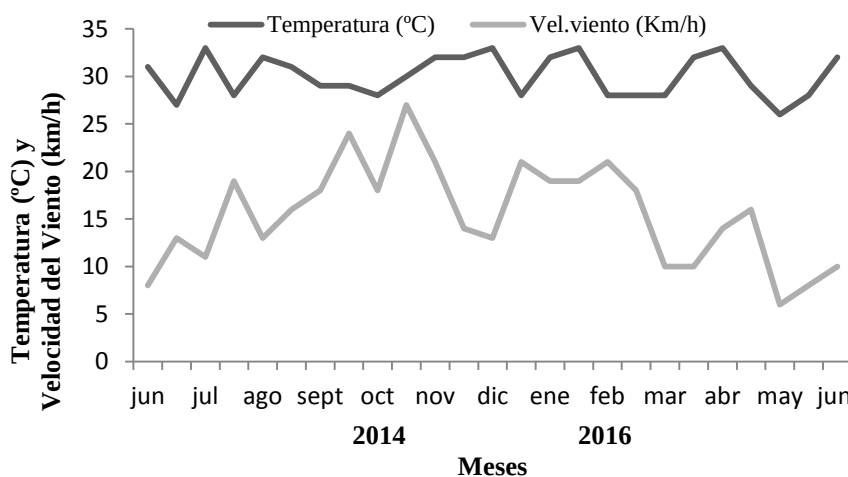


Fig. 1.1. Evolución temporal de la Temperatura (°C)- Rapidez del viento (km/h) 2014-2016 para el estado Sucre. Fuente: INAMEH 2014-2016

En relación con la velocidad del viento el comportamiento obtenido es análogo al exhibido por la temperatura, con celeridades que fluctuaron entre 8 y 27 km/h durante 2014, mientras que durante 2016 se presentaron velocidades de viento entre 8 y 21 km/h, con promedios entre 26 y 14,33 km/h para 2014 y 2016 respectivamente, indicando que estas variables se

complementan para la distribución de la radiación solar; así como en los procesos de evaporación/transpiración (VILLÓN 2004; SALAS & FERNÁNDEZ, 2006).

Para estudiar los efectos de estas variables climáticas, sobre las temperaturas registradas en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares durante los años 2014 y 2016, se presenta la figura 1.2. En ella se observa que las subcuencas exhibieron temperaturas variables que oscilaron entre 22,3 y 26,5°C para la cuenca alta, entre 24,7 y 31,2°C para la cuenca media y entre 23 y 31°C para la cuenca baja, registrándose en esta última valores inferiores a los medidos en la cuenca media, debido a la influencia del agua del mar, en particular durante las épocas de sequía debido al movimiento convectivo de las aguas del fondo del mar hacia la superficie por efecto de los vientos de la zona (vientos alisios) (SENIOR 2000). Estos valores son similares a los reportados por (GUTIÉRREZ 2005).

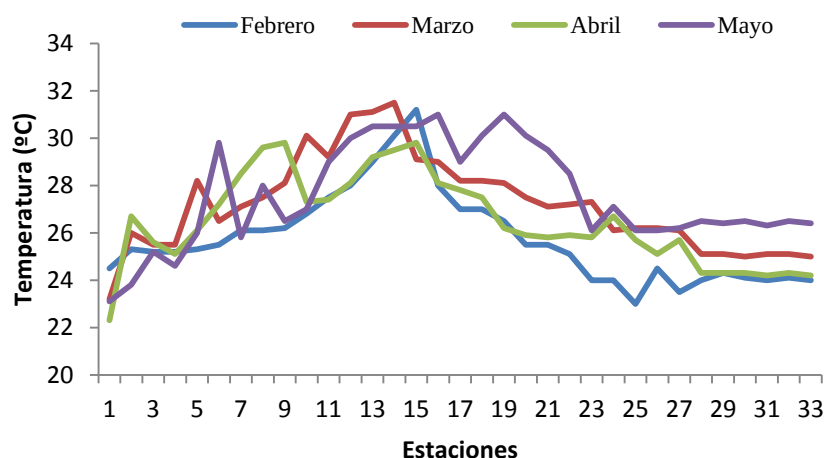


Fig. 1.2. Distribución de la temperatura en función de las estaciones para la cuenca del río Manzanares durante el periodo de sequía 2014.

El análisis estadístico de los datos de temperatura (graficas cajas y bigotes) se presenta en la figura 1.3, observándose para los meses febrero-mayo de 2014 (época de sequía) un valor $f = 5,20$, es decir, la relación entre el valor estimado dentro de los grupos y entre grupos, y un valor de $p < 0,05$, indicando que existen diferencias estadísticamente significativas entre los promedios de los meses de sequía del año 2014, en un nivel de confianza de 95%.

En la figura 1.4 se muestran los valores de temperatura para cada una de las estaciones en la cuenca del río Manzanares durante el periodo de lluvia 2016, observándose que la cuenca alta registro valores entre 23,75 y 25,96 °C, la cuenca media entre 25,64 y 28,79 °C, mientras que la cuenca baja exhibió valores entre 26,66 y 27,66 °C, indicando un aumento progresivo de la temperatura desde la cuenca alta hasta la cuenca baja en el recorrido de las aguas del río a lo largo de toda la cuenca junto con un transporte de calor.

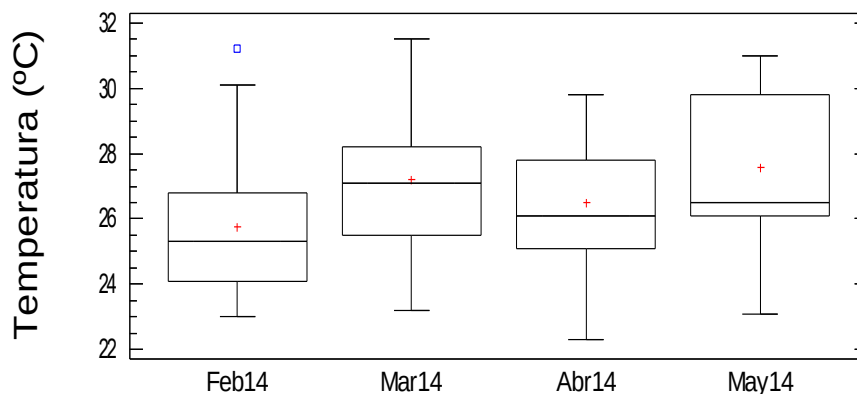


Fig. 1.3. Análisis estadístico de la data de temperatura para la cuenca del río Manzanares durante el periodo de sequía 2014.

La figura 1.5 referida al análisis de los promedios mensuales para 2014, señala que los valores de temperatura para el río Manzanares fluctuaron entre 25,99 y 27,51°C con un promedio de 26,75°C; estas temperaturas observadas se deben a los efectos de la radiación solar, y a la baja profundidad del río Manzanares, cuyo volumen de agua disminuye durante la época de sequía (GUTIÉRREZ 2005; MEDINA *ET AL*, 2013) evidenciando la sensibilidad de la hidrología de una cuenca a los cambios en las condiciones media del clima, afectando la disponibilidad de agua dulce como lo señalan (SAURRAL & BARROS 2009), en su estudio sobre la cuenca del río Plata en Argentina.

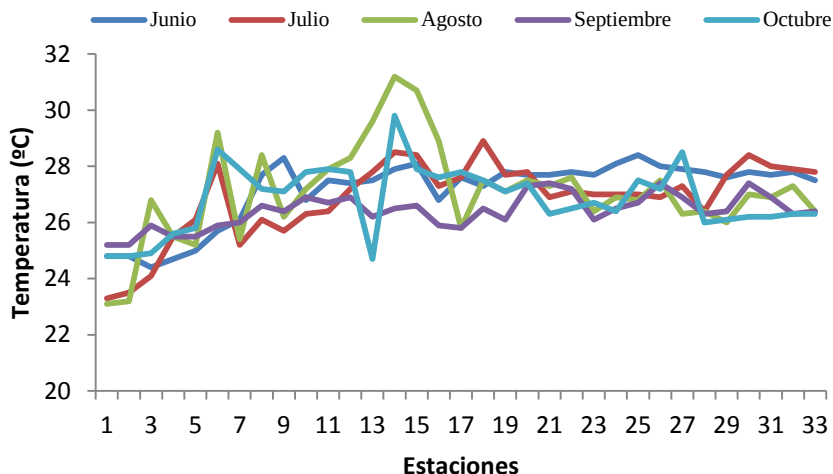


Fig. 1.4. Distribución de la temperatura en función de las estaciones para la cuenca del río Manzanares durante el periodo de lluvia 2016.

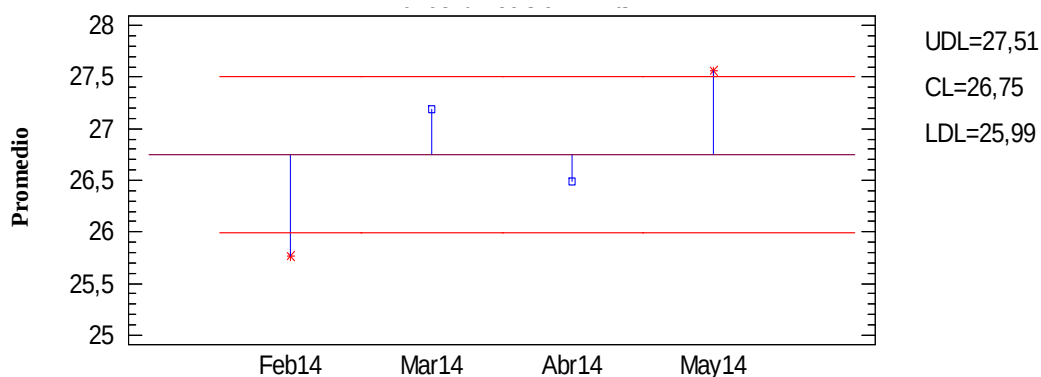


Fig. 1.5. Análisis estadístico de los promedios mensuales de temperatura (°C) para el río Manzanares durante el periodo de sequía 2014

Por otro lado, el análisis estadístico de los datos de temperatura para los meses de lluvia del año 2016 se presenta en la figura 1.6. El análisis de varianza reveló que la razón $f=1,70$ (razón entre grupos/dentro de grupos) y un valor de $p>0,05$ para un nivel de confianza de 95%. Estos valores, indican que no existen diferencias estadísticamente significativas entre los promedios de temperatura de los cinco meses lluviosos estudiados.

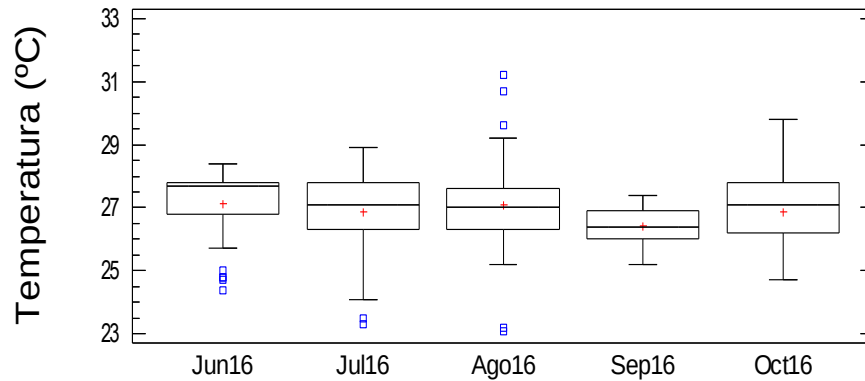


Fig. 1.6 Análisis estadístico de cajas y bigotes para la data de temperatura para la cuenca del río Manzanares durante el periodo de lluvia 2016.

Así mismo, la figura 1.7 muestra el análisis de promedios de temperatura para 2016, registrándose un valor medio de 26,87°C; es decir 0,1°C de diferencia con respecto a los meses de sequía del año 2014; así como, temperatura mínimo promedio de 26,37°C y máximo promedio de 27,38°C; es decir, 0,38°C y -0,13°C de diferencia con respecto a los promedios mínimos y máximos del año 2014 respectivamente.

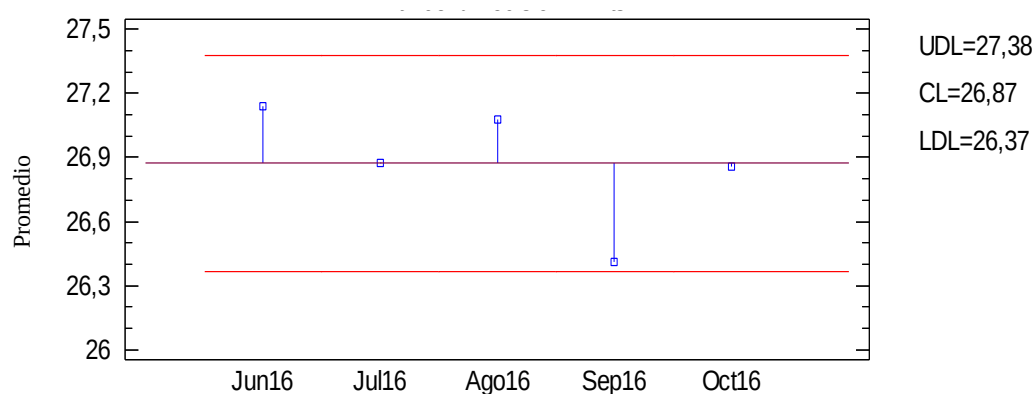


Fig. 1.7. Análisis estadístico de los promedios mensuales de temperatura (°C) para el río Manzanares durante el periodo de lluvia 2016

La diferencia en el comportamiento de la temperatura del río Manzanares para el año 2014 (sequia) con respecto a 2016 (lluvia) puede explicarse por corresponder a) periodos climáticos diferentes, b) años de estudio no consecutivos y c) sequía prolongada que se

registró en el país desde julio 2013 hasta mayo 2016 pero con repercusión en el resto del año 2016.

1.7.2. Caudales Teóricos o de Diseño

El análisis de las tormentas (conjunto de lluvias que obedecen a una misma perturbación meteorológica y de características bien definidas). Está íntimamente relacionado con los caudales máximos de una cuenca específica (VILLÓN 2004). Los efectos de las precipitaciones sobre el caudal de los ríos ha sido objeto de amplios estudios como los reportados por (DE BRIEVE *ET AL.* 2013; BETANCOR *ET AL.* 2014; VÁSQUEZ 2015) entre otros, siendo su cantidad y distribución los que determinan el caudal y sus variaciones a lo largo del año (MOFTAKHARI *ET AL.* 2013).

La cuenca del río Manzanares carece de estaciones pluviométricas, por lo que la obtención de estos registros sólo es posible a través de revisiones y búsqueda de boletines meteorológicos mensuales del Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología para el estado Sucre, considerando para ello los registros correspondientes desde el año 2012 hasta 2016. Se tomaron en cuenta los caudales de los años previos a la investigación como una herramienta para evaluar las condiciones en la cuenca del río Manzanares y sus valores se calcularon a partir de los registros de precipitación proveniente de las estaciones Cocollar y Cumaná del estado Sucre. Estos datos son importantes para conocer las modificaciones ocurridas en el incremento del escurrimiento del agua hacia la cuenca, lo cual favorece las condiciones para la pérdida de suelo y la producción de sedimentos en el río (MÁRQUEZ *ET AL.* 2002, ARES 2014).

En la figura 1.8 se presentan los datos pluviométricos registrados en las subcuencas del río Manzanares para los años 2012 – 2016, de ella se desprende que para el año 2012 se alcanzó un máximo pluviométrico de 96 y 145 mm durante junio y septiembre, y un promedio de 65,70 mm para la cuenca alta, mientras que la cuenca media alcanzó máximos de 108 y 123 mm durante junio y septiembre con un promedio de 45,55 mm, por su parte

en la cuenca baja se alcanzaron máximos de 58 y 118 mm durante mayo y septiembre con un promedio de 36,67 mm para todo el año. De acuerdo con el Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología durante el 2013 se registraron lluvias suaves entre 6 y 13 mm entre junio y agosto, continuando con incrementos hasta octubre cuando alcanzó su máximo valor de 21,4 mm aproximadamente, desde este mes en adelante, se observaron descensos continuos hasta mayo del año 2014, cuando la sequía se cuantificó entre 18 y 32 mm hasta agosto de ese mismo año, cuando se registró un máximo de 109 mm y 120 mm en noviembre en la cuenca alta. El año 2015 de sequía pronunciada a diferencia del promedio histórico, cuando las bajas precipitaciones se registraron entre marzo y julio con valores inferiores a 10 mm, estos descensos en las precipitaciones se extendieron incluso hasta finales del año 2015, registrándose un máximo de 17,4 mm en octubre, la sequía severa observada en todo el país como consecuencia del fenómeno del niño (INAMEH, 2015) afectando de manera indirecta los hábitos de vida del venezolano.

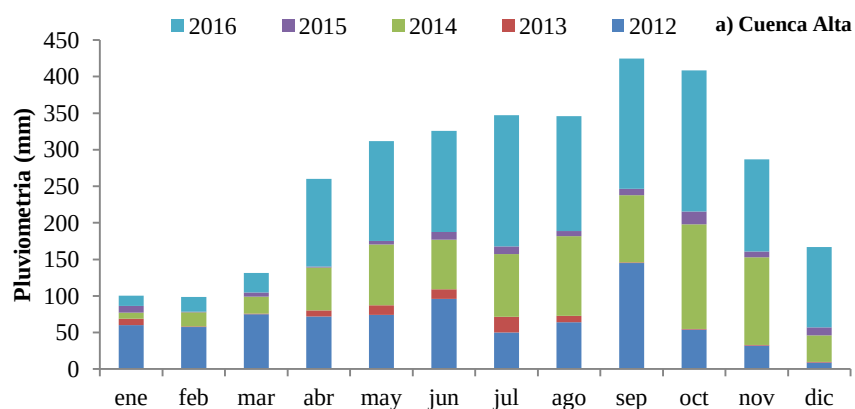
Es en el año 2016 cuando empieza a observarse, nuevamente el ciclo de sequía y lluvia habitual en el territorio nacional, con lluvias pronunciadas en el mes de mayo, máximos pluviométricos entre julio y octubre, los cuales ocasionaron inundaciones en algunas regiones del país (INAMEH 2012-2016).

Por su parte, el análisis de los caudales teóricos o de diseño, estimados mediante el método racional (APARICIO, 1997) requirió el cálculo de los coeficientes de escorrentía ponderado para cada una de las microcuencas del río Manzanares y cuyos valores se presentan en el Anexo 1.5, obteniéndose el mayor coeficiente ponderado para la cuenca alta con un valor de 0,45, mientras que las cuencas media y baja revelaron 0,401 y 0,409 respectivamente, valores que representan una escorrentía por debajo del 50% de la lluvia precipitada.

La figura 1.9 presenta la distribución de los caudales estimados para cada una de las subcuencas siendo, a) cuenca alta, b) cuenca media y c) cuenca baja, en ellas se aprecia que los mayores caudales se registraron durante los años 2012 y 2016 y los menores durante 2013, 2014 y 2015, años durante los cuales se prolongó el periodo de sequía en todo el

territorio nacional (INAMEH 2013-2015) por efecto del fenómeno El Niño. Resalta la mayor concentración de caudal en la cuenca media con valores máximos de 100 y 120 m³/s para 2012 y 2016 respectivamente; mientras que la cuenca baja registró valores máximos entre 60 y 65 m³/s para los años antes mencionados. Este incremento en el caudal teórico de la cuenca baja es superior al registrado para la cuenca alta, como consecuencia de la crecida de aguas en la cuenca media, cuyos efectos se extienden aguas abajo, en concordancia con lo observado por (ALVARES & BARROS, 2006), en las aguas del río Medellín, Colombia, quienes señalan que las contribuciones de caudal producidos por los aportes de las precipitaciones aguas arriba son determinantes para explicar el comportamiento en el aumento de los caudales aguas abajo.

Los resultados de ajustar el método de regresión lineal múltiple para describir la relación entre caudal teórico y precipitación (variable independiente) para la cuenca del río Manzanares durante los años 2012 a 2016 se presenta en la figura 1.10, observándose una relación creciente entre ambas variables tanto en el periodo lluvioso como seco obteniéndose $p < 0,001$ en cada una de las gráficas, lo que indica que la relación existente lluvia/escorrentía es estadísticamente significativo en un 99% de nivel de confianza.



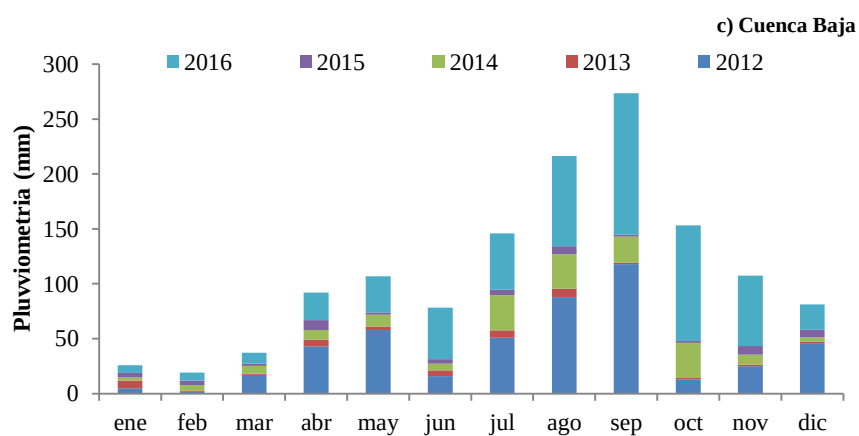
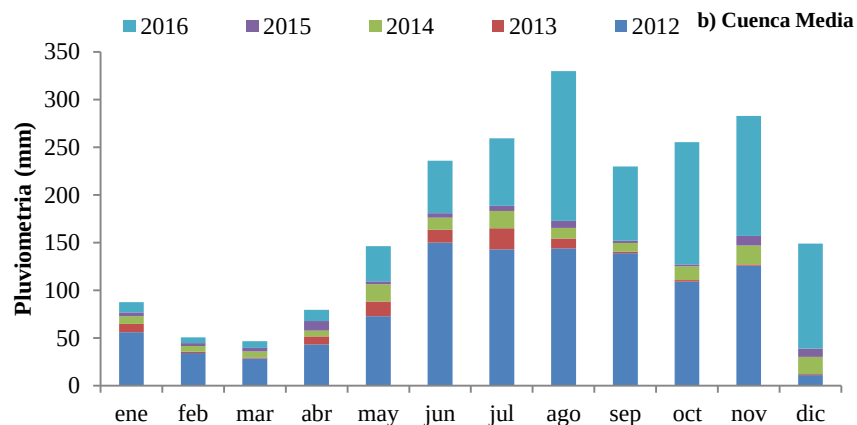
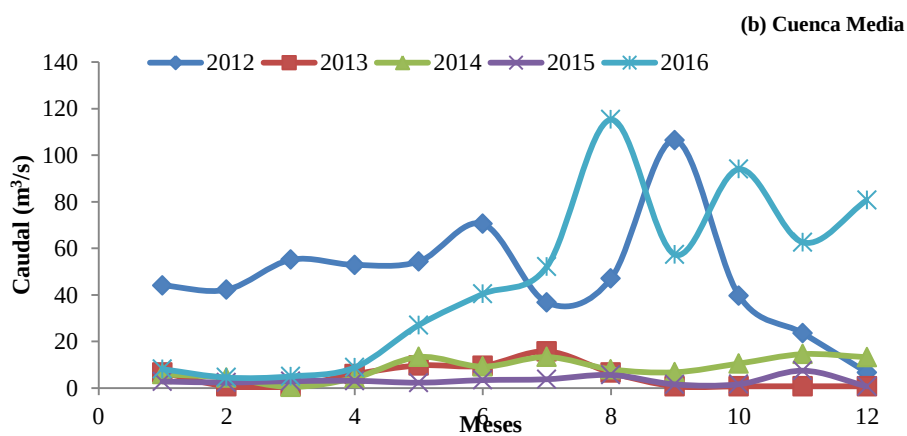


Fig. 1.8. Datos de pluviometría (mm) para las subcuencas del río Manzanares durante el periodo 2012 - 2016.



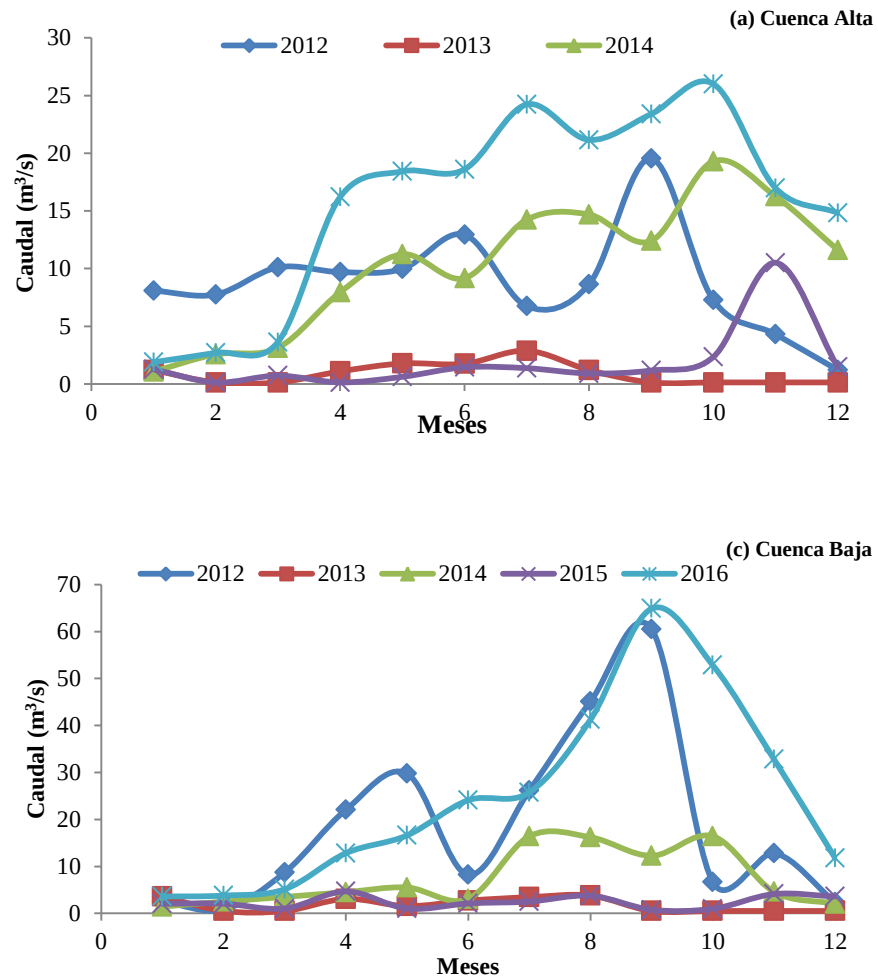


Fig. 1.9. Distribución de los caudales (m^3/s) estimados para cada una de las subcuencas del río Manzanares durante el periodo 2012 - 2016.

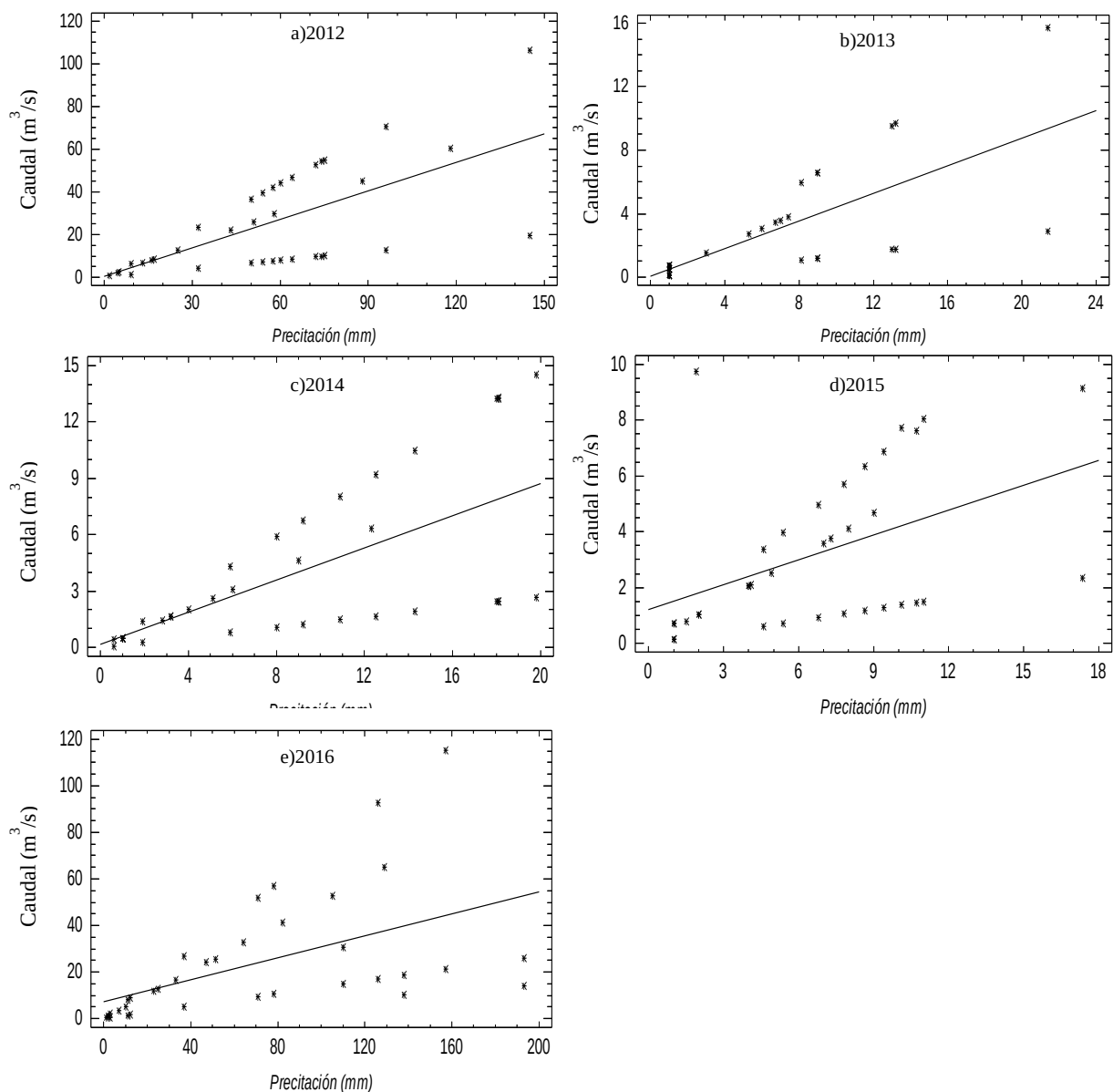


Fig. 1.10. Relación caudal (m³/s) – precipitación (mm), según el ajuste del modelo de regresión lineal múltiple para la cuenca del río Manzanares durante los años 2012-2016 a) 2012, b) 2013, c) 2014, d) 2015 y e) 2016

El ajuste del modelo de regresión lineal múltiple para la relación lluvia/escorrentía permitió obtener las siguientes relaciones para la variabilidad de caudal:

$$Q_{2012} = 0,445 \text{ Prec}_{2012} + 0,364$$

$$Q_{2013} = 0,434 \text{ Prec}_{2013} + 0,091$$

$$Q_{2014} = 0,429 \text{ Prec}_{2014} + 0,157$$

$$Q_{2015} = 0,297 \text{ Prec}_{2015} + 1,198$$

$$Q_{2016} = 0,238 \text{ Prec}_{2016} + 7,103$$

La distribución de la variabilidad del caudal a partir de estas relaciones lineales se presenta en la siguiente figura 1.11.

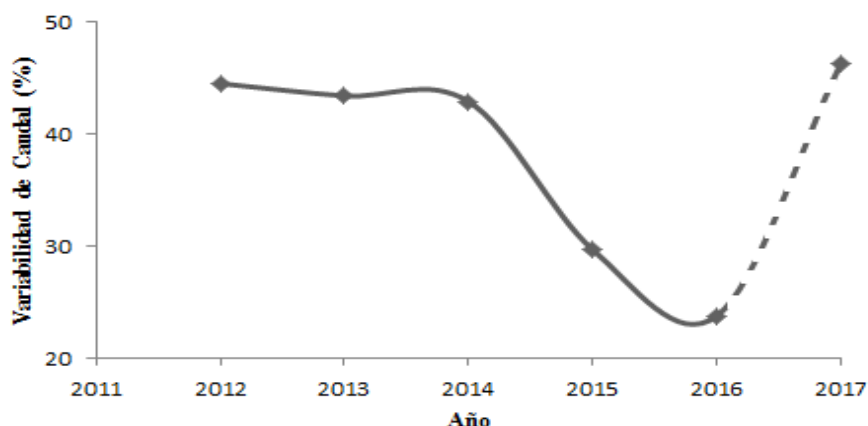


Fig. 1.11. Distribución de la variabilidad de caudal (%) para la cuenca del río Manzanares durante los años 2012-2016.

En ella se observa un comportamiento descendente, presentándose el mayor porcentaje de variabilidad para el año 2012 (año que presentó sus dos periodos climáticos en los meses establecidos para Venezuela). Este descenso continuó de forma gradual durante los años 2013-2014 y 2015, como consecuencia de la prolongación de la sequía, la cual se extendió hasta el primer trimestre del año 2016. El descenso observado en el año 2016, puede ser debido a la lenta reposición de las aguas de la cuenca del río Manzanares, como consecuencia de las precipitaciones ocurridas durante los meses lluviosos de 2016. La línea punteada revela un incremento de la variabilidad del caudal para el año 2017 (año que presentó altos registros pluviométricos).

1.7.3. Análisis de Caudales Experimentales y su Comparación con los Caudales Teóricos o de Diseño

En el río Manzanares se encuentran dos estaciones para la medición de caudales, las cuales están establecidas en Guanipa y Quebrada Seca, de cuyos datos solo se tienen registrados

los de 1990 (INAMEH 2015), en la figura 1.12 se indica el caudal promedio para ambas estaciones; así como, el promedio histórico que con algunas variaciones se ha mantenido en el tiempo. En el registro del gasto del río Manzanares medido en la estación Guanipa se observan fluctuaciones de caudal durante todo el año, con máximos de (80 y 130) m^3/s , correspondiendo a los meses mayo y agosto respectivamente, coincidiendo con los meses de mayor precipitación.

Por otro lado, la estación Quebrada Seca (ubicada en la cuenca media del río Manzanares) los registros revelan variaciones similares a los del promedio histórico con un caudal pico promedio de 5,82 m^3/s para todo el año, lo que corresponde a 502848 m^3/d .

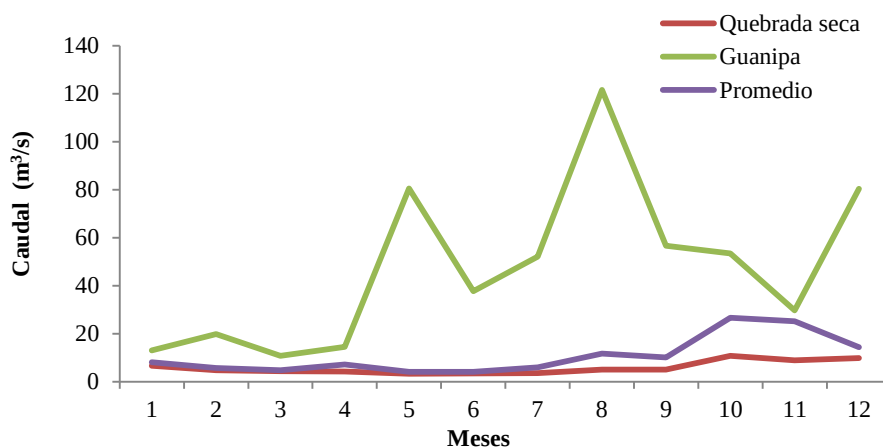


Fig. 1.12. Distribución de caudal (m^3/s) medidos en las estaciones Quebrada Seca (cuenca media) y Guanipa (cuenca alta) para el año 1990

En relación con esta investigación los valores de caudales para la cuenca media y baja del río Manzanares se presenta en las figuras 1.13 y 1.14, cuyos registros se obtuvieron en las estaciones Ranchería y Parque Guaiquerí, y se estimaron mediante el método área – velocidad superficial, en ella se observan fluctuaciones que obedecen al descenso e incremento de las precipitaciones ocurridas durante los años 2014-2016.

Los caudales experimentales obtenidos para la cuenca del río Manzanares no incluyen el caudal de la cuenca alta debido a lo intrincado (presencia de grandes rocas), forma sinuosa

del cauce y pendiente superior a 50% lo que imposibilitó la selección de un tramo que se adecuara a las condiciones más apropiadas para tal fin.

En las figuras 1.13 y 1.14, las distribuciones de caudal obtenidos para las cuencas media y baja durante los periodos seco (2014) y lluvioso (2016), se observa que durante el periodo seco: meses enero-junio de 2014, la cuenca media presentó caudales entre 4,27 y 10,24 m³/s, un valor promedio 9,54 m³/s y factor pico promedio de 1,45; por su parte la cuenca baja registró valores que oscilaron entre (0,45 – 4,69) m³/s, un promedio de 3,14 m³/s y un factor pico promedio de 1,41.

El análisis estadístico de la relación lluvia/caudal obtenido a partir del ajuste del modelo de regresión lineal múltiple (figura 1.15) reveló un valor de $p < 0,01$, indicando que existe una relación estadísticamente significativa entre las variables lluvia/caudal para un 99% de confianza y con una ecuación de relación lineal:

$$Q_{2014} = 0,3912 \times \text{Prec}_{2014} + 2,3618$$

Para el caso de la época lluviosa correspondiente a los meses junio-noviembre de 2016 (figura 1.16), para la cuenca media se obtuvo valores que oscilaron entre 35 y 130 m³/s, promedio de 43,92 m³/s y un factor pico promedio de 2,86; mientras que para la cuenca baja, los valores fluctuaron entre 15,60 y 54,76 m³/s, promedio de 25,78 m³/s y factor pico promedio de 1,97.

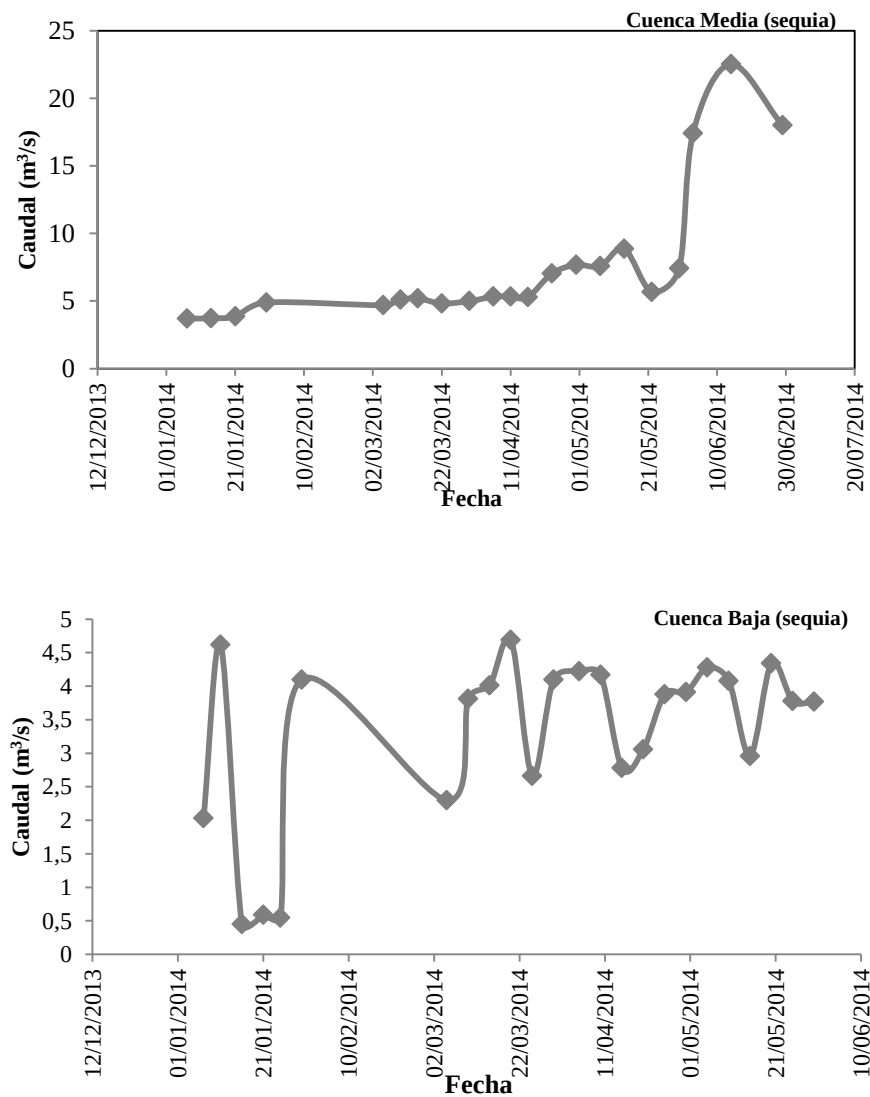


Fig. 1.13 Caudales experimentales (m^3/s) medidos en la estaciones Ranchería (cuenca media) y Parque Guaiquerí (cuenca baja), durante el periodo de sequía 2014.

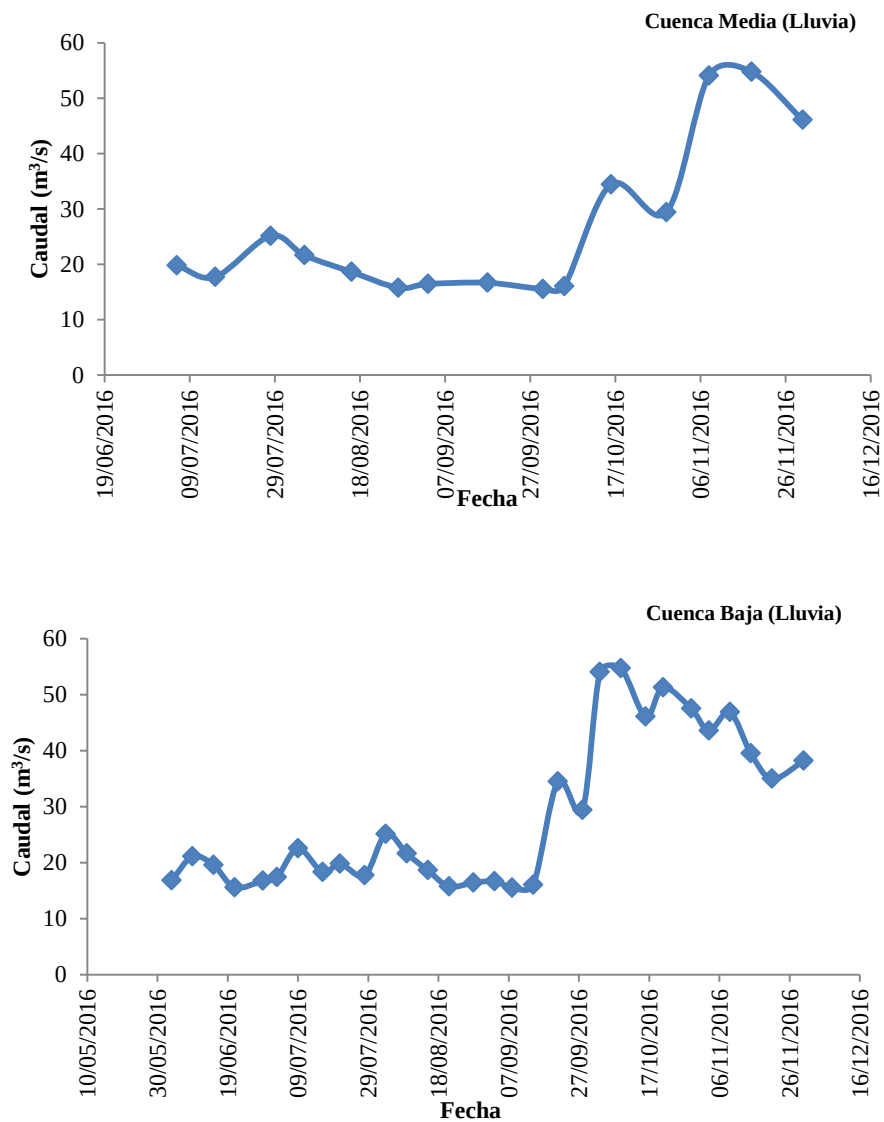


Fig. 1.14. Caudales experimentales (m^3/s) medidos en la estaciones Ranchería (cuenca media) y Parque Guaiquerí (cuenca baja), durante el periodo de lluvia 2016

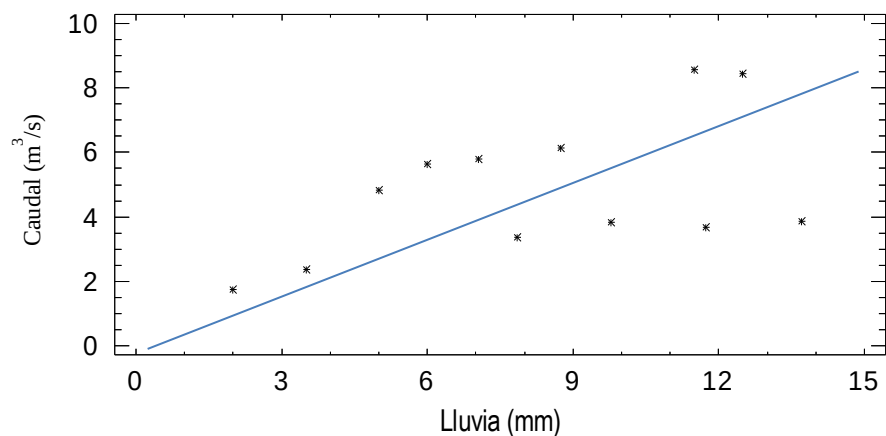


Fig. 1.15. Relación precipitación (mm) – caudal (m³/s) obtenido del ajuste del modelo de regresión lineal múltiple para el año 2014

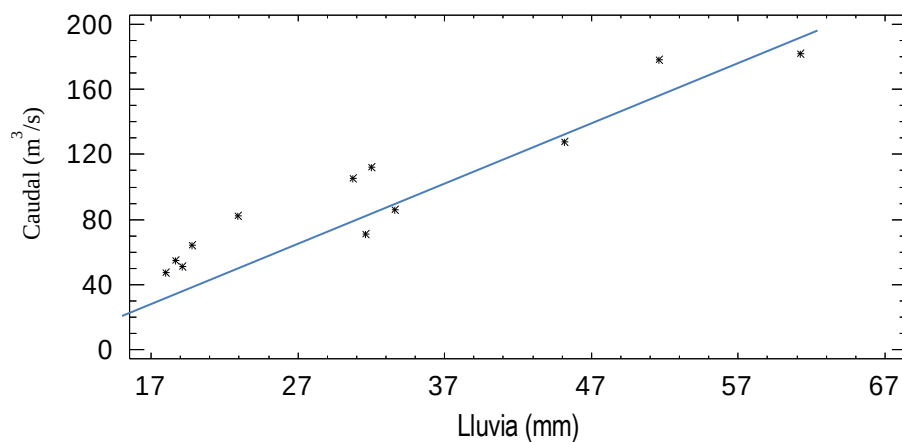


Fig. 1.16. Relación precipitación (mm) – caudal (m³/s) obtenido del ajuste del modelo de regresión lineal múltiple para el año 2016

El análisis estadístico de la relación lluvia/caudal para la época de lluvia del año 2016 revela que siendo $p < 0,01$ existe una relación estadísticamente significativa entre las variables lluvia/caudal en un 99% de confianza, cuya relación lineal se refleja en la siguiente ecuación:

$$Q_{2016} = 3,13 \times \text{Prec}_{2016} - 3,4911$$

Los resultados obtenidos se analizan junto con los valores obtenidos para el caudal teórico o de diseño, encontrándose que estos muestran concordancia entre sí, indicando que en caso

de no poder implementar un programa de medición de caudales mediante los métodos conocidos (PERRY 2007), el uso de estaciones pluviométricas ubicadas en lugares determinados a lo largo de la cuenca del Manzanares, podría ser utilizada como alternativa, ya que no necesitaría el uso de equipos muy complejos y la data pluviométrica sería registrada por los mismos habitantes de la zona.

La influencia de la variabilidad climática sobre el incremento o descenso en la cantidad de agua precipitada, definiendo con ello los periodos lluvioso y seco de una región; así como, el aumento y descenso del caudal de un río ha sido estudiado por (SAURRAL & BARROS 2009; MEDINA *ET AL.* 2013; MOFTAKHARI *ET AL.* 2013) y en esta investigación se aprecia en la relación precipitación-escorrentía presentadas en las figuras 1.10c y 1.10e, tanto para los caudales de diseño, como en los obtenidos de manera experimental, figuras 1.15 y 1.16, para las cuencas media y baja del río Manzanares.

La relación entre estas variables como lo demuestra las funciones lineales obtenidas para la relación precipitación-escorrentía no es directa, ya que, no toda el agua que precipita en forma de lluvia se escurre y forma parte de la cuenca, aspecto que se corrobora a través de los valores obtenidos para los coeficientes de escorrentía, ya que parte de esta se evapora por efecto de la radiación solar o aumento de la temperatura ambiental, como es el caso del estado Sucre donde se han registrado temperaturas superiores a 38°C.

La comparación de los resultados de caudal obtenidos en este estudio con los registros de 1990 (Anexo 1.6), revela que desde 1990 hasta 2014, lapso de 24 años, la cuenca media ha experimentado durante el período de sequía un descenso equivalente a 4,6 % en su caudal y un descenso de 16 % con respecto al promedio histórico; así mismo, desde 2006 hasta 2016, el descenso del caudal en la cuenca baja ha sido mayor, en un 71 % para el período de sequía, en este caso las condiciones climáticas han sido determinantes, y se explica por la sequía prolongada desde 2013 hasta 2015, por efecto del fenómeno El Niño. Sin embargo, durante ese lapso de 10 años, el descenso observado para la época de lluvia estuvo alrededor de 37 % aproximadamente, indicando que las precipitaciones ocurridas

han permitido reponer la mitad del caudal en la cuenca baja. En casi tres décadas el caudal del río Manzanares ha sufrido descenso de 39 % aproximadamente en la cantidad de agua transportada y en una década el descenso ha sido de 27 % de acuerdo con (MEDINA ET AL. 2013), en su estudio sobre la descarga del río Manzanares hacia la zona costera de Cumaná.

Estos descensos, pueden ser consecuencia de las actividades de tala y quema incontroladas, aumento de asentamientos urbanos cercanos a la cuenca del río (GRASES ET AL. 2004), uso indiscriminado de los recursos agua y suelo, contaminación (FERMÍN 2015), por acumulación de sedimentos (SÁNCHEZ 2011; ARES 2014), fenómenos climáticos como el Niño, cuyos efectos disminuyen las precipitaciones, originan sequías y contribuyen con el aumento de la temperatura ambiental (JONES & MOBERG 2003), lo que a su vez potencia la evaporación, evidenciando que los cambios ocurridos en las condiciones climáticas de la región han impactado sobre el régimen de caudal del río Manzanares, produciendo aumentos y descensos en la cantidad de agua transportada a través de su cuenca.

1.7.4. DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

El análisis y discusión de la data sobre temperatura es uno de los primeros aspectos a considerar, debido a sus efectos sobre las características hidrológicas de los ecosistemas acuáticos (VILLÓN 2004) y cuya influencia no escapa la cuenca del río Manzanares (MÁRQUEZ ET AL. 2002).

La temperatura ambiental para la zona del estado sucre, medido en la estación Miramar registró valores promedios alrededor de 31°C durante el periodo junio 2014-julio 2016, concordante con lo esperado para regiones con piso térmico muy cálido (SILVA 2010). En relación con la velocidad del viento, el comportamiento es análogo al exhibido en los registros de temperatura, con velocidades fluctuantes entre 10 y 27 km/h durante el lapso 2014-2016, indicando que la rapidez del viento contribuye en la distribución y disipación del calor en toda la región (LINGLEY ET AL. 1992).

Por otro lado, la temperatura de las aguas superficiales de la cuenca del Manzanares registraron valores entre 25,99 y 27,51°C con un promedio de 26,75°C; mientras que durante el año 2016 (periodo lluvioso) se registraron valores entre 26,37 y 27,38°C; con un promedio de 27,38°C, lo que representa una diferencia de 0,63°C entre los promedios para ambos periodos, así como, diferencias superiores a 3°C entre las aguas del río y la temperatura ambiental, incidiendo esta en los procesos de evaporación-transpiración (VILLÓN 2004)

Esto indica, que los recursos hídricos son muy sensibles al aumento de la temperatura y disminución de la pluviosidad principalmente en zonas de temperatura elevadas (CRESSA *ET AL.* 1993), resultados análogos a los presentados en este estudio fueron registrados por (SENIOR *ET AL.* 2003) en la cuenca del río Manzanares en el año 2002, así mismo (FERMÍN 2015) encontró que los periodos climáticos de lluvia y sequia modifican considerablemente las condiciones intrínseca del agua a nivel de las variables fisicoquímicas que la caracterizan, señalando entre ellas, a la temperatura, indicando también que la variabilidad climática además de afectar el comportamiento de las variables principales, permitía establecer división espacial entre cada una de las subcuencas del río Manzanares.

Por su parte, el grupo de expertos internacionales sobre el cambio climático (IPCC, 2008) infieren que la regeneración y circulación del agua se encuentra estrechamente relacionada con todos los componentes del clima y por ello la variabilidad y el cambio climático afectan a esta mediante diversos mecanismos, por lo tanto, todos los componentes del ciclo hidrológico presentan una variabilidad natural que no permite visualizar fácilmente las tendencias a largo plazo.

La contaminación de los cuerpos de agua naturales es uno de los procesos de degradación (VALENTÍN *ET AL.* 2005) con efectos en todos los niveles local, regional y mundial, sus efectos tienen consecuencias en el lugar donde se produce al disminuir la capacidad de autodepuración de los ecosistemas, afectando al mismo tiempo la calidad del agua y su uso (BLANCO & LAI 2008) ya que favorece el aumento de patógenos, nutrientes y metales entre

otros, poniendo en riesgo no solo la vida de las personas sino también a la ecología de los ríos y zonas costeras (DUVERT *ET AL.* 2010). La contaminación se intensifica además con el aumento del caudal de un río durante la época de lluvia, permitiendo el desprendimiento y movilización de los sedimentos (ARES 2014) y con ello la dispersión de los contaminantes (THORNES 1980; TERZOUDI *ET AL.* 2007).

De acuerdo con los registros pluviométricos reportados por el INAMEH 2012-2016 para toda la cuenca del río Manzanares, se observa que los incrementos en el volumen de flujo del río se presentaron durante los años de mayor precipitación, con incidencias aguas abajo de la cuenca, evidenciando que los aportes de las precipitaciones ocurridas en la zona alta permiten explicar el comportamiento en el incremento del flujo de aguas en la zona de la desembocadura, como lo obtenido por (MEDINA *ET AL.* 2013), en la cuenca baja del río Manzanares.

Los resultados de las mediciones de caudal en las estaciones establecidas en las cuencas media y baja; así como, la comparación de estos con los caudales estimados a partir de la data pluviométrica, se puede inferir que estos valores guardan cierta similitud en sus magnitudes, considerando los errores inherentes a cada uno de las metodologías empleadas. Sin embargo, es posible también medir el flujo en tramos rectos de canales con sección transversal uniforme, estacionario, forzado solo por la diferencia de elevación entre posiciones corriente arriba y corriente abajo, con un perfil vertical de flujo establecido por la hidráulica de canales abiertos (STUM 2009). La cuenca baja del río Manzanares presenta estas características en la estación 17 (Parque Guaiquerí).

La medición de caudales en la zona de mezcla río-mar, desembocadura o zona estuarina no es fácil, ya que en estas zonas la profundidad de la columna de agua no guarda una relación sencilla con el caudal. Sin embargo, se puede estimar el caudal del estuario a partir de la evolución del nivel del agua con onda de marea estacionaria (THOMAS & MARINO 2016).

La medición de caudal en los estuarios es un aspecto importante para evaluar el balance hídrico, niveles de las cuencas, controlar la cantidad de agua, diseñar estructuras de transporte, validar y calibrar los modelos hidrológicos de precipitaciones, escorrentías, inundaciones y transporte de los materiales en suspensión (MOFTAKHARI *ET AL.* 2013)

En cuanto a la relación caudal-precipitación, tanto para la data experimental como a partir de la data pluviométrica, la cual caracteriza los cambios en los procesos de aumento y descenso de los contaminantes (SENIOR *ET AL.* 2003) y las variaciones de estos procesos se ven afectados con los cambios de flujo en los ecosistemas acuáticos (MEDINA *ET AL.* 2013) se observa que estos no presentan una relación directa, ya que factores como la vegetación, tipo y pendiente del suelo entre otros permiten que parte de la lluvia precipitada se transforme en el caudal de la cuenca, como lo reportado por (DE BRIEVE *ET AL.* 2013), quienes en su monitoreo de ecosistemas andinos, señalan que las relaciones entre los diferentes componentes de un sistema determinan su funcionamiento y que los cambios de uso de la tierra, son a menudo parte de una de las propuestas de adaptación al cambio climático.

Por su parte, “VICUÑA (2007)” expone que cuando se evalúa la relación lluvia-escorrentía para estimar el caudal de un río, se está evaluando los impactos potenciales del calentamiento global en los bienes y servicios que proveen los sistemas de agua dulce; mientras que “VÁSQUEZ (2015)”, enfatiza que las estimaciones de los caudales en las microcuencas El Guayabo y los Anteojos en Honduras permitieron obtener relación entre la lluvia y la escorrentía durante eventos de precipitación alta.

Así mismo, “AYUCHAN & WALTER (2017)”, en el desarrollo de un modelo del comportamiento de la relación lluvia escorrentía en la cuenca alta del río Chixoy en Guatemala, encontraron que el caudal que escurre en las cuencas debido a las lluvias, es uno de los varios factores hidrológicos que se ven afectados por la variabilidad climática.

La influencia ejercida por el régimen pluviométrico en las condiciones generales del río Manzanares ha sido también observada en el río Orinoco (MORA *ET AL.* 2007), así como en el río Tuy (HERRERA & BONE 2011). Este sistema climático interanual constituido por una estación seca y una estación lluviosa, refleja el régimen fluvial dominante en toda la región.

En esta investigación la relación caudal-precipitación produjo valores de pendientes iguales a 0,391 y 0,429 para el periodo seco (2014), así como 0,313 y 0,238 para el periodo lluvioso (2016), magnitudes similares dentro del rango de variación de las precipitaciones para ambos métodos de estimación de caudales. Al respecto (MESA 2009), deduce que no se puede establecer una receta única para determinar el caudal de un río, todo dependerá de las características del cuerpo de agua y de la facilidad de la aplicación de la metodología disponible.

Se observa que muchos son los métodos que se han desarrollado para estimar los aforos de un río (LINSLEY *ET AL.* 1992) entre ellos el Análisis de los hidrógrafos de precipitación presentado por “ÁLVAREZ Y BARROS (2006)”, en el río Medellín, encontrando que los aportes laterales debido a la precipitación en el trayecto del tránsito del río, son determinantes en el comportamiento de la creciente aguas abajo, y que las contribuciones de caudal producidas por la precipitación a lo largo de éste, son significativos, lo que permite explicar el aumento de los caudales de crecientes en las secciones aguas abajo.

Así mismo, (BETANCOR *ET AL.* 2014), en su estudio sobre las incidencias de la intensidad de la lluvia en el tiempo de aumento del caudal de las microcuencas del río Uruguay, resumieron que los métodos de diseño hidrológico buscan representar la respuesta de una cuenca frente a una tormenta.

Por su parte, “CARVAJAL & ROLDAN (2007)” en su trabajo de calibración del modelo lluvia-escorrentía agregado GR4 en la cuenca del río Aburra, Medellín exponen que este permitiría establecer su aplicabilidad en una cuenca con características de clima tropical, donde la vulnerabilidad espacial y temporal de la precipitación es alta, y además, en una

cuenca con desarrollo urbano alto y cuyas aguas residuales afectan el régimen de caudales diarios.

Al establecer comparaciones entre los caudales medidos en las estaciones Rancherías (cuenca media y Parques Guaiquerí (cuenca baja), se observa que existen diferencias apreciables durante la temporada de sequía; sin embargo, los caudales estimados durante la época de lluvia, son comparables entre sí. Por otra parte, al considerar los caudales promedios de todo un año, el cual incluye los de ambos periodos se tiene ($7,05 \text{ m}^3/\text{s}$ MARN 1990); $6,96 \text{ m}^3/\text{s}$ (MEDINA 2006) y $7,23 \text{ m}^3/\text{s}$ en esta investigación, lo que corresponde a 18,27; 18,06 y $18,34 \text{ m}^3/\text{mes}$ en la zona de la desembocadura en la cuenca baja, infiriendo que se han producido diferencias en los caudales del río, atribuibles a las actividades humanas como la tala y quema (CUTIPA 2010), alterando los regímenes de los ríos, perjudicando al hombre que utiliza el agua para riego, energía y abastecimiento, entre otros; y en particular a las variaciones climáticas, además de las riadas eventuales que se han producido por el desborde de efluentes del río Manzanares, como los de Río Caribe durante los años 2007 y 2012 específicamente en la cuenca media.

Las cuencas sensibles a las variaciones climáticas tales como, los eventos El Niño y la Niña (CAMILLONI & BARROS 2003) son usualmente afectadas por periodos prolongados de precipitaciones intensas, que desencadenan inundaciones, las cuales se alternan con largos periodos de precipitaciones deficitarias, que por el contrario dan lugar a intensas sequías (DOYLE *ET AL.* 2003); como las registradas en Venezuela durante los años 2013-2016, así como los reportados por (POVEDA *ET AL.* 2006), sobre las anomalías hidrológicas en la región colombiana en las fases extremas del fenómeno El Niño. Esto permite, considerar la importancia de estos eventos sobre la disponibilidad del agua dulce en la región oriental del país, ante el contexto del cambio climático, como lo exponen (SOURRAL & BARROS 2010) en su estudio sobre la climatología y la hidrología de la cuenca del río Plata en Argentina.

Potencialmente, los fenómenos de cambios o variabilidad climática afectan en menor o mayor grado la disponibilidad de los recursos hídricos así como su conservación (IPCC, 2014)

La importancia de la variabilidad climática en los estudios de caudales como componente fundamental que influye en el comportamiento de los mismos, ha sido también establecido por (MADROÑERO & MAFLA 2013), ya que, en la medida en que los cambios suscitados con el pasar de los años en los parámetros climáticos, se generan modificaciones en los componentes hidráulicos y sus relacionados como vegetación y suelo. Los fenómenos de variabilidad climática son mayores a escala regional que a escala mundial, (IPCC 2012), aunque a escala regional influyen otros factores no climáticos como la contaminación, uso del suelo entre otros.

1.8. CONCLUSIONES

- La relación lluvia-escorrentía no es directa y su aumento y disminución es diferente para cada una de las subcuencas del río Manzanares
- Cada subcuenca posee un factor de ponderación el cual está condicionado por la pendiente de la cuenca, vegetación, tipo de suelo entre otros y cuyo valor disminuye a medida que el agua se desplaza desde la subcuenca alta hasta la baja.
- El caudal medido en las estaciones Rancherías y Parque Guaiquerí muestra valores cercanos a los obtenidos a través de la data pluviométrica.
- La relación caudal-precipitación, expone al régimen de caudal del río Manzanares vulnerable a la variabilidad climática.
-

2. FUENTES DE CONTAMINACIÓN: CARGA CONTAMINANTE E ÍNDICES DE CONTAMINACIÓN.

2.1. INTRODUCCIÓN

Las aguas superficiales de los ríos, lagos, estuarios, mares y océanos están expuestas a cambios en su cantidad y/o calidad, cambios que derivan en alteraciones de todo el ecosistema acuático. Las causas de estos cambios son diversas y están asociadas a las fuentes de contaminación (CRITES & TCHOBANOGLOUS 2000), las cuales pueden ser de origen natural o provocado por las actividades humanas.

El desarrollo y la industrialización suponen un mayor uso de agua y una gran generación de residuos, muchos de los cuales van a parar a los cursos de agua fluviales y marítimos, en ese sentido la “ONU (2014)” en su informe del año ha concluido que es necesario un ahorro de 80% del agua que se consume, a fin de minimizar sus efectos en el ambiente.

Por lo general, las fuentes de contaminación natural son muy dispersas y no provocan altas concentraciones de polución, excepto en algunos lugares muy concretos; sin embargo, la contaminación de origen humano se encuentra en algunos lugares muy específicos y, para la mayor parte de los contaminantes es mucho más peligrosa que la natural.

Las aguas superficiales comprenden el agua de lluvia, escorrentías, caudal freático que aflora (manantiales), etc. Cada una de estas entradas y salidas puede contribuir con diferentes compuestos en la calidad del agua superficial (CANTER 1999). Por otro lado, las actividades humanas pueden aumentar la concentración de los compuestos existentes o incorporar compuestos adicionales a la misma. Por lo tanto, es importante reconocer la calidad natural (en origen) de las aguas superficiales y los efectos producidos por las actividades humanas sobre esta calidad (CANTER 1999).

La naturaleza transfronteriza de las aguas superficiales y el hecho de que los ríos pueden discurrir de región en región dentro de un país, hace que los efectos causados por la

contaminación pueda manifestarse en distintos sitios y en particular aguas abajo, hasta finalmente afectar al ambiente marino.

Son cuatro las principales fuentes de contaminación antropogénica: en primer lugar la industrial y de acuerdo con el tipo de industria se producirán distintos tipos de residuos. En los países desarrollados, muchas industrias poseen sistemas de tratamiento eficaces para la depuración de las aguas, sobre todo las que producen contaminantes peligrosos como metales tóxicos.

Una segunda fuente de contaminación la constituye los vertidos urbanos; la actividad doméstica produce principalmente residuos orgánicos, pero las redes o alcantarillas arrastran además todo tipo de sustancias como metales, sales, ácidos, hidrocarburos procedentes de las emisiones de los automóviles entre otros. Muchos han sido los esfuerzos para que los países adopten normativas tendientes a lograr que todas las aguas residuales sean adecuadamente recogidas y sometidas a tratamientos secundarios o equivalentes antes de ser vertidas, estando entre ellas la ley de aguas 2007 y las normas para el vertido de aguas residuales (DECRETO 883 1995) las que se implementan en nuestro país.

Como tercera fuente de contaminación se encuentran las derivadas de la navegación: la cual produce diferentes tipos de contaminación especialmente hidrocarburos. Los vertidos de petróleo, accidentales o no provocan importantes daños ecológicos: Exxon Valdés en Alaska (1989), Prestige en Galicia (2002) entre otros más recientes. Los convenios como el MARPOL (Disminución de la Polución Marina procedente de tierra) de 1986 y otros, han impulsado una serie de medidas para frenar este tipo de contaminación.

Por último, la cuarta fuente de contaminación es la relacionada con las actividades agrícolas y ganaderas (KIELY 1999). Los trabajos agrícolas producen vertidos de pesticidas, fertilizantes y restos orgánicos de animales y plantas, los cuales contaminan las aguas de manera difusa pero muy notable.

Al evaluar los efectos de la contaminación de las aguas superficiales debe considerarse el tipo de las fuentes contaminantes, es decir, no puntuales o puntuales (CANTER 1999). Las fuentes no puntuales también se denominan de área o difusas y son aquellas sustancias que pueden introducirse en los cauces receptores como consecuencia de zonas urbanas, zonas industriales o escorrentía rural. Las fuentes puntuales están relacionadas con vertidos específicos de complejos municipales o industriales.

En una masa de agua superficial, la contaminación difusa contribuye de manera significativa a la carga contaminante total, en particular, en lo que se refiere a nutrientes, pesticidas y metales; por ser más difíciles de controlar y depurar, (NOVOTNY & CHESTERS 1981) resaltaron algunas características generales de la contaminación difusa: vertidos no puntuales que acceden a las aguas superficiales en intervalos intermitentes y relacionados en la mayoría de los casos con fenómenos meteorológicos.

La contaminación difusa se presenta en una extensa área de terreno y está en tránsito terrestre antes de alcanzar las aguas superficiales. Generalmente no pueden controlarse en el punto de origen y es difícil o imposible localizar su fuente exacta, los controles más eficaces y económicos para este tipo de contaminación son las técnicas de gestión del terreno (CANTER 1999) y la conservación de costumbres en zonas rurales así como el control arquitectónico o hidrológico en zonas urbanas.

Los efectos de la contaminación sobre la calidad de los cauces receptores son diversos y dependen del tipo y concentración de contaminantes (NEMEROV & DASGUPTA 1991). Los compuestos orgánicos solubles, representados por residuos con alta demanda biológica de oxígeno provocan el agotamiento del oxígeno disuelto en el agua superficial, esto puede ocasionar la muerte de los peces y la aparición de organismos acuáticos y olores indeseables debido a las condiciones anaeróbicas (GUNNINSON 1990).

El Anexo 2.1 presenta un resumen de los contaminantes más importantes de las aguas superficiales y sus impactos (METCALF & EDDY 1995).

La legislación de calidad de aguas superficiales se considera desde el punto de vista del control de la contaminación y posibles usos del agua. La agencia de protección ambiental (EPA) ha promulgado importantes legislaciones en Estados Unidos sobre la calidad de las aguas superficiales con énfasis en el control de la contaminación. En nuestro país también existen legislaciones promovidas y dirigidas hacia este mismo aspecto (Anexo 2.2).

Aunque la mayoría de las normativas existentes para la protección jurídica del agua en Venezuela, están enfocadas en los estándares de calidad del agua, y abordan el tema desde el punto de vista de la calidad y la cantidad (MARTÍNEZ 2011), proporcionando a la vez una base legal para la toma de decisiones, estas no consideran la carga contaminante que los vertidos de aguas residuales ejercen sobre los cursos de agua, aspecto importante a tomar en cuenta cuando se evalúa la calidad de un cuerpo de agua receptor.

La etapa inicial para la evaluación de la carga contaminante aproximada comprende la identificación de las principales fuentes puntuales de contaminación, localizadas en las zonas de la cuenca hidrográfica de un río (GARCÍA 1998; CANTER 1999).

La expresión general para la determinación de la carga contaminante para residuales líquidos es la siguiente: (CRITES & TCHOBANOUGLOUS 2000):

$$Carga\ másica\ \left(\frac{kg}{d}\right) = \frac{concentración\ \left(\frac{g}{cm^3}\right) \times caudal\ \left(\frac{m^3}{d}\right)}{10^3\left(\frac{g}{kg}\right)} \quad Ec. 2.1$$

Cuando existe un sistema de tratamiento se multiplicara la carga hallada por la eficiencia que alcanza el sistema, a fin de conocer la carga contaminante que realmente se está disponiendo por parte de la instalación. Las cargas contaminantes impuesta a los cuerpos de aguas fluviales, como el Manzanares (SENIOR ET AL. 2003), a través de la descarga de residuales líquidos, provenientes de las fuentes de contaminación, con incidencia en la calidad de las aguas, puede evaluarse, mediante el uso de los índices de contaminación.

En países como Colombia, el estudio y la formulación de Índices de calidad de Agua han sido abordados desde 1997. Tal conjunto de Índices denominados ICO (RAMÍREZ *ET AL.* 1997) tuvieron su base en los resultados de análisis multivariados de componentes principales de común utilización en monitoreos en la Industria Petrolera Colombiana (RAMÍREZ *ET AL.* 1999), y han demostrado enormes ventajas sobre los ICA (WQI), debido a que estos, de acuerdo con RAMÍREZ *ET AL.* (1997), generalmente involucran en un solo parámetro, numerosas variables que conllevan a diversos problemas como:

- No correspondencia del puntaje de la calidad de agua con el grado de contaminación en uno o entre dos o más cursos de agua.
- Falta de sensibilidad a fenómenos estacionales de unas u otras variables.
- Dificultad de correlación con procesos de bioindicación.
- Pérdida sustancial de información.

En el desarrollo de las formulaciones de estos índices de contaminación, se tuvieron en cuenta diversas reglamentaciones, tanto Colombianas como Internacionales, para diferentes usos de agua; así como registros de aguas naturales colombianas y relaciones expuestas por otros autores en los ICA (RAMÍREZ *ET AL.* 1999), con el fin de potencializar su uso a diferentes situaciones y lograr en ellos una generalidad en su aplicación. Este autor destaca que con frecuencia en Colombia, se observa que los valores de las variables de calidad de las aguas naturales son comparados con estándares de calidad de agua potable, lo que constituye una mala referencia para el estudio de las aguas naturales, hecho por el cual no fueron tenidos en cuenta en su formulación.

El procedimiento metodológico para las formulaciones de estos índices correspondió a la descrita en RAMÍREZ *ET AL.* (1997); RAMÍREZ *ET AL.* (1999), la cual se describe a continuación:

- Asignación de valores de contaminación entre 0 y 1 a la escala de las variables.
- Selección de la ecuación que permita relacionar el valor de la variable y su incidencia en contaminación.

- Aplicación del análisis de regresión lineal por el método de mínimos cuadrados ordinarios a la relación entre el índice y el parámetro.
- Ajuste de la ecuación estimada.

De acuerdo con este mismo autor RAMÍREZ & VIÑA (1998); RAMÍREZ *ET AL.* (1999), en primera instancia las correlaciones halladas entre múltiples variables fisicoquímicas dieron origen a cuatro índices de contaminación complementarios e independientes de aplicación verificada conocidos como:

Índice de Contaminación por Mineralización – ICOMI:

Integra Conductividad, Dureza y Alcalinidad

$$ICOMI = \frac{1}{3} (I_{\text{Conductividad}} + I_{\text{Dureza}} + I_{\text{Alcalinidad}}) \quad (\text{Ec. 2.2})$$

Donde:

$$I_{\text{Conductividad}} = \text{Log}_{10} I_{\text{Conductividad}} = 3.26 + 1.34 \text{Log}_{10} \text{Conductividad } (\mu\text{S/cm}) \quad (\text{Ec. 2.3})$$

$$I_{\text{Conductividad}} = 10^{\text{Log} I_{\text{Conductividad}}} \quad (\text{Ec. 2.4})$$

Conductividades mayores a 270 $\mu\text{S/cm}$, tiene un índice de conductividad = 1

$$I_{\text{Dureza}} = \text{Log}_{10} I_{\text{Dureza}} = - 9.09 + 4.40 \text{Log}_{10} \text{Dureza} (\text{mg/l}) \quad (\text{Ec. 2.5})$$

$$I_{\text{Dureza}} = 10^{\text{Log} I_{\text{Dureza}}} \quad (\text{Ec. 2.6})$$

Durezas mayores a 110 mg/l tienen un índice = 1

Durezas menores a 30 mg/l tienen un índice = 0

$$I_{\text{Alcalinidad}} = - 0.25 + 0.005 \text{Alcalinidad} (\text{mg/l}) \quad (\text{Ec. 2.7})$$

Alcalinidades mayores a 250 mg/l tienen un índice de 1

Alcalinidades menores a 50 mg/l tienen un índice de 0

Índice de Contaminación por Materia Orgánica – ICOMO

Conformado por Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5), Coliformes Totales y Porcentaje de Saturación de Oxígeno.

$$ICOMO = 1/3 (I_{DBO} - I_{Coliformes} + I_{Oxígeno\%}) \quad (\text{Ec. 2.8})$$

Donde:

$$I_{DBO} = -0.05 + 0.70 \log_{10} DBO(\text{mg/l}) \quad (\text{Ec. 2.9})$$

$$DBO > 30 (\text{mg/l}) = 1$$

$$DBO < 2 (\text{mg/l}) = 0$$

$$I_{Coliformes\ Totales} = -1.44 + 0.56 \log_{10} ColTot (\text{NMP/100 ml}) \quad (\text{Ec. 2.10})$$

$$Coliformes\ Totales > 20.000 (\text{NMP/100 ml}) = 1$$

$$Coliformes\ Totales < 500 (\text{NMP/100 ml}) = 0$$

$$I_{Oxígeno\%} = 1 - 0.01 Oxígeno\% \quad (\text{Ec. 2.11})$$

Oxígenos (%) mayores a 100% tiene un índice de oxígeno de 0

Para sistemas lénticos con eutrofización y porcentajes de saturación mayores al 100%, se sugiere reemplazar la expresión por:

$$I_{Oxígeno\%} = 0.01 Oxígeno\% - 1 \quad (\text{Ec. 2.12})$$

Índice de Contaminación por Sólidos Suspendidos – ICOSUS

$$ICOSUS = -0.02 + 0.0003 \text{Sólidos Suspendidos} (\text{mg/l}) \quad (\text{Ec. 2.13})$$

$$\text{Sólidos suspendidos} > 340 \text{ mg/l tienen un ICOSUS} = 1$$

$$\text{Sólidos Suspendidos} < 10 \text{ mg/l tienen un ICOSUS} = 0$$

Índice de Contaminación por Trofía – ICOTRO

Se calcula sobre la base de la concentración de Fósforo total en mg/l

- Oligotrofia: < 0.01

- Mesotrofia: 0.01-0.02
- Eutrofia: 0.02-1.00
- Hipereutrofia: >1.00

Considerando, que en la medida que las actividades industriales son más complejas, el número de parámetros contaminantes a tener en cuenta es mayor; en la práctica se realiza una selección de aquellos de mayor importancia para cada proceso específico. En este sentido, las evaluaciones se concentran fundamentalmente en la determinación de parámetros como: DBO, DQO, sólido total, sólido suspendido, sólido disuelto, sólido sedimentable, nitrógeno total, fósforo total, hidrocarburos (HC) y grasas. La selección de estos no exime la inclusión de otros (KIELY 1999) que estén asociados a procesos tecnológicos específicos como: compuestos orgánicos tóxicos, metales pesados, entre otros.

Por su parte, ROJAS & ESPINOZA (2015) en un informe elaborado sobre la contaminación del agua y aire en Venezuela, han reportado que no solo son los productos químicos sino los patógenos y los residuos industriales presentes en las aguas los que pueden provocar problemas ambientales y de salud, aspecto corroborado por MARTÍNEZ, (2015) en investigación sobre los problemas de contaminación en los embalses del país, en particular en la zona central de Venezuela.

En Venezuela alrededor del 75% de las aguas servidas no son tratadas, con lo cual se genera un importante problema de contaminación de los suelos y las fuentes de agua, además del desperdicio de este vital recurso, que pudiera reutilizarse para otros fines.

Los programas de monitoreo de las aguas superficiales del país que realizan los organismos encargados del mantenimiento del saneamiento ambiental, como el ministerio del ambiente y otros, han determinado que las regiones y zonas en las cuales incide más la contaminación del agua son las siguientes: Zona Central: ríos Tuy, Guaire, Lago de Valencia y sus tributarios; Zona Oriental: ríos Unare, Neverí, Manzanares, Guarapiche y

sus afluentes y Zona Occidental: Lago de Maracaibo (MARNR 2003), destacándose que en este problema ambiental es relevante el aumento constante de las aguas servidas de procedencia doméstica, en las que hay excesos de restos orgánicos, detergentes y nutrientes entre otros, los cuales transforman el equilibrio de las aguas, generando contaminación que se agrava con la presencia de microorganismos patógenos.

Estudios realizados han determinado la presencia de compuestos contaminantes de naturaleza diversa en las aguas superficiales del río Manzanares, y la mayoría demanda oxígeno para su eliminación (SENIOR *ET AL.* 2003; GUTIÉRREZ 2005), pues incluyen agentes bacterianos a menudo infecciosos, lo cual favorece el desarrollo de otros organismos (IABICHELLA 1993; GUTIÉRREZ 2005), elementos tóxicos como metales pesados (MARTÍNEZ & SENIOR 2001) los cuales producen efectos negativos en el ambiente y en los seres vivos; así como exceso de nutrientes (FERMÍN 2005) los cuales pueden inducir la eutrofización del cuerpo de agua receptor.

Todos estos aspectos ponen en relieve la importancia de identificar las posibles causas de los problemas de contaminación y sus efectos sobre las aguas superficiales del río Manzanares (SALAZAR *ET AL.* 2018); así como, la recopilación de información para la toma de decisiones sobre los programas de gestión ambiental (CANTER 1998) y manejo integral de su cuenca, los cuales permitirán solventar su recuperación para las generaciones presentes y futuras.

2.2. HIPÓTESIS

Las fuentes de contaminación permiten identificar zonas potencialmente vulnerables en la cuenca del río Manzanares. Para corroborar el planteamiento de esta hipótesis, se estableció el siguiente objetivo.

2.3. OBJETIVO

Determinar las características fisicoquímicas de las diferentes fuentes de contaminación de la cuenca del río Manzanares mediante la cuantificación de las cargas másicas contaminantes.

2.4. METODOLOGÍA

2.4.1. Obtención y Procesamiento de datos

La influencia de la carga orgánica impuesta o descargada establecida a través de: la Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), Sólidos Suspendidos (SS), Nitrógeno Total (Nt), Fósforo Total (Pt), Aceites/Grasas (A/G), medidos tanto en las fuentes de contaminación puntuales como en las aguas superficiales de la cuenca de Manzanares durante el periodo de sequía (2014) y periodo de lluvia (2016) fue establecida mediante el Análisis de Componentes Principales (ACP), a partir de una matriz de correlación, para determinar la relación entre las variables y cuales tienen mayor influencia en la dispersión total de los datos. La representación gráfica de los resultados obtenidos se hizo a través de un Biplot (JHONSON & WICHERN 2007) con ayuda del software Statgraphics Plus 5.1

La medición de caudales en cada una de las fuentes puntuales de contaminación se hizo mediante los métodos establecidos por “PERRY (2007)”. Las variables DBO, DQO, Nitrógeno total, Fósforo total, Oxígeno disuelto, Aceites/Grasas, pH y material en suspensión se determinaron mediante la aplicación de los métodos estandarizados para el análisis de aguas blancas y residuales establecidos por “AWWA APHA WCPF (1992)”. Así mismo; estas variables se determinaron en cada una de las estaciones establecidas en la cuenca hidrográfica del río Manzanares, durante los periodos de sequía y lluvia de los años 2005, 2014-2016, siguiendo para ello los métodos establecidos en “AWWA APHA WCPF, (1992)”.

La aplicación de los Índices de Contaminación (ICO) por: Mineralización (ICOMI), por Materia Orgánica (ICOMO), por Solidos Suspendidos (ICOSUS) y por Trofia (ICOTRO) se llevó a cabo mediante la aplicación de ecuaciones establecidas y propuestos por “RAMÍREZ *ET AL.* (1997)”.

2.5. ANÁLISIS DE RESULTADOS

2.5.1. Carga Orgánica Contaminante

La figura 2.1 representa la carga orgánica contaminante descargada por las diferentes fuentes de contaminación puntuales presentes a lo largo de la cuenca del río Manzanares, en ella no se representó la carga contaminante proveniente de la laguna de oxidación del central azucarero (cuenca alta) por presentar valores que sobrepasaron los de las fuentes restantes y porque la descarga de estos residuales no se hace directamente en las aguas del río, sino que son vertidas en suelos ubicados en la zona posterior de la empresa; sin embargo, sus valores se presentan en la figura 2.2, la carga contaminante procedente del central azucarero de Cumanacoa, contempla valores medidos durante las temporadas de baja y alta zafra. En esta figura se observa que la mayor carga contaminante impuesta por este residual, se hace presente a través de los parámetros: aceites/grasas, DBO, DQO y sólidos suspendidos, siendo los primeros tres, los que aportan la mayor contaminación; con valores entre 400 y 1000 kg/d, durante la época de alta zafra; y entre 300 y 700 kg/d para la de baja zafra; mientras, que los componentes restantes registran valores inferiores a 11 kg/d, estos resultados son inferiores a los observados en las otras fuentes de contaminación estudiadas; sin embargo, los efectos de ésta deben ser considerados ya que su composición contaminante podría llegar hasta los depósitos de agua subterránea y a las corrientes superficiales del río Manzanares a través de los procesos de infiltración y escorrentía como se ha observado en trabajos realizados por (GARCÍA *ET AL.* 2008; FUENTES *ET AL.* 2015).

A partir de la figura 2.1 se puede observar que la carga proveniente de la PTAR Palenque (fuente 2) descarga aguas residuales al río con elevados valores de carga orgánica contaminante a través del material en suspensión y del material orgánico medido mediante

la DQO cuyos valores fluctúan alrededor de 180 y 120 kg/d respectivamente, sin embargo, exhibe carga contaminante baja en parámetros como Fósforo total, Aceites/Grasas.

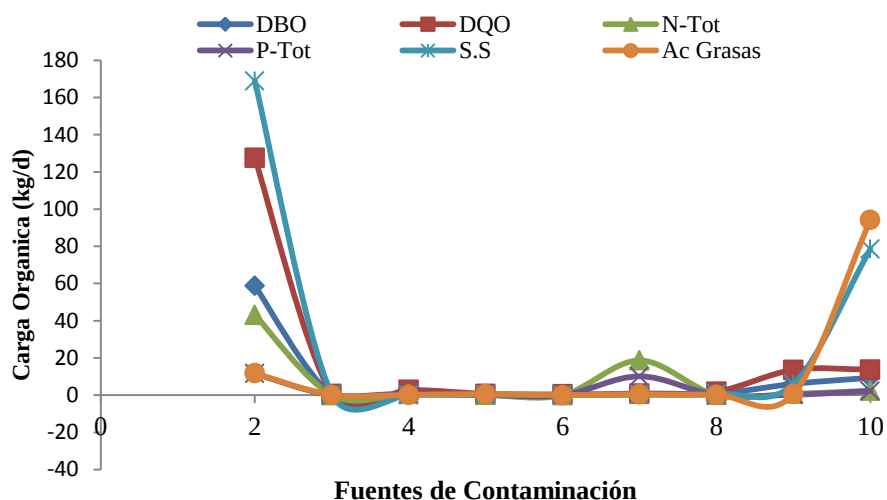


Fig. 2.1. Distribución de la carga másica contaminante promedio (kg/d) para cada uno de los parámetros de contaminación medidos en las diferentes fuentes contaminantes presentes a lo largo de la cuenca del río Manzanares

A lo largo de la cuenca media las fuentes de contaminación existentes están conformadas en su mayoría por viviendas unifamiliares algunas construidas con materiales apropiados y otras de manera rudimentaria, algunas cuentan con sistema de recogido de sus aguas residuales y otras (la gran mayoría) no cuenta con este servicio, lo que incrementa la carga orgánica contaminante descargados al río. Es por ello, que la figura 2.3 muestra un descenso en los valores de los parámetros estudiados alrededor de 20 kg/d. A diferencia de esta, la cuenca baja presenta mayor número de fuentes de contaminación de tipo: urbano, industrial, doméstico y difuso, las descargas provenientes de estas, registran un aumento progresivo en la carga orgánica impuesta al río desde la fuente 6 hasta la 8 y a partir de esta se registran valores casi constantes con incremento en la fuente 10 cuyas descargas presentan valores elevados en su contenido de Aceites/Grasas y material en suspensión alrededor de 0,42-0,97 y 3,62-8,32 kg/d respectivamente mientras que los valores de DQO y DBO fluctúan entre 8,24-18,96 y 3,68-8,46 kg/d; así como, bajo contenido de nutrientes como Nitrógeno y Fósforo cuyos valores corresponden a 0,45-1,03 y 0,15-0,34 kg/d respectivamente.

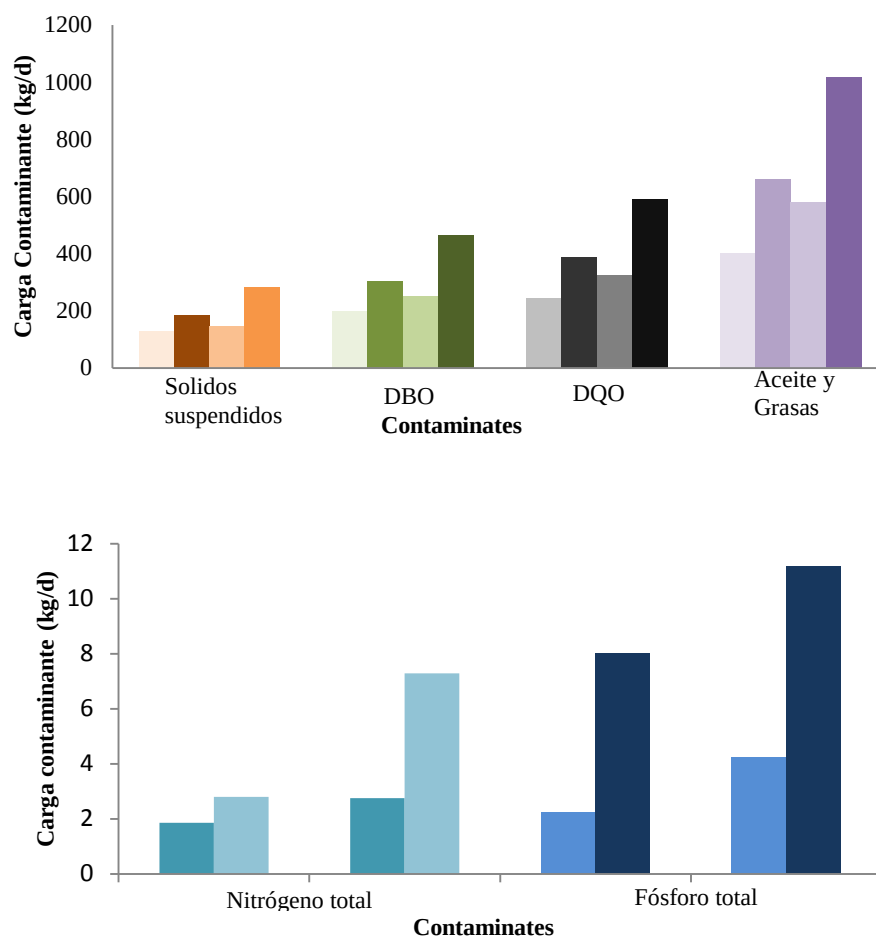


Fig. 2.2. Distribución de la carga másica contaminante de los parámetros medidos en las aguas residuales de la laguna de oxidación del Central Azucarero de Cumanacoa.

Al comparar estos valores con los reportados para fuentes de contaminación similares (CRITES & TCHOBANOGLIOUS 2000) se observa que estos presentan diferencias o similitudes, tomando en cuenta las características de las aguas residuales generadas para cada caso (empresa) en particular.

Importante resaltar que a las aguas del río Manzanares, a lo largo de su recorrido hasta su desembocadura, cada una de las fuentes de contaminación ya sea puntual o difusa, urbana, residencial/doméstica o industrial ejerce su carácter contaminante con repercusión

especifica en cada una de las zonas de la cuenca del río Manzanares; así, observamos como poca o casi nula acción de las aguas residuales domésticas en la cuenca alta, por lo que sus aguas pudieran ser acondicionadas mediante tratamientos de filtración y desinfección y ser utilizados para el consumo humano. Mientras que en la cuenca media es elevada la influencia de las aguas residuales domésticas. Para esta cuenca, en caso de requerirse el uso del agua para fines de consumo humano, se requerirían tratamientos convencionales como coagulación/floculación, sedimentación y desinfección; así como, la previa canalización de las aguas residuales generadas por las comunidades presentes en ambas cuencas. Por otro lado, la cuenca baja se encuentra bajo los efectos de aguas residuales tipo doméstico, industrial y urbano (Figura 2.4).

El caso de la cuenca baja es mucho más complejo en vista de las diferentes fuentes contaminantes que hacen de sus aguas no aptas para el consumo humano, para el saneamiento de esta cuenca en particular, sería recomendable acondicionar las aguas residuales antes de su descarga al río ya sea mediante los tratamientos fisicoquímicos y/o biológicos existentes, dependiendo de las características del residual en particular: de esta manera, se lograría una descontaminación gradual de las aguas de esta zona; así como políticas adecuadas de recogida, canalización y tratamiento de las aguas residuales domésticas generadas por las comunidades asentadas de manera no controlada en esta cuenca.

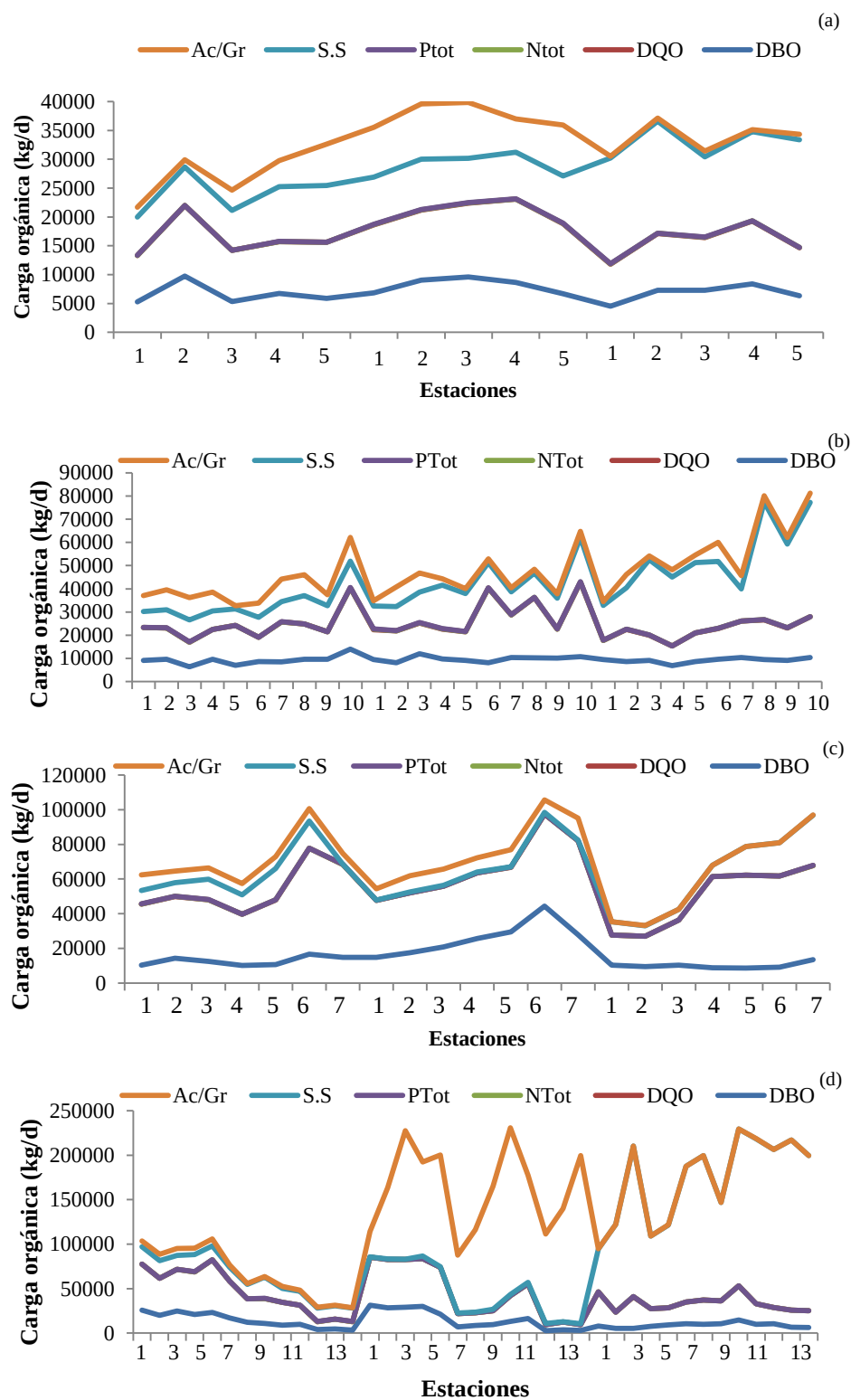


Fig. 2.3. Carga contaminante (kg/d) medida en las subcuencas del río Manzanares durante el periodo de sequía (2014) (a) Cuenca alta (b) Cuenca media (c) Cuenca Baja (d) Zona de Mezcla

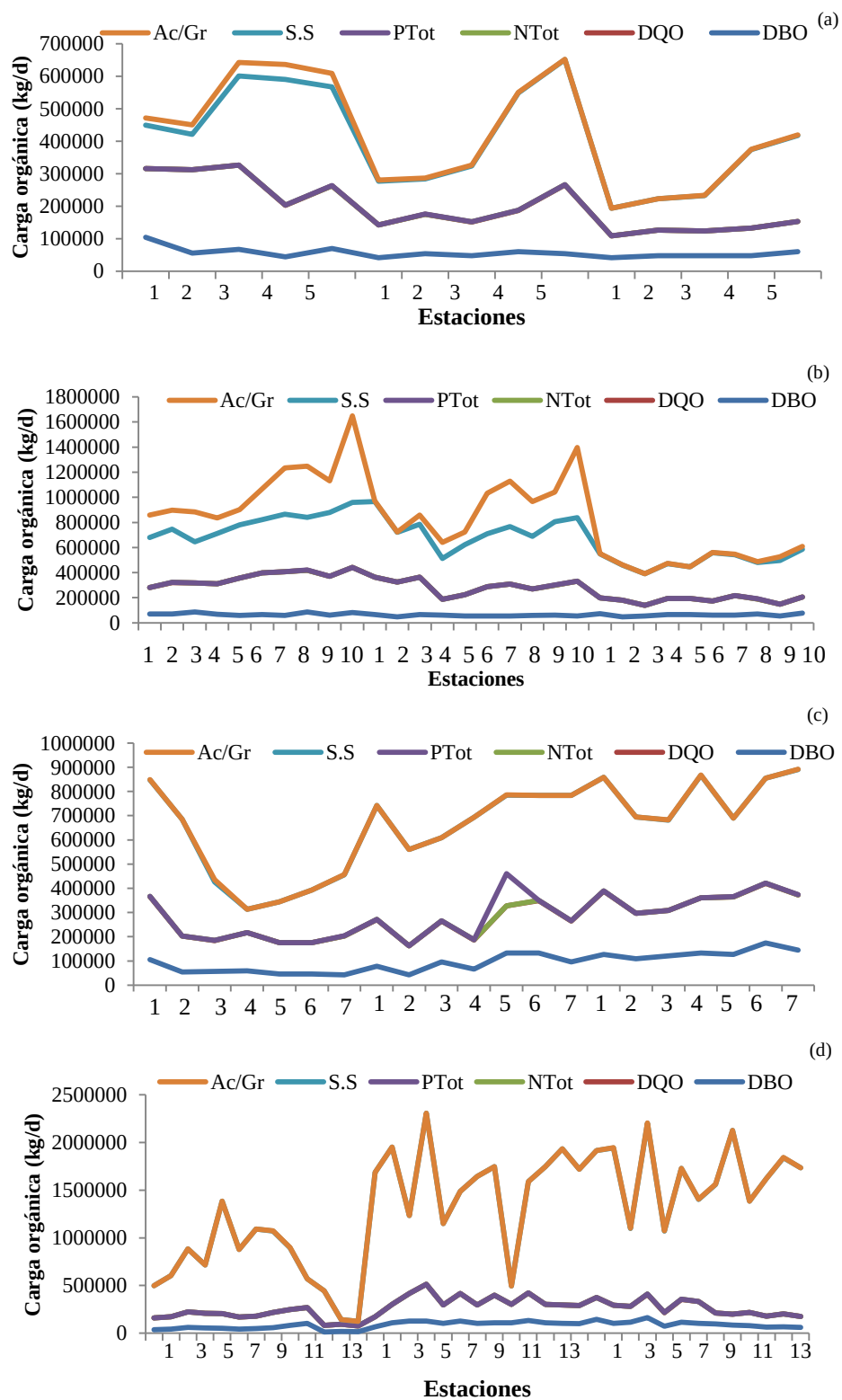


Fig. 2.4. Carga contaminante (kg/d) medida en las subcuencas del río Manzanares durante el periodo de lluvia (2016) (a) Cuenca alta (b) Cuenca media (c) Cuenca Baja (d) Zona de Mezcla.

2.5.2. Análisis de componentes principales de la carga contaminante.

El análisis de componentes principales de la carga orgánica impuesta al río Manzanares durante la época de sequía (2014) y lluvia (2016) se presenta en las figuras 2.5 y 2.6 respectivamente.

Para el caso de la cuenca alta figura 2.4 y 2.5, se observa que para el periodo seco (2014) han sido extraídos dos componentes, los cuales explican el 73,59% de la variabilidad de los datos originales, destacándose en el primer componente los pesos correspondientes a los Aceites/Grasas, DQO, DBO y Fósforo total; seguido en orden de importancia de nitrógeno total, oxígeno disuelto, pH y sólidos suspendidos como segundo componente.

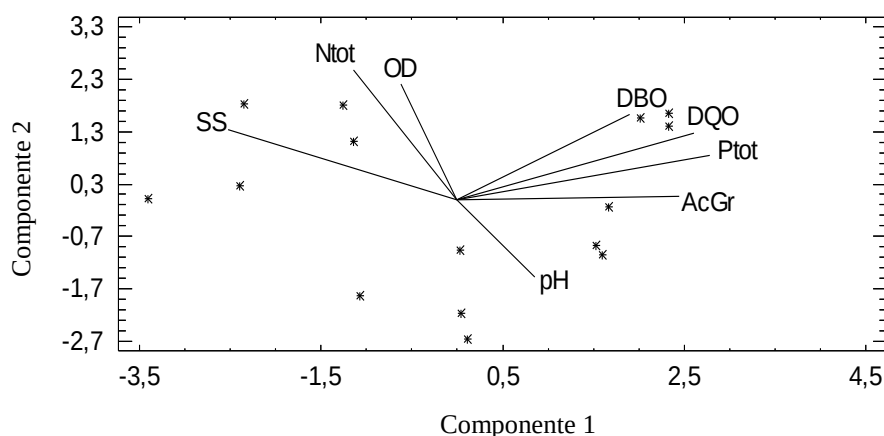


Fig. 2.5. Análisis de componentes principales de la carga orgánica contaminante impuesta en la cuenca alta del río Manzanares durante el periodo de sequía (2014).

En el análisis de componentes principales para esta cuenca durante el periodo de lluvia (2016) figura 2.6 se han extraído tres componentes principales, los cuales explican el 80,22% de la variabilidad de la data original, destacándose en orden de importancia los elementos Aceites/Grasas, DBO, DQO, Nt y OD como constituyentes del primer

componente seguido de pH, Pt y SS en los componentes segundo y tercero respectivamente.

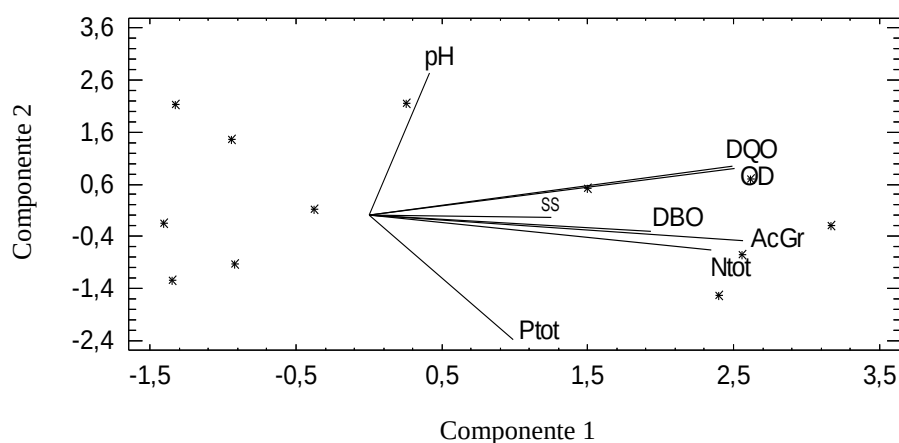


Fig. 2.6. Análisis de componentes principales de la carga orgánica contaminante impuesta en la cuenca alta del río Manzanares durante el periodo de lluvia (2016).

En el análisis comparativo de ambos periodos climáticos resaltan los parámetros asociados al material orgánico como elementos principales en el establecimiento de la calidad del agua de esta cuenca, mientras que el material en suspensión aparece relegado en orden de importancia. Por otro lado, el potencial de hidrogeno (pH), factor relevante en muchos procesos de transformación fisicoquímica se presenta como segundo componente para ambos periodos climáticos. En relación con los nutrientes, se observó que los componentes fosforados (asociados a los detergentes) exhiben efecto sobre la calidad de las aguas de esta zona del río, durante la época de sequía, mientras que los asociados al nitrógeno (procedente de fertilizantes) ejercen sus efectos durante la época de lluvia.

Para la cuenca media durante el periodo seco (2014) y lluvioso (2016) el análisis de componentes principales se presenta en la figura 2.7 y 2.8 respectivamente. Para el periodo seco (2014) se extrajeron 3 (tres) componentes, los cuales explican el 63,99% de la variabilidad de la data original. Para el primer componente resaltan oxígeno disuelto,

fósforo total, nitrógeno, DBO y DQO. Los elementos nutritivos (Fósforo y Nitrógeno) son importantes para las condiciones fisicoquímicas de esta zona del río Manzanares y en particular por su efecto sobre el contenido de oxígeno disuelto y la demanda química de oxígeno del agua. El segundo componente en orden de importancia se presenta los elementos pH y material en suspensión, mientras que para el tercer componente se encuentra los Aceites/Grasas.

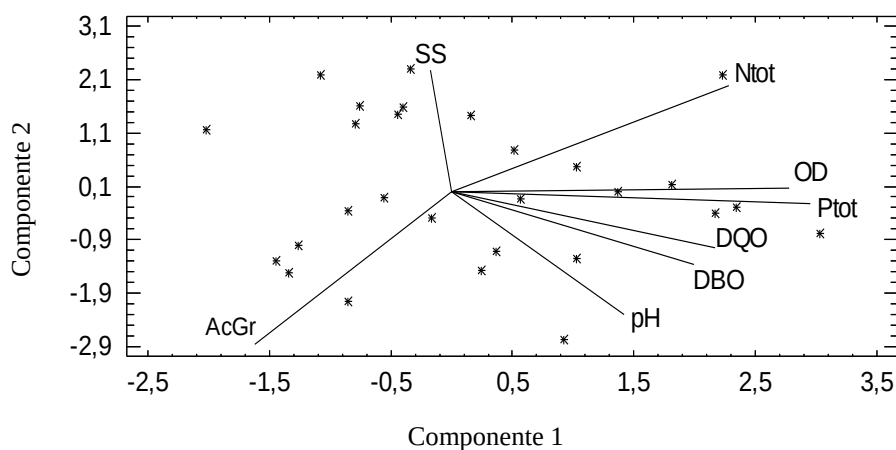


Fig. 2.7. Análisis de componentes principales de la carga orgánica contaminante impuesta en la cuenca media del río Manzanares durante el periodo de sequía (2014).

Durante el periodo lluvioso (2016) para esta cuenca se extrajeron 3 componentes principales los cuales explican el 80,96% de la variabilidad de la data original. Como primer componente en orden de importancia resaltan la demanda química de oxígeno y nitrógeno total. Tanto los componentes nitrogenados como los orgánicos susceptibles de ser oxidados químicamente son considerados muy importantes para definir la calidad del agua en la cuenca media del río Manzanares durante el periodo lluvioso; mientras que los componentes orgánicos que pueden ser degradados por los microorganismos se ven relegados en orden de importancia en el segundo componente, junto con el potencial de hidrogeno, oxígeno disuelto y los componentes fosforados. Por su parte el material en suspensión y los aceites y grasas tienen poca o baja importancia en cuanto al establecimiento de la carga orgánica contaminante para esta zona del río.

En general, en esta cuenca resalta tanto la demanda química de oxígeno como el contenido de nitrógeno total para ambos periodos climáticos; sin embargo, la concentración de oxígeno disuelto y Fósforo total es relevante en la época de sequía y poco importante durante la época de lluvia. Por otro lado, se observa poca significancia de los valores del material en suspensión tanto para la época de lluvia como para la época de sequía.

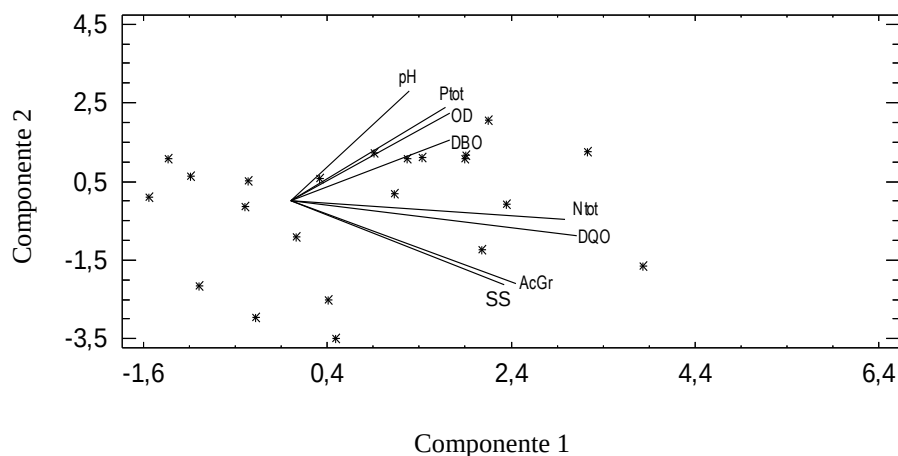


Fig. 2.8. Análisis de componentes principales de la carga orgánica contaminante impuesta en la cuenca media del río Manzanares durante el periodo de lluvia (2016).

El estudio de la cuenca baja dividido en dos ambientes 1.- Dulce acuícola y 2.- Zona de mezcla (dulceacuícola – marina). El análisis de componentes principales permitió observar lo siguiente: para el ambiente dulceacuícola, se extrajeron tres componentes para el año 2014 (periodo seco) figura 2.9, los cuales explican el 78,36% de la variabilidad en la data original, resaltando como primer componente los parámetros: Aceites/Grasas, DBO, OD y pH; como segundo componente en orden de importancia destacan los parámetros nitrógeno total, sólidos suspendidos y Fósforo total; mientras que para el tercer componente la relevancia esta puesta sobre la DQO.

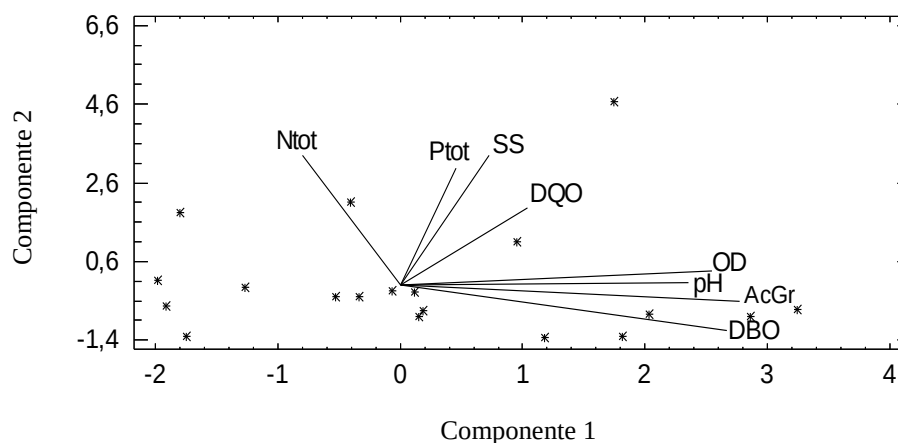


Fig. 2.9. Análisis de componentes principales de la carga orgánica contaminante impuesta en la cuenca baja del río Manzanares durante el periodo de sequía (2014).

Para el periodo lluvioso (2016) figura 2.10 se extrajeron tres componentes principales, los cuales explican el 77,59% de la data original, resalta la importancia de los elementos DBO, DQO y material en suspensión, los cuales incrementan sus valores posiblemente debido al movimiento del agua por aumento del caudal del río; mientras que los elementos nutritivos (Fósforo y Nitrógeno) y Aceites/Grasas están incluidos como segundo componente y como tercer componente el oxígeno disuelto y el potencial de hidrogeno.

En general, el periodo seco se caracteriza por la relevancia de los elementos asociados a los componentes orgánicos susceptibles de ser degradados por los microorganismos, mientras que en el periodo lluvioso la importancia recae en los componentes asociados al material orgánico (DBO, DQO) y al material en suspensión. Se debe resaltar que los elementos nutritivos (Fósforo y Nitrógeno) están ubicados como parte del segundo componente en orden de importancia tanto para el periodo seco como lluvioso.

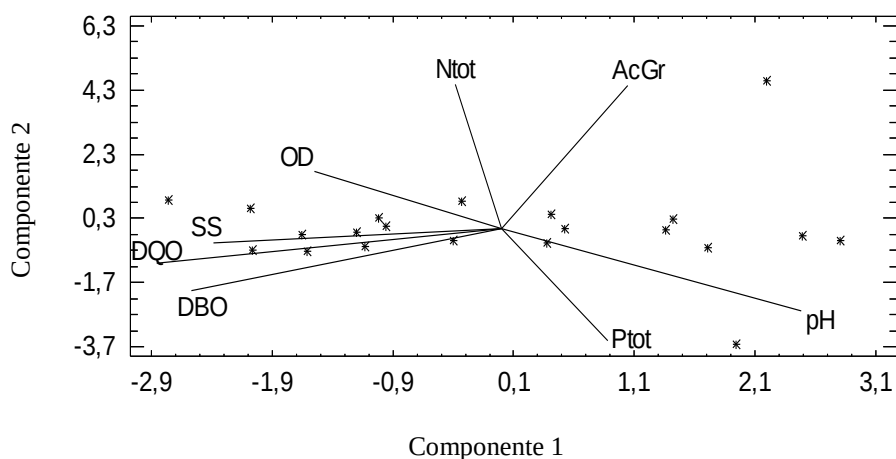


Fig. 2.10. Análisis de componentes principales de la carga orgánica contaminante impuesta en la cuenca baja del río Manzanares durante el periodo lluvioso (2016).

Por otro lado, para la zona de mezcla del agua del río con agua de mar figura 2.11, se extrajeron tres componentes principales durante el periodo de sequía (2014), los cuales explican el 84,21% de la variabilidad de los datos, resaltando para el primer componente los siguientes parámetros: nitrógeno y fósforo total, demanda química y biológica de oxígeno, lo que muestra la importancia de la descarga de residuales con alta carga orgánica y nutrientes por sus efectos contaminantes durante el periodo seco, aspecto que se corrobora por la elevada presencia de plantas acuáticas (Jacinto de agua) en esta zona del río los cuales incrementan su población cuando el medio donde se reproducen presenta concentraciones de elementos fosforados y nitrogenados (CRITES & TCHOBANOUGLOUS 2000).

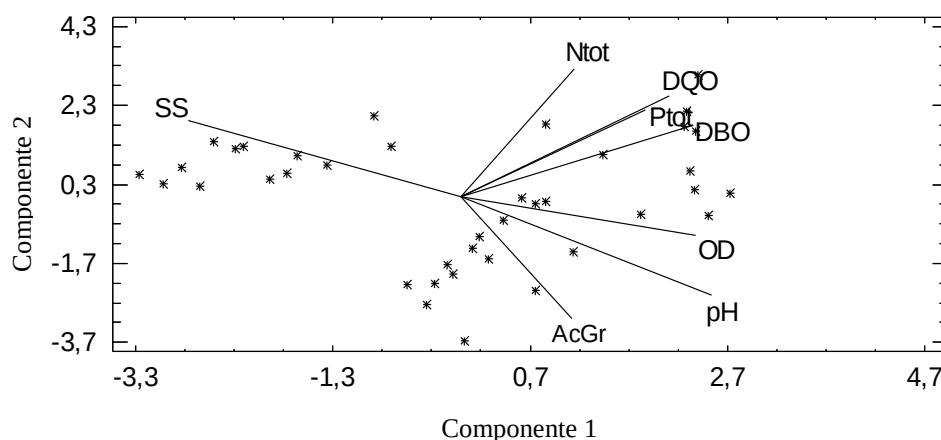


Fig. 2.11 Análisis de componentes principales de la carga orgánica contaminante impuesta en la zona de mezcla río-mar de la subcuenca baja del río Manzanares durante el periodo de sequía (2014).

Para el periodo lluvioso (2016) figura 2.12 en la zona de mezcla se extrajeron tres componentes principales, los cuales explican el 66,14% de la variabilidad de la data original, resaltando en orden de importancia el primer componente representado por los parámetros DBO, DQO y material en suspensión, mostrando los efectos del material en suspensión junto con la descarga orgánica en esta zona del río durante el periodo lluvioso. El segundo componente exhibe la presencia de los parámetros aceites/grasas y nitrógeno total, mientras que el tercer componente resalta por los parámetros oxígeno disuelto, fósforo total y potencial de hidrógeno.

La ocurrencia de todos estos parámetros en cada uno de los componentes señalados tanto para el periodo seco como lluvioso, revela la variada gama de aguas residuales descargada en esta zona del río; así como, los efectos de la mezcla de los mismos sobre la calidad del agua de la desembocadura del río Manzanares.

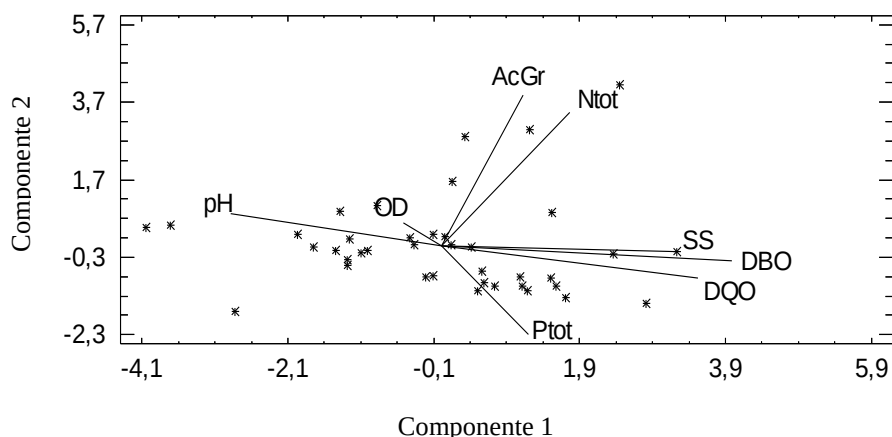


Fig. 2.12 Análisis de componentes principales de la carga orgánica contaminante impuesta en la zona de mezcla río-mar de la subcuenca baja del río Manzanares durante el periodo de lluvia (2016).

La descarga de residuales independiente del periodo climático en estudio con la constante presencia de elementos contaminantes representa una perturbación para la conservación y equilibrio adecuado de este ecosistema, por lo que urge llevar a cabo acciones tendientes a lograr la disminución de la carga contaminante impuesta al río mediante políticas adecuadas para canalización, recogida y tratamientos fisicoquímicos de los residuales líquidos y sólidos vertidos a este cuerpo de agua receptor.

2.5.3. Índices de Contaminación

2.5.3.1 Índice de Contaminación por Mineralización (ICOMI)

Para comparar la contaminación orgánica, por material en suspensión, mineralización y trófica en las aguas del río Manzanares, se hizo uso de los índices de contaminación (ICOs) propuesto por “RAMÍREZ *ET AL.* (1997)” y aplicados en ríos Colombianos. En la figura 2.13 se observa que para 2005, durante la época de sequía, la cuenca alta presenta un ICOMI

entre 0,3 y 3,7, oscilando entre no contaminado por mineralización hasta contaminación baja; sin embargo, esta calificación cambia durante la época de lluvia, mostrando un ICOMI entre 0,4 y 0,5; es decir, contaminación por mineralización con grado medio.

Para la cuenca media se observa un comportamiento muy diferente al anterior, con valores ICOMI entre 0,35 y 0,65 en la época de sequía, es decir, con clasificación de baja a alta contaminación por mineralización, mientras que, el ICOMI durante la época de lluvia se reduce entre 0,1 y 0,55, es decir, clasificación entre no contaminada a contaminación media. Por razones obvias, en cuanto al aumento de la conductividad, dureza y alcalinidad por la cantidad de iones presentes, en la mezcla de agua fluvial y agua de mar, no se evalúa la contaminación por mineralización en la cuenca baja, ya que estos valores serian exageradamente elevados.

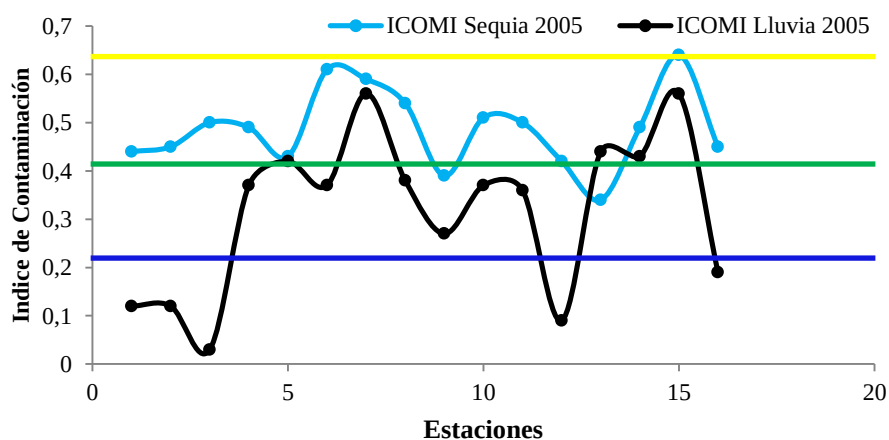


Fig. 2.13. Índice de contaminación por mineralización (ICOMI) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares, período lluvia-sequia 2005.

En cuanto al comportamiento observado, durante los años 2014 y 2016, figura 2.14, se tiene que el grado de contaminación por mineralización aumenta, es decir es superior al observado en el año 2005, tanto para las cuencas alta como media del río Manzanares, con clasificación ICOMI entre baja a muy alta contaminación por mineralización, para ambos periodos climáticos; durante la época de sequía se registraron los más altos valores ICOMI entre 0,8 y 0,95; sin embargo durante el periodo lluvioso resaltan las estaciones 4,12 y 15

Los Cedros, Cedeño y Aliviadero, con valores ICOMI de 0,35; 0,47 y 0,38 respectivamente, es decir, con baja contaminación por mineralización. El aumento en los valores ICOMI, durante el período de lluvia, puede ser atribuido a procesos de desgaste del material rocoso y del sedimento, por efecto del incremento en el movimiento de las aguas entre otros factores, lo que aumenta la conductividad, dureza y alcalinidad del agua.

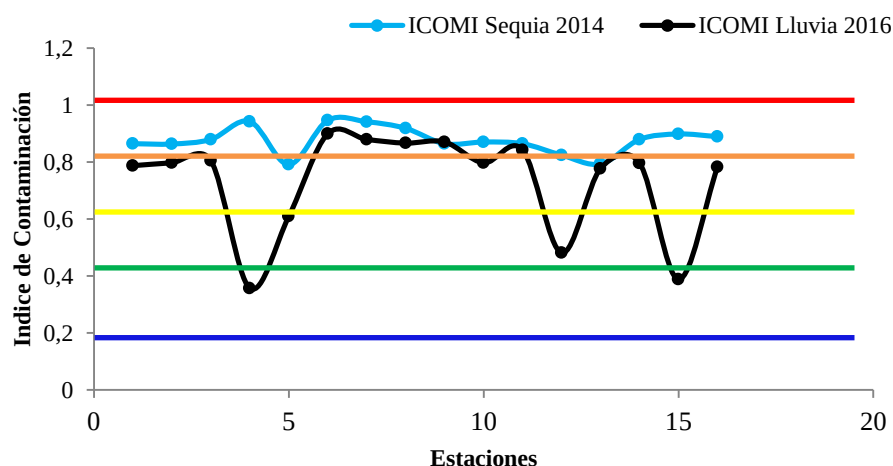


Fig. 2.14. Índice de contaminación por mineralización (ICOMI) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares, período 2014-2016.

2.5.3.2 Índice de Contaminación por Materia Orgánica (ICOMO)

Los valores ICOMO se presentan en la figura 2.15. Durante el periodo de sequía de 2005, la cuenca alta presenta valores ICOMO que oscilan entre 0,41 y 0,77 con clasificación por contaminación orgánica entre media y alta. Por su parte, en la cuenca media, los valores ICOMO varían entre 0,58 y 0,70 con clasificación de contaminación orgánica de baja a alta, observándose la mayor contaminación en la estación 11 correspondiente a la estación Rancherías. Por otro lado, la cuenca baja presenta ICOMO entre 0,68 y 0,77; es decir, presenta alta contaminación orgánica. Mientras que, durante el periodo de lluvia, figura 2.16, donde el movimiento de las aguas se incrementa, se observa lo siguiente, para la cuenca alta el valor ICOMO oscila entre 0,57 y 0,87; es decir, se presenta contaminación orgánica con clasificación entre media y muy alta, atribuible al arrastre de los residuales domésticos entre otros, con altos componentes orgánicos, superando la contaminación orgánica observada durante el periodo de sequía.

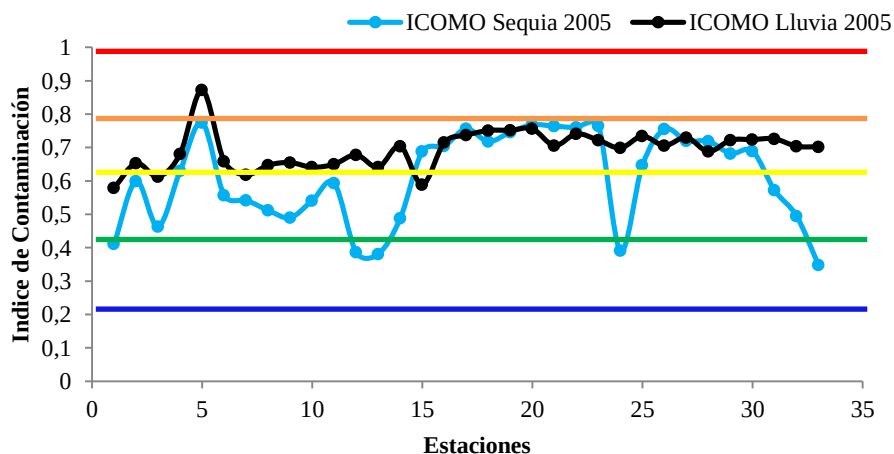


Fig. 2.15. Índice de contaminación por materia orgánica (ICOMO) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares para el período lluvia-sequia 2005.

Por su parte, la cuenca media presenta una disminución en la contaminación orgánica, obteniéndose valores ICOMO entre 0,58 y 0,70, observándose el mayor valor en la estación 14 correspondiente a Gamero. Por otro lado, la cuenca baja presenta valores ICOMO entre 0,34 y 0,77 con clasificación de contaminación baja a alta, resaltan las estaciones 24 y 34 correspondiente a las estaciones ubicadas en las lonjas pesqueras y agua de mar sin mezclar con agua de río, con los más bajos valores ICOMO, atribuido a los procesos naturales de sedimentación por coagulación del material en suspensión debido a los efectos de la mezcla del río con el agua de mar. A diferencia del periodo de lluvia, en este periodo seco se observa una disminución en la clasificación de contaminación orgánica a medida que se avanza hacia el medio marino. En contraposición a lo observado durante el 2005, la contaminación orgánica exhibida durante 2014-2016, disminuye ligeramente, tanto para la cuenca alta como para la cuenca media, para ambos periodos climáticos, observándose ICOMO entre 0,21 y 0,43 y 0,21 y 0,67, lo que corresponde a una clasificación de baja a media y de baja a alta para la cuenca alta y media respectivamente.

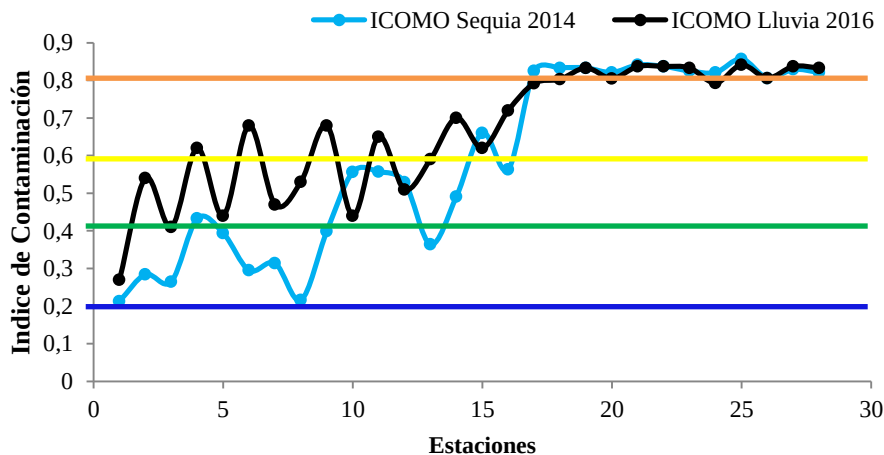


Fig. 2.16. Índice de contaminación por materia orgánica (ICOMO) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares para el período 2014-2016.

Sin embargo, la cuenca baja mantiene sus valores ICOMO entre 0,77 y 0,85, es decir, clasificación de alta contaminación orgánica, con muy pocas diferencias en los valores registrados entre la época de sequía y lluvia.

2.5.3.3 Índice de Contaminación por Material en Suspensión (ICOSUS)

Los resultados ICOSUS para la cuenca del río Manzanares se muestran en la figura 2.17. Durante el año 2005 el índice de contaminación por sólidos suspendidos se mantuvo con valores inferiores a 0,2 es decir con clasificación de no contaminada para las cuencas altas y media durante ambos periodos climáticos, con ligeros aumentos durante el periodo de lluvia, pero sin llegar a sobrepasar el límite ya mencionado.

Las más grandes variaciones se observaron en la cuenca baja durante el periodo de lluvia, presentando índice de contaminación entre 0,3 y 0,92 es decir de contaminación baja hasta muy alta, resaltando las estaciones 20 y 24 con valores ICOSUS superiores a 0,7 y 0,9; lo que corresponde a las estaciones Puente Arístides Rojas y lonjas pesqueras; mientras que,

durante el periodo de sequía, esta cuenca presentó clasificación ICOSUS entre 0,03 y 0,45 es decir entre no contaminado y contaminación media.

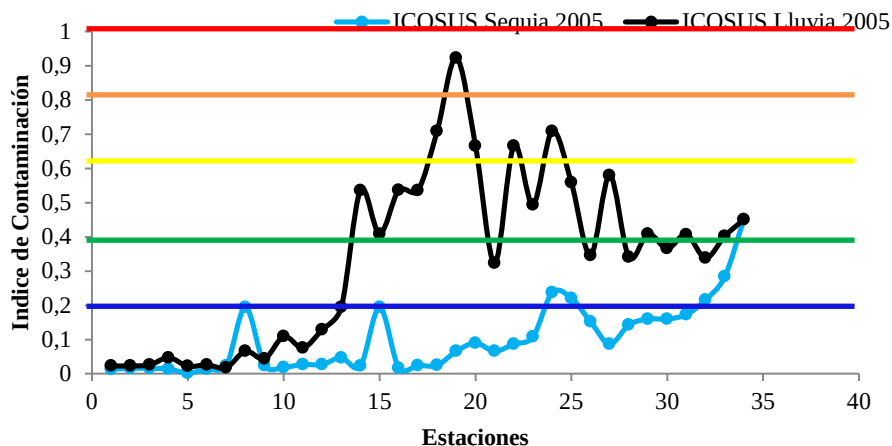


Fig. 2.17. Índice de contaminación por material en suspensión (ICOSUS) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanarez para el período lluvia-sequia 2005.

De manera análoga al comportamiento observado durante el año 2005. Una década después, lapso 2014-2016 (figura 2.18), tanto la cuenca alta como la media, no presentan contaminación por solidos suspendidos ($\text{ICOSUS} < 0,2$) durante los dos periodos climáticos; este comportamiento pudiera estar asociado a los eventos de desborde del río Caribe, durante los años previos (2007 y 2012).

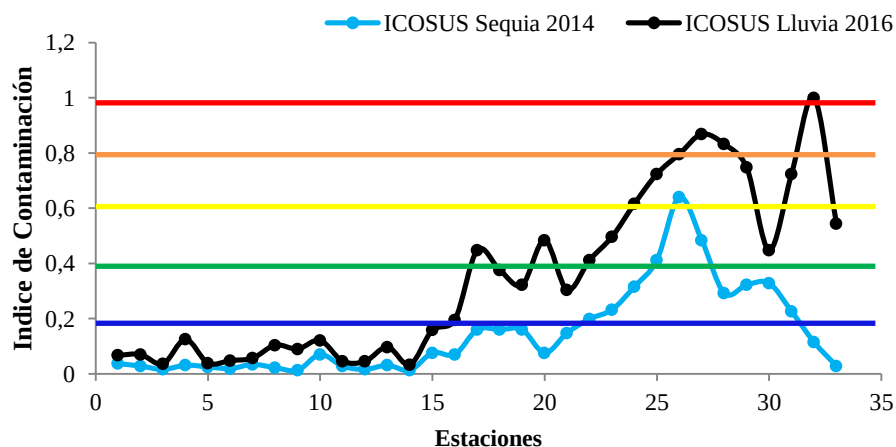


Fig. 2.18. Índice de contaminación por material en suspensión (ICOSUS) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares para el período 2014-2016.

Sin embargo el comportamiento observado para la cuenca baja es similar al registrado durante el 2005, con amplias variaciones entre los periodos climáticos, obteniéndose alto índice de contaminación por material en suspensión durante el periodo de lluvia (ICOSUS entre 0,3 y 1), con clasificación de contaminación muy alta, específicamente en la estación 24 (boca del río o zona de ventas de pescados y mariscos). Por su parte, durante el periodo seco el ICOSUS varió entre 0,3 y 0,65, resaltando la estación 26 con el valor más alto, (zona más expuesta a los vertidos industriales y domésticos), además del arrastre producido aguas arriba de la desembocadura.

2.5.3.4. Índice de Contaminación por Trofía (ICOTRO)

Índice que mide la contaminación por trofía (figura 2.19), se fundamenta en la concentración de fósforo total, a diferencia de los índices anteriores, en los cuales se determina un valor particular entre 0 y 1, la concentración del fósforo total, define por sí mismo una categoría descrita.

Así, observamos que para periodo seco del año 2005, la cuenca alta presenta valores ICOTRO entre 0,04 en las primeras 3 estaciones y 0,4 en la estación 5, revelando clasificación de eutrófico, es decir, con valores superiores a 0,02 mg/l. Por su parte, la cuenca media presenta valores ICOTRO entre 0,02 y 0,09, inferiores a los de la cuenca alta en la mayoría de las estaciones (7, 9, 11, 13, 14 y 15), pero por ser valores superiores a 0,02 mg/l, esto indica que la clasificación es de un ambiente eutrófico. Por otro lado, la cuenca baja presenta características idénticas a las observadas en las cuencas anteriores, con ambiente eutrófico, pero con valores ICOTRO que oscilan entre 0,03 y 0,07, resaltando la zona marina con valores que disminuyen de manera gradual de 0,04 hasta inferiores a 0,02, es decir con condiciones mesotróficas.

Sin embargo, cuando se analiza la contaminación trófica durante el periodo de lluvia, el comportamiento es hacia ambientes más eutróficos; así, se tiene que la cuenca alta presenta valores ICOTRO entre 0,7 y 1,0 muy cercano a la hipertrofia en la estación 5 (mientras que en la cuenca media los valores varían entre 0,5 y 1, las estaciones 6, 8, 10 y 14, presentan los mayores valores ICOTRO, y de estas en adelante se observan variaciones con ligeros descensos hasta alcanzar un valor de 0,5 en la estación 14 (Edén del Niño).

En la cuenca baja, por su parte, se obtuvo valores ICOTRO inferiores a los obtenidos para las cuencas alta y media, pero con variaciones más pronunciadas entre estaciones, allí se presentan ambientes eutróficos a excepción de la estación 20 con un ICOTRO igual a 0,01 mg/l (clasificación mesotrófica), también resalta una disminución progresiva desde la estación 30 (eutrófica) hasta la 35 (mesotróficas), zona correspondiente a un ambiente con agua de mar en mayor proporción con respecto al agua del río, esta disminución puede ser atribuido a los procesos fisicoquímicos, que suceden debido a la presencia de los variados y complejos componentes del agua de mar, (MARCOVECCHIO & FREJE 2013).

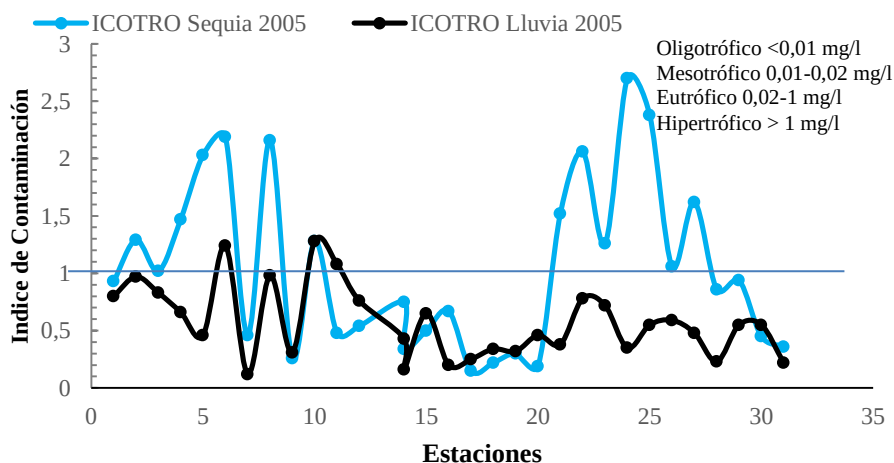


Fig. 2.19. Índice de contaminación por trofia (ICOTRO) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares durante el periodo lluvia- sequia 2005.

Por otra parte, para el año 2014 (sequía) (figura 2.20), la cuenca alta presenta valores ICOTRO entre 0,04 y 0,1 mg/l lo que corresponde a un ambiente eutrófico, mientras que la

cuenca media registró valores entre 0,04 y 0,13 mg/l, resaltando la estación 7 (río Arenas) con el máximo valor. Al igual que la cuenca media, la cuenca baja presenta también clasificación eutrófica, y en ella, desde las estaciones 24 hasta la 28, con valores entre 0,01 y 0,02 mg/l; es decir, exhibiendo condiciones mesotróficas.

Por otro lugar, durante el periodo de lluvia año 2016, el comportamiento es ligeramente superior al observado durante el periodo seco, pero manteniéndose dentro de la característica eutrófica.

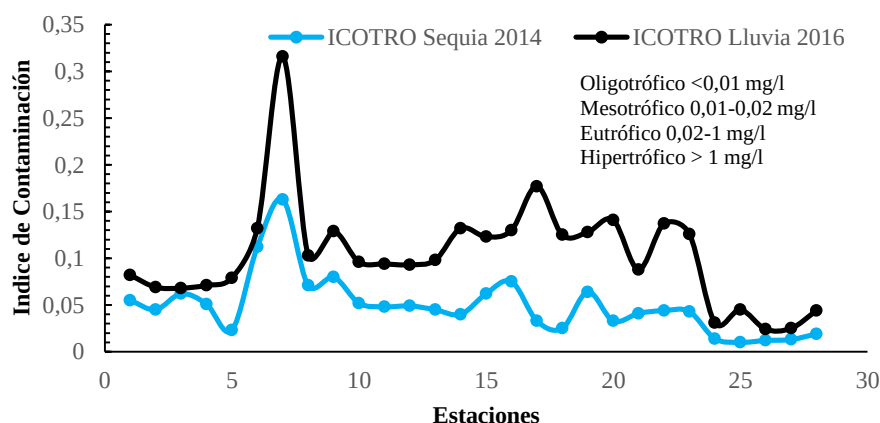


Fig. 2.20. Índice de contaminación por trofía (ICOTRO) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares durante el periodo sequía 2014 - lluvia 2016.

Al comparar los resultados obtenidos durante la década 2005-2016 se observa, que aunque se mantiene con clasificación eutrófica en la mayoría de las estaciones de toda la cuenca del río Manzanares; hay un aspecto a resaltar, y es la disminución notable en los valores ICOTRO, obteniéndose los menores valores en el lapso 2014-2016 atribuido a los eventos meteorológicos y a los eventos de desborde de algunos afluentes del río Manzanares, específicamente en su cuenca media.

2.6. DISCUSION DE LOS RESULTADOS

2.6.1 Normativas y limitaciones para el vertido de residuales líquidos.

Al analizar las fuentes de contaminación de aguas residuales, no solo se consideran los residuos industriales, su correspondiente caudal en los sistemas de recolección, sino

también, los caudales provenientes de las residencias individuales y de algunos canales de recolección de aguas servidas y de lluvia; así como, los efectos de las medidas orientadas a la conservación de los cuerpos de aguas receptores en este caso el río Manzanares.

Sin considerar el tamaño, es de fundamental importancia para el estudio del estado de un ecosistema, conocer los constituyentes contaminantes presente en los cuerpos de agua y conocer el origen y destino de tales constituyentes, una vez que son liberados en el ambiente (PEPPER *ET AL.* 1996).

El sistema de control para el vertimiento de aguas residuales más común, consiste en establecer limitaciones de la calidad de los efluentes y conceder permisos de vertimiento. En nuestro país, el control de vertimiento de aguas residuales corre por cuenta de las oficinas regionales ambientales, administradas por los propios estados y bajo la supervisión general del Ministerio del Ambiente, utilizando para ello el decreto 883 como instrumento legal (GACETA OFICIAL 1995). Con este sistema se conceden permisos de vestimento con limitaciones de la cantidad y calidad de los efluentes. Estos límites se basan en estudios individualizados de los parámetros, uno por uno y los posibles impactos ambientales, en cada uno de los diferentes cuerpos de agua receptores. En general, las normas de calidad del agua son un conjunto de limitaciones, tanto cuantitativas como cualitativas, establecidos para monitorear o mejorar la calidad de estos cuerpos de agua.

De acuerdo con este decreto, los cuerpos de agua receptores se clasifican en diversas categorías en función de su uso, actual o previsto, estableciéndose para cada uno de ellos, regulaciones tanto para la protección como para el abastecimiento de agua potable; así como, contacto humano total, navegación en bote, pesca para corrientes de agua dulce, deportes a campo abierto y cosecha de mariscos en estuarios y zonas costeras; al respecto, “DINIUS (1987)”, establece una serie de categorías en la calidad de las aguas, las cuales podrían ser utilizadas de acuerdo con la clasificación establecida en la sección inicial del decreto 883, para las aguas naturales del país.

En el caso de compuestos tóxicos, se emplea la Ley de Compuestos Peligrosos (GACETA OFICIAL 5245 1998), como instrumento legal para compuestos químicos específicos, a la hora de establecer normas y limitaciones de calidad para su disposición final. En el caso de estos compuestos químicos, se utilizan requerimientos individuales para cada uno de los compuestos tóxicos, presentes en las aguas residuales.

A fin de proteger, la vida acuática de efectos tóxicos, agudos o crónicos, y al ser humano de posibles problemas nocivos para la salud, entre ellos el cáncer, las limitaciones a los vertimientos se pueden establecer con base en estudios de laboratorio; además, el DECRETO 883 establece limitaciones a los vertimientos, en áreas bajo régimen de administración especial con fines protectores.

Sin embargo, las limitaciones específicas para cada especie química presente, no tiene en cuenta los efectos aditivos, antagónicos o sinérgicos que se pueden producir por la presencia de múltiples compuestos químicos, tampoco tienen en cuenta la biodisponibilidad del compuesto, que es función de la forma en la cual se encuentra en el agua residual. Una manera de superar estas limitaciones basado en las concentraciones de los componentes individuales es, utilizando un enfoque global mediante ensayos de toxicidad o bioensayos, para determinar la concentración a la que el agua residual induce efectos tóxicos, agudos o crónicos.

Como se puede observar, el conjunto de las fuentes de vertimientos de aguas residuales al río Manzanares exceden los límites establecidos en las normativas para su descarga a este cuerpo de agua, y por supuesto sus efectos se agravan, cuando consideramos dentro de estos valores, el caudal del agua, que continuamente se vierte durante lapsos de tiempo de 8 o 12 horas diarias, dependiendo de las horas de producción, en el caso de las empresas o industrias o del tiempo de actividades en un hogar.

Las reglamentaciones se establecen para implementar la legislación. Por esta razón, siempre están sujetas a modificaciones, conforme aumenta la información disponible acerca

de las características del agua residual, la eficiencia de los procesos de tratamiento y el impacto ambiental de los vertimientos.

Puede anticiparse que las reglamentaciones futuras, se centrarán en la implementación de la ley de Aguas (GACETA OFICIAL, 2007), siendo los puntos más importantes el control de los efectos contaminantes de las aguas pluviales y de las fuentes no puntuales, la presencia de compuestos tóxicos en las aguas residuales (contaminantes prioritarios) y el manejo global de sólidos o lodos, incluyendo el control de sustancias tóxicas. Para aplicaciones y casos específicos, será de gran importancia considerar también la remoción de nutrientes, el control de organismos patógenos y la eliminación de sustancias orgánicas e inorgánicas como los compuestos orgánicos volátiles y los sólidos disueltos totales.

Es de valorar iniciativas como las emprendidas por México y Colombia, donde se llevó a cabo la modificación de las normas (MINAMBIENTE 0631-2015; NOM001 SEMARNAT, 2021) respectivamente, en respuesta a la nueva realidad urbana, industrial y ambiental de estos países. Se debe resaltar además que la normativa colombiana a diferencia de la norma venezolana, para el vertimiento de las aguas residuales, toma en cuenta la carga contaminante como regulación importante; estableciendo un límite de 3000 kg/d, aspecto que no cumplen las fuentes de contaminación estudiadas en esta investigación.

El Estado venezolano es variado en su composición poblacional, y las condiciones y demandas de agua están en continuo aumento, tanto por la disponibilidad de agua existente (carga hídrica), como por las actividades económicas que se llevan a cabo dentro de él; luego sería interesante iniciar la revisión de la reglamentación actual; así como, la inversión en el rescate y mejoramiento de las infraestructuras de los sistemas de tratamiento, y lograr que las personas y las empresas cumplan con las normas que se vayan a implementar.

2.6.2. Caudal de descarga de las aguas residuales

El agua residual doméstica vertida en los sistemas de recolección, proviene de zonas residenciales, comercios, instituciones, espacios recreacionales e instalaciones industriales.

El método para la determinación de los caudales y sus variaciones en estas fuentes, consiste en mediciones directas realizadas en la red de alcantarillados. En las zonas residenciales, el caudal de agua y sus correspondientes caudales habituales oscilan entre 170 y 340 l/d por persona (CRITES & TCHOBANOGLOUS 2000). Si la comunidad posee sistema para abastecimiento de agua residual, como en el caso de la cuenca baja, el caudal promedio de agua residual se estima multiplicando la cantidad de agua consumida por un factor igual al 60 ó 80%, dependiendo del consumo en actividades particulares como riego de aguas verdes (TCHOBANOGLOUS & BURTON 1991).

El caudal de agua residual proveniente de residencias individuales, con tanque séptico aspecto que se observa en la mayoría de las viviendas de la cuenca alta y media, el caudal se calcula con base en la cantidad de agua total consumida en uso personal y doméstica. De acuerdo con datos presentados por “METCALF & EDDY 1995; CRITES & TCHOBANOGLOUS 2000; RAMALHO 2003”, el desglose del consumo de agua para una vivienda y por persona es de 170 l/d. Es de esperar que, este valor incrementara al tomar en cuenta el número de personas y el número de viviendas. Como es conocido, desde la cuenca alta hasta la desembocadura son muchas las viviendas asentadas de manera formal e informal, alrededor de la cuenca del río Manzanares, algunas cuentan con sistemas de recolección de aguas residuales, algunas con pozos sépticos y muchas descargan sus residuales directamente al cauce del río, lo que agrava mucho los problemas de contaminación.

Por su parte, la cantidad de agua residual generada en las industrias, varía con respecto al tipo de actividad y nivel de producción. Dado que muchos procesos industriales, se rediseñan continuamente para minimizar el consumo de agua, para estimar los caudales de una industria específica, se requiere conocer información proveniente de industrias similares. En la mayoría de las instalaciones industriales, consideradas en este trabajo, las aguas residuales se tratan en conjunto con las aguas provenientes de comedores y baños, lo que en algunos casos dificulta su tratamiento y requiere mayor consumo de energía (PEDROZO 2021).

2.6.3. Contaminación de las aguas fluviales.

De acuerdo con los datos obtenidos en este estudio, la principal forma de contaminación en los sistemas de agua dulce es la contaminación orgánica, con mucho, el mayor volumen de vertidos en agua dulce está formado por materia orgánica, aguas residuales municipales, procedentes de la industria y de la agricultura. Estos residuos líquidos son ricos en materia orgánica y se descomponen en presencia de oxígeno, mediante la actividad bacteriana, lo que afecta a los niveles de oxígeno en el agua y a los nutrientes que se liberan como nitratos y fosfatos (YANA 2014).

Se dice que estos residuos tienen una gran demanda de oxígeno (RAMALHO 2003). La reducción de la concentración de oxígeno del agua, provocado por la actividad de las bacterias aeróbicas, se compensa por la difusión del oxígeno de la superficie y de las zonas cercanas con elevada concentración de este gas (KIELY 1999).

Este proceso de reabastecimiento resulta, no obstante, lento y a medida que el nivel de oxígeno desciende, se multiplican las bacterias anaeróbicas, capaces de oxidar compuestos orgánicos sin presencia de oxígeno. Los productos finales resultantes de la actividad de estas bacterias son el sulfuro de hidrógeno, metano y amoníaco, los cuales son tóxicos para la mayoría de los organismos superiores.

Al considerar los efectos de la contaminación orgánica en una comunidad fluvial, se entiende que cuando los residuos orgánicos entran en un sistema como los ríos, se produce la respuesta característica de disminución en los niveles de oxígeno (BEJAR & MENDOZA 2018) en la zona inmediatamente inferior a su origen, este déficit de oxígeno depende del flujo o caudal, y puede cambiar según la estación del año o condiciones climáticas, (YANA 2014), y de la descarga de las aguas residuales sin tratamiento previo.

En condiciones de bajo caudal, prevalecen los niveles bajos de oxígeno a lo largo de grandes distancias, (ESCOBAR 2002). El nivel de desoxigenación variará según parámetros como la temperatura, la dilución del efluente, el grado de aireación del río, la demanda

biológica del vertido y de las aguas de recepción y la cantidad de organismos del río, entre otros (NEMEROV & DASGUPTA 1991).

Los incidentes graves de contaminación pueden producir la completa desoxigenación y un medio anóxico, lo que provoca la total eliminación de la biota, (GUNNINSON 1990), así como, lo reportado por FERNÁNDEZ (1984), en su informe sobre la mortandad de peces en el río Guasdua, afluente del Manzanares.

Ante el vertido continuo de contaminación orgánica pesada, las consecuencias para la calidad del agua y los niveles de oxígeno son tales que se impone la división en zonas de animales, plantas y poblaciones microbianas río abajo (GUNNINSON, 1990; SALAZAR 2018).

Los niveles de sólidos en suspensión y DBO son elevados en las cercanías del punto de vertido y el nivel de oxígeno desciende rápidamente. De esta manera, los niveles de amoníaco, nitrato y fosfato son elevados en el lugar del vertido, pero a medida que se descompone la materia orgánica (GARCÍA, *ET AL.* 2008), alcanzando diferentes puntos más altos de concentración en las aguas del cuerpo receptor a diferentes distancias de la fuente de contaminación. Estos cambios están influenciados por los microorganismos y afectan a los macroorganismos (JIMÉNEZ 2012).

Otro tipo de contaminación, observada en las aguas superficiales del río Manzanares, es la relacionada con vertidos ricos en nutrientes (fósforo y nitrógeno), las fuentes fundamentales o principales de este tipo de contaminación conocida como eutrofización, son el vertido de aguas residuales urbanos en forma de efluentes tratados o no y las actividades agrícolas, en especial los residuos animales y los fertilizantes (FERMÍN 2015).

Los sedimentos también constituyen una fuente importante de nutrientes para muchas masas de agua, algunos de ellos provienen de sucesos pasados que afectaron a la cuenca. Esto ocurre sobre todo en las aguas poco profundas, donde los sedimentos se ven más afectados por la acción del viento. Varios estudios han demostrado que importantes

fracciones de nutrientes de los sedimentos penetran en las aguas en condiciones restringidas (MOSS 1988; SMITH 2003). Las fuentes de nutrientes son el objetivo para el control de la eutrofización (HITZFELD ET AL. 2000).

Independientemente del origen de los nutrientes, los efectos suelen ser los mismos, incremento de la población vegetal (MASON 1991). En casos extremos, la entrada excesiva de nutrientes provoca floraciones densas de poblaciones de macrofitas, como en el lago de Maracaibo, (RIVAS, ET AL. 2009), y a menudo dado a conocer en la prensa nacional; así como, las poblaciones de Jacinto de agua o *eichornia crassipes*, observadas en algunas zonas de la cuenca baja del río Manzanares (GUTIÉRREZ 2005), y en el embalse del Turimiquire como consecuencia del uso de fertilizantes. Estos cambios alteran el uso de agua y encarecen el costo de su tratamiento para convertirlas en agua potable, (ALDANA & ZACARÍAS 2014); sobre todo, por la descarga de grandes volúmenes de vertidos de aguas residuales.

Las floraciones ocasionan la reducción de la transparencia del agua, aumentando la turbidez de la misma; así mismo, los aumentos en la temperatura del agua, junto con elevadas concentraciones de nutrientes, pueden estimular e intensificar el desarrollo, mantenimiento y proliferación de productores primarios, (SMITH 2003), con el resultado previsible de una mayor ocurrencia de los procesos de eutrofización, y de una mayor abundancia de algas tóxicas (HITZFELD ET AL. 2000).

Otro de los problemas contaminantes lo constituye la acidificación de las aguas superficiales, causada por la lluvia ácida producida por la contaminación atmosférica (GEE & STONER 1989), pero esto es solo una parte del problema ya que la acidificación de las aguas superficiales solo se producirá si la vegetación, los suelos y las rocas con las que la lluvia entra en contacto antes de llegar al arroyo o río, no neutralizan la deposición ácida total.

Las aguas superficiales, como se puede observar, en esta investigación y en otras llevadas a cabo en la cuenca del río Manzanares (MÁRQUEZ *ET AL.* 2002; SENIOR *ET AL.* 2003; FERMÍN 2015; MEDINA 2013; SALAZAR *ET AL.* 2018) registran potencial de hidrogeno con valores entre 7 y 8 unidades, aun cuando algunas fuentes estudiadas muestran $\text{pH} < 5$, en particular, en la zona de la desembocadura, se ha prestado mucho interés a la influencia de la acidificación en la calidad de las aguas superficiales, no solo en lo que afecta la calidad del agua potable, sino también, debido a las alteraciones de la ecología de los sistemas causadas por la disminución del pH (BATTARBEE *ET AL.* 1986) han examinado las diatomeas de sedimentos en lagos, y elaboraron curvas que representaban las alteraciones del pH durante los últimos 150 años. Por su parte, (LANDSBERG 2002), atribuye la proliferación de diatomeas a la contaminación por nitrógeno inorgánico disuelto como causa importante; sin embargo (CAMARGO & ALONSO 2018), consideran que unos niveles máximo de nitrógeno inorgánico disuelto dentro del rango 0,5-1 mg/l, pueden ser adecuados para prevenir los efectos de acidificación y eutrofización en los ecosistemas acuáticos.

2.6.4. Contaminación en la zona de mezcla (desembocadura)

La evaluación de la contaminación presente en la desembocadura del río o zona de mezcla, no es sencilla ya que los procesos involucrados en ella, están condicionados por la composición variada y compleja del agua de mar, y de los cambios en las salinidades (MARCOVECCHIO & FREIJE 2013), como producto de la mezcla del agua dulce del río con el agua salada del mar.

La complejidad de los estuarios, no solo se ve afectada por la mezcla de mareas, sino también por el efecto Coriolis, lo que causa la circulación ciclónica en el hemisferio norte (BROECKER 1974) y aumenta el tiempo de residencia de los efluentes en los estuarios. De este modo, las probabilidades de que los vertidos se depositen en los sedimentos inferiores aumentan.

Además, de los cambios de temperatura y oxígeno disuelto que se producen en los estuarios, se debe tener en cuenta el largo tiempo de residencia, la naturaleza de las zonas

de mezcla y la sedimentación de los materiales cuando el río entra en un estuario (MARCOVECCHIO & FREIJE 2013). La alteración del pH y el potencial redox cuando el agua dulce llega al mar provoca la intensa floculación de arcilla y otras partículas, y la adsorción de metales y otros materiales por parte de los floculados (MARCOVECCHIO & FREIJE 2013), la floculación debido a los cambios en la salinidad, es un proceso importante que permite la deposición de los sedimentos que se encuentran en la columna de agua.

La sedimentación de los estuarios produce marismas extensas que contienen materia orgánica, metales y pesticidas. Sería necesario un examen detallado del caudal hidrológico y de los procesos que tienen lugar en un estuario para poder prever el comportamiento geoquímico de cada elemento y sus posibles efectos en los organismos, así como, la función de los estuarios en el control del equilibrio de masa de nutrientes entre ríos y océanos. De acuerdo con CACCIA & BOYER (2007), en los últimos años la carga de nutrientes en los ríos, arroyos y estuarios se ha ido incrementando a causa de las actividades humanas, desarrolladas sobre la tierra y a la descarga de desechos industriales y municipales.

De manera similar al Manzanares, la mayoría de los ríos desembocan en estuarios de las zonas costeras. Así estas zonas reciben toda la carga contaminante o nutriente descargadas por los ríos. El tipo de actividad que se realiza en la cuenca, que influye en la calidad de la corriente de agua, también influirá en la calidad de las aguas superficiales de los estuarios.

Desde siempre, los puertos se han situado en estuarios que proporcionan cobijo y transporte río arriba hacia el interior. No es mera coincidencia que muchas de las mayores ciudades se hayan emplazado en estuarios y como estas atraen industrias que se establecen en las cercanías, por lo que cada vez más y más contaminantes se vierten en estas zonas.

La mayoría de las fuentes de contaminación, presentes en la cuenca del río Manzanares, están emplazadas en su desembocadura o cuenca baja. Entre los principales contaminantes presentes y descargados hacia este cuerpo de agua se encuentran los residuos orgánicos,

metales pesados, sustancias químicas inorgánicas (fosfatos y nitritos) e hidrocarburos (SENIOR *ET AL.* 2003; GUTIÉRREZ 2005; FERMÍN 2015).

La mayor parte de los residuos industriales autorizados, municipales y domésticos vertidos en la zona de mezcla, de la cuenca baja del río Manzanares contiene materia orgánica (SENIOR *ET AL.* 2003). Estos residuos orgánicos experimentarán una elevada demanda de DBO (GUTIÉRREZ 2005). Las aguas de estuarios no contaminadas suelen tener una DBO < 5 mg/l, en contra partida, las aguas fecales tienen una DBO entre 300 y 400 mg/l, mientras que la demanda de algunos residuos industriales puede superar los 1000 mg/l (RAMALHO 2003). Estos valores de DBO pueden provocar la desoxigenación y la creación de condiciones anaeróbicas con la producción de ácido sulfúrico.

Además de estos valores elevados de DBO, los residuos también contienen elevados niveles de nitrógeno y fosfato, lo que puede conducir a la eutrofización de los sistemas del estuario, como lo demuestran los estudios de (FERMÍN 2015; SALAZAR *ET AL.* 2018). No obstante, este efecto puede ser contrarrestado por el carácter turbio natural de estas aguas, que disminuye la cantidad de luz que recibe la vida vegetal, sobre todo las algas fijadas en el sustrato en aguas poco profundas. Por otro lado, a menudo aumentan las bacterias de origen fecal asociados con las aguas residuales (GUTIÉRREZ 2005) mucho de los cuales son patógenos. En muchos casos las aguas residuales se vierten en esta zona, con la esperanza de que los residuos se alejen con la marea. La compleja naturaleza de las corrientes y mezclas en los estuarios, sin embargo, aumenta el tiempo de residencia de tales efluentes, lo que agrava más el problema de la contaminación, como se ha demostrado en zonas de la cuenca baja específicamente desde el puente Arístides Rojas hasta la zona de venta de pescados en la desembocadura del río Manzanares (SENIOR *ET AL.* 2003; FERMÍN 2015; SALAZAR *ET AL.* 2018).

Además de la contaminación orgánica del agua, existe el problema añadido de los metales pesados de las aguas residuales y residuos industriales. Algunos metales como Cobre y Zinc de estas aguas suelen unirse a los sedimentos del estuario (MARTÍNEZ *ET AL.* 2006). Estos metales, al contrario de los residuales orgánicos, no son biodegradables y permanecen

en el ambiente, precipitando debido al desplazamiento de los iones metálicos del agua salada.

El análisis de la contaminación orgánica en esta zona marina revela una disminución de estos componentes a medida que las aguas del río se desplazan hacia la zona marino costera.

A menudo los metales se encuentran en moluscos que filtran gran cantidad de agua para alimentarse, como el Mejillón *Mytilus* (PHILIPS & SEGAR 1986) y el ostión de mangle (JIMÉNEZ 2012). La acumulación de metales puede tener efectos adversos en la flora y fauna acuáticas, por lo que a veces, podría constituirse un problema de salud pública cuando se consumen organismos contaminados.

El mar es un verdadero vertedero, o depósito para todos los contaminantes, al cubrir más del 70% de la superficie del globo. Los contaminantes que penetran en él, pueden ser degradados o no, y son similares a los encontrados en otros medio acuáticos. El análisis de la contaminación orgánica en la zona marina, revela una disminución de estos componentes a medida que las aguas del río se desplazan hacia la zona marino costera; sin embargo, el decaimiento de la contaminación durante la época de sequía, en contraste con la época de lluvia, es circunstancial, es decir, no indica que esta esté desapareciendo, ya que con el tiempo vuelve a repuntar, básicamente porque los fundamentos de la contaminación siguen siendo los mismos, y los problemas que llevan a ese ciclo tan agudo, siguen estando presentes aún.

2.7. CONCLUSIONES

- Los periodos climáticos tienen alta incidencia sobre los tipos de contaminación que presenta la cuenca del río Manzanares. Siendo la época de lluvia, el período durante el cual los efectos son más notables.

- La relación lluvia – escorrentía para la cuenca del río Manzanares registró coeficientes de ponderación de escorrentía de: 0,45; 0,401 y 0,409, para las subcuencas alta, media y baja respectivamente, indicando que menos del 50 % de la lluvia precipitada, se transforma en escorrentía que llega al cauce del río.
- El conjunto de las fuentes de vertimiento de aguas residuales al río Manzanares exceden los límites establecidos en las normativas para su descarga a este cuerpo de aguas.
- Las fuentes de vertimiento de aguas residuales, domésticas, industrial, municipal y agrícola ejercen un gran efecto en la calidad de las aguas del río, produciendo elevada contaminación debido a la gran carga orgánica impuesta a éste.

El río Manzanares de acuerdo con los Índices de contaminación aplicados, presenta elevada contaminación de tipo orgánico y por trofia, moderada por material en suspensión y baja por mineralización; las cuales son atribuidas a la descarga de residuales provenientes de las diferentes fuentes de contaminación.

- La evaluación de la contaminación en la cuenca del río Manzanares evidencia un notable deterioro de la cuenca baja, en particular, la zona de la desembocadura, donde es más notable todos los tipos de contaminación estudiados, y por ello urge tomar las medidas necesarias, para revertir paulatinamente esta problemática.
- Los índices de contaminación (ICO) son una herramienta útil para visualizar los problemas de contaminación de un cuerpo de agua fluvial; así como, para elaborar gráficos de tendencias y determinar los tramos del río vulnerables a ésta.

3. METALES PESADOS EN AGUAS DEL RÍO MANZANARES

3.1. INTRODUCCIÓN

La emisión de sustancias contaminantes al medio ambiente es inevitable, tanto como resultado de los procesos industriales, como debido a la utilización de productos manufacturados en el tratamiento y la eliminación de residuos (LA GREGA *ET AL.* 1996).

Al ser liberados al ambiente, las sustancias contaminantes circulan y sufren alteraciones dependiendo de varios factores naturales y artificiales interrelacionados (HOWARTH & SPRAGUE 1978). Su desplazamiento puede ser percibido por los seres vivos como rápido o lento, en su forma original o después de sufrir alteraciones (ROELS *ET AL.* 1976). Su trayectoria puede ocurrir en los entornos atmosféricos, subterráneos, en el suelo y en el medio acuático.

La emisión de sustancias contaminantes se produce en uno de los tres estados de la materia líquido, sólido y gaseoso. Entre las emisiones en estado líquido se encuentran los vertidos contaminados y las descargas acuosas directas sobre las aguas superficiales, así como, las filtraciones hacia aguas subterráneas.

Los vertidos contaminantes pueden encontrarse o no bajo control, siendo supuestamente los controlados parte intrínseca de las prácticas habituales de la gestión de los residuos, de cualquier actividad de fabricación o de tratamiento de residuos de entes privados o públicos.

Las normas sobre la calidad de las aguas residuales y sus vertidos como el “DECRETO 883 (1995)”, son un ejemplo de la normativa venezolana para el control de los vertidos directos, que intenta garantizar la asimilación de las sustancias contaminantes por parte de las aguas receptoras.

Los vertidos incontrolados son los no supervisados directamente por los gestores públicos, algunos se pueden prever de algún modo, mientras que otros, sin embargo, son difíciles de determinar. Los vertidos incontrolados son motivo de multitud de casos graves de contaminación, como por ejemplo la contaminación de hierro en el río Doce, Brazil (ONU 2015).

Las aguas son un medio excelente para el traslado de sustancias contaminantes en la naturaleza, que acaban en ese medio, debido a la costumbre de las personas de arrojar sus desperdicios sobre superficies acuáticas, entre estos: arroyos, ríos o lagos, siendo prácticamente infinitas las corrientes acuosas residuales, que terminan directamente en los cuerpos de agua.

Prácticamente, todas las instalaciones industriales o comerciales generan aguas residuales. Teniendo en cuenta que las posibilidades de recuperación de este tipo de aguas son, y serán siempre inferiores al 100%, la descarga controlada sobre aguas superficiales siempre dará origen, aunque sea de modo insignificante, al vertido de sustancias contaminantes al ambiente.

En el vertido de residuales tóxicos hacia las aguas superficiales, está la dispersión de residuales, conteniendo metales pesados como: Hg, Cd, Ni, Pb, As, entre otros. Los vertidos incontrolados de residuales tóxicos por metales pesados, que se producen tanto en aguas superficiales como subterráneas, como es el caso de lixiviados y de escurrientías contaminadas, los cuales son el resultado de procesos naturales, es decir, del impacto de la precipitación sobre las escurrientías, y/o de la generación de lixiviados; así como, también de la actividad humana.

Los residuales metálicos circulan de modo natural en y a través de la litosfera, la atmosfera y la hidrosfera. También existen niveles elevados de estos vestigios metálicos naturales, debidos a la descomposición de un sustrato geológico o a las emisiones volcánicas, como la

erupción reciente en Palma de Maiorca, España; así como, por razones antropogénicas tales como las emisiones industriales y otras de origen no específico como la escorrentía urbana, o el lavado atmosférico de partículas o gases emitidos.

La minería, la incineración de combustibles fósiles, la fundición, la forja y otras actividades antropogénicas han alterado históricamente el ciclo biogeoquímico de los metales, contribuyendo al incremento de su presencia en el ambiente. Las emisiones producidas en un terreno que cuente con residuos tóxicos pueden suponer una razón local importante, pero raramente es la única fuente de exposición para la biota local.

En los sistemas acuáticos los vestigios metálicos pueden encontrarse presentes, tanto en forma soluble como insoluble en los distintos niveles acuáticos, sedimentos y tejidos bióticos. La toxicidad debida a la presencia de estos metales, se produce cuando el receptor queda expuesto a la influencia del metal durante un periodo y en razón de una concentración suficiente para provocar la respuesta adversa.

La toxicidad potencial de los vestigios metálicos en los organismos acuáticos, depende de numerosos factores, entre los que se incluyen las propiedades químicas y físicas del agua y de los sedimentos, la composición y salud de las comunidades biológicas presentes y la magnitud y disponibilidad del metal analizado (GOYER 1991)

Muchos de los vestigios metálicos son en realidad micronutrientes esenciales, para el mantenimiento de la vida acuática, y se muestran como tóxicos solamente cuando se encuentran en un nivel que excede las necesidades nutricionales del organismo.

Metales como Cobre, Hierro, Zinc, Manganeso, Cobalto o Selenio son fundamentales para el metabolismo. No obstante, la exposición frente a niveles elevados de estos mismos elementos, por parte de los organismos acuáticos puede acarrear consecuencias nocivas para su desarrollo y salud, así como la muerte. Otros metales, como el Plomo, Cadmio o

Mercurio, no juegan un papel esencial en el ciclo vital, pero afectan negativamente al organismo cuando su nivel supera un cierto límite.

El estudio de la contaminación por metales pesados en cualquiera de sus formas, es siempre materia obligada en los trabajos de investigación, ya que en la historia de la humanidad, el hombre ha preferido ubicar sus asentamientos cerca de las fuentes de agua tales como: ríos, lagos y zonas costeras.

Los sistemas marinos, dado su tamaño están protegidos contra las perturbaciones, y el hombre siempre ha considerado a los océanos como grandes vertederos para una gran variedad de desperdicios (JIMÉNEZ 2012). Sin embargo, ahora se está tomando conciencia de que tal actitud hacia los mares no es aceptable por más tiempo (ONU 2014).

Los problemas de infecciones víricas al bañarse en playas afectadas por aguas residuales, han mostrado de cerca los peligros reales inmediatos de contaminar las aguas litorales (BONILLA *ET AL.*, 2014). El movimiento de contaminantes y componentes tóxicos a través del medio acuoso, es similar al movimiento de energía y nutrientes por un ecosistema y a mayor escala por la biosfera (MORIARTY 1990). Por desgracia, los contaminantes son parte de nuestro entorno como resultado de la industria y de otras actividades (MAUGH 1978).

3.2. HIPÓTESIS

La contaminación por metales pesados presente en forma disuelta y particulada en las aguas del río Manzanares contribuye con el deterioro de la calidad de este cuerpo de agua y sus efectos repercuten sobre el medio marino-costero adyacente.

3.3. OBJETIVO

Evaluar la distribución y comportamiento de los metales pesados en su forma disuelta y particulada en la cuenca del río Manzanares y su relación con las fuentes de contaminación.

3.4. METODOLOGÍA

3.4.1 Obtención y Procesamiento de datos

El contenido de metales pesados como Pb, Cu, Fe, Ni, Zn Mn y Cd medidos tanto en las fuentes de contaminación puntuales como en las aguas superficiales de la cuenca del río Manzanares, durante el periodo de sequía 2014 y en el periodo de lluvia 2016 se establecieron mediante Análisis de Componentes Principales (ACP), a partir de una matriz de correlación, para determinar la relación entre las variables y cuales tienen mayor influencia en la dispersión total de los datos. La representación gráfica de los resultados obtenidos se hizo a través de Biplot (JHONSON & WICHERN 2007) con ayuda de software Statgraphics Plus 5.1.

Las variables metales pesados: Fe, Cu, Zn, Ni, Mn, Pb y Cd se determinaron tanto en las fuentes de contaminación como en cada una de las estaciones establecidas en la cuenca hidrográfica del río Manzanares, durante los periodos seco y lluvioso de los años 2005 y 2014-2016, mediante la aplicación de los métodos estandarizados para el análisis de aguas blancas y residuales, establecidos por AWWA APHA WPCPF (1992) y se midieron siguiendo la técnica de Absorción atómica en equipo Perkin Elmer Analyst 100, utilizando patrones estandarizados para metales NIST (National Institute of Standarization and Traceability)

3.5. ANÁLISIS DE RESULTADOS

3.5.1. Metales en las fuentes de contaminación

En la figura 3.1 se presenta la distribución del contenido de metales pesados en las aguas residuales de las diferentes fuentes de contaminación estudiadas, observándose una amplia variación en los valores de los metales. La fuente 1 presenta valores entre 0,010 y 0,40 mg/l, siendo Ni el metal que supera este grupo, seguido de Fe con valores alrededor de 0,20 mg/l, los metales restantes registraron valores inferiores a 0,10 mg/l, en general, la fuente de contaminación 1 presenta una distribución de metales en el siguiente orden Ni>Fe>Zn>Mn>Pb>Cu>Cd.

En cuanto al comportamiento exhibido por los metales en las fuentes 2 hasta 6, de la figura ya mencionada, se observa que Fe, Zn y Ni exhiben un comportamiento similar en su distribución, con prevalencia del Fe cuyos valores oscilan entre 0,20 y 0,80 mg/l; seguido de Zn cuyos valores oscilan entre < 0,10 y 0,60 mg/l y Ni con valores entre < 0,10 y 0,40 mg/l.

Por su parte, se debe resaltar que Pb y Mn exhiben comportamientos similares, Pb con valores < 0,100 y 0,300 mg/l mientras que Mn presenta valores superiores e inferiores a 0,100 mg/l. Los metales restantes como Cd y Cu presentan valores inferiores a 0,100 mg/l.

Se observa amplia variación de los valores de los metales analizados, procedente de las fuentes de contaminación a lo largo de su recorrido a través de toda la cuenca del río Manzanares, con valores bajos en la primera zona (cuenca alta), con aumentos fluctuantes en la cuenca media, con un punto de inflexión en la fuente 6 de la cuenca baja, y un incremento gradual a partir de esta hasta la zona marino costera.

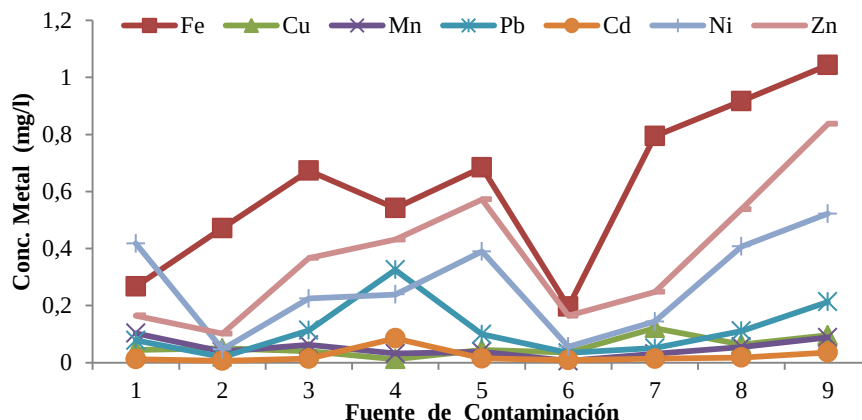


Fig. 3.1. Distribución del contenido de metales pesados (mg/l) en las aguas residuales de las diferentes fuentes de contaminación que descargan en la cuenca del río Manzanares.

En relación con las fuentes 7, 8 y 9, el comportamiento es similar en cuanto a su distribución, con tendencia hacia el alza en el contenido de los metales, con el siguiente orden de prevalencia $Fe > Zn > Ni > Pb > Mn > Cu > Cd$, Fe con valores desde 0,200 hasta 1,200 mg/l, Zn con valores entre 0,200 y 1,000 mg/l; Ni con valores entre 0,050 y 0,600 mg/l; Pb con valores entre 0,050 y 0,200 mg/l; Mn y Cu con valores inferiores a 0,100 mg/l y finalmente Cd con valores inferiores a 0,050 mg/l, es decir, en todas las fuentes los metales Fe, Zn y Ni sobrepasan a Pb, Mn, Cu y Cd, comportamiento que se considera constante durante todo el año, y cuyos valores aumentan o disminuyeron de acuerdo con el alto o bajo caudal de cada una de las fuentes estudiadas.

Para estudiar el comportamiento de los metales a lo largo de la cuenca del río Manzanares, en sus diferentes formas y durante los periodos climáticos existentes en nuestro país, se elaboraron gráficos de concentración del metal ($\mu\text{g/l}$) en función de las estaciones, comenzando con la figura 3.2.

3.5.2. Hierro

La distribución de hierro disuelto y particulado para la época de sequía 2014, se presenta en la figura 3.2 en ella se observa un aumento progresivo de este parámetro a lo largo de toda la cuenca del río Manzanares, con predominio de hierro en el material en suspensión y

promedios entre 44 y 61% para las cuencas alta y media respectivamente, y entre 77 y 84% para la cuenca baja, siendo mayor la remoción en el extremo marino de esta cuenca.

El hierro aunque es un metal esencial para los organismos, puede convertirse en un peligro a altas concentraciones como lo ocurrido en el río Doce, Brasil, donde el derrame de hierro por ruptura de dos diques ocasionó la muerte de 9 toneladas de peces (ONU 2015).

En cuanto al comportamiento de las concentraciones de hierro en la época de lluvia 2016, (figura 3.3), se observa un incremento en el contenido de este parámetro en las aguas superficiales de toda la cuenca del río Manzanares, en comparación con la distribución registrada durante el periodo de sequía, con predominio en su forma particulada; mientras que la forma disuelta exhibe un comportamiento diferente, disminuyendo en su recorrido por la cuenca del río.

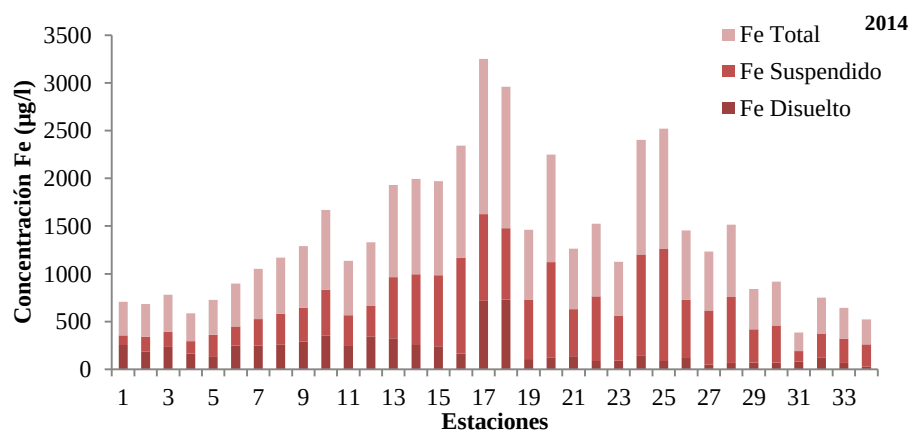


Fig. 3.2. Distribución del contenido de Fe (µg/l) disuelto, particulado y total, en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de sequía 2014.

Las mayores remociones de hierro se registraron en la cuenca baja, oscilando entre 82 y 93% con un valor máximo en el extremo marino. Esto pudiera estar relacionado con los procesos naturales de coagulación-floculación que ocurre en la zona de mezcla río-mar (MARCOVECCHIO & FREIJE 2013).

Al establecer la clasificación de las aguas superficiales de la cuenca del río Manzanares con respecto al valor obtenido para este parámetro, y considerando lo establecido en la normativa venezolana (GACETA OFICIAL, 1995), se puede inferir que estas se clasifican del tipo 3 y 4, ya que sus valores exceden el límite requerido de 1,0 mg/l, demandando tratamiento para su potabilización, específicamente las aguas procedente de la cuenca alta y media, donde el nivel de contaminación por descarga de aguas residuales es menor.

En la cuenca baja, los valores de hierro son superiores a los reportados por (FERMÍN 2015), cuyos valores son aproximadamente 2 veces inferiores a los registrados en este estudio en época de sequía, época en la que se obtuvo las menores concentraciones de este metal. Lo que evidencia un incremento de hierro en las aguas del río Manzanares durante el periodo 2015-2016, atribuido a los procesos naturales de mineralización y a las actividades antropogénicas que se producen en toda la cuenca, con mayor incidencia en la cuenca baja.

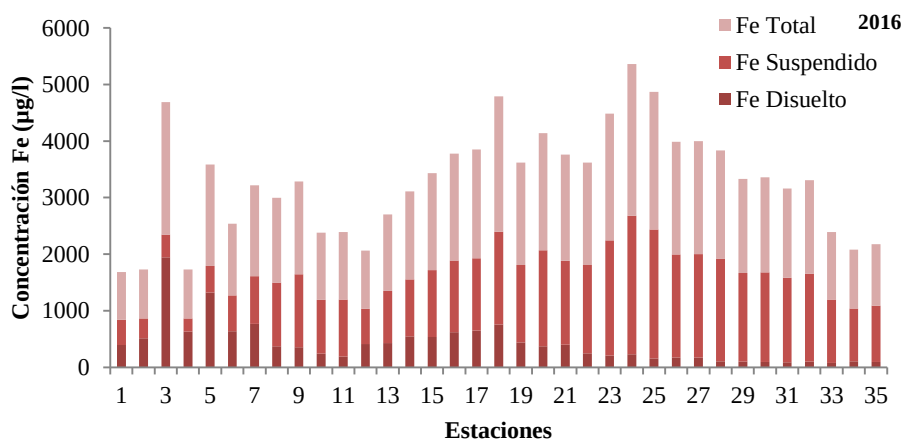


Figura 3.3. Distribución del contenido de Fe ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total, en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de lluvia 2016.

Los valores de hierro dentro de los estándares de la región para ríos, también fueron reportados por CONTRERAS *ET AL.* (2004) en el río Haina de Santo Domingo. Las partículas de hierro generadas por las ciudades y la industria, se disuelven por la contaminación del aire causada por el ser humano y se vierten en el mar, conduciendo a un aumento del hierro atmosférico soluble en los océanos. Esto aunque contribuiría a una fertilización de las aguas marinas podría afectar la absorción de gases con efecto en los océanos del planeta.

3.5.3. Zinc

La distribución de zinc en su forma disuelta y particulada para el periodo seco (2014) se presenta en la figura 3.4, observándose un incremento progresivo de este parámetro para ambas formas de este metal a lo largo de toda la cuenca, sin embargo, la concentración de Zn en el material en suspensión es superior a la encontrada en forma disuelta, lo que es de esperar dado el pH del agua del río cuyos valores son superiores a 7 unidades. La cantidad de zinc disuelta en el agua puede aumentar a medida que la acidez del agua aumenta. La mayor parte del zinc encontrada en los ríos y lagos se deposita en el fondo o lecho del cuerpo de agua.

El comportamiento del zinc en época de lluvia (2016) (figura 3.5) es similar a la observada en época de sequía, siendo superiores las concentraciones registradas en el material en suspensión. El zinc que entra al aire, suelo y agua, es el resultado tanto de procesos naturales como de las actividades humanas (ATSDR, 2005). Los residuales de las industrias químicas, desagües domésticos y los flujos provenientes de terrenos que contengan este metal pueden descargar zinc a las corrientes de agua.

La normativa venezolana establece valores de 5 mg/l para la clasificación de las aguas de tipo 1, sin embargo los resultados obtenidos para zinc son inferiores a este valor. Los mayores registros entre 0,4 y 0,9 mg/l se encontraron en la cuenca media y baja durante la época de sequía, y alrededor de 0,500 y 1,000 mg/l en la cuenca baja durante el periodo de lluvia, relacionando esto con el número de empresas presentes y cuyos residuales son descargados en esta cuenca. Estos valores son superiores al reportado por MARTÍNEZ *ET AL.* (2001) quienes registraron 0,549 mg/l en época de lluvia y 0,521 mg/l en época de sequía, en el material en suspensión de la cuenca baja del río Manzanares, representando un incremento de 34% aproximadamente, lo que pudiera atribuirse a procesos de mineralización de este metal por las condiciones del medio y por las actividades humanas realizadas en esta cuenca.

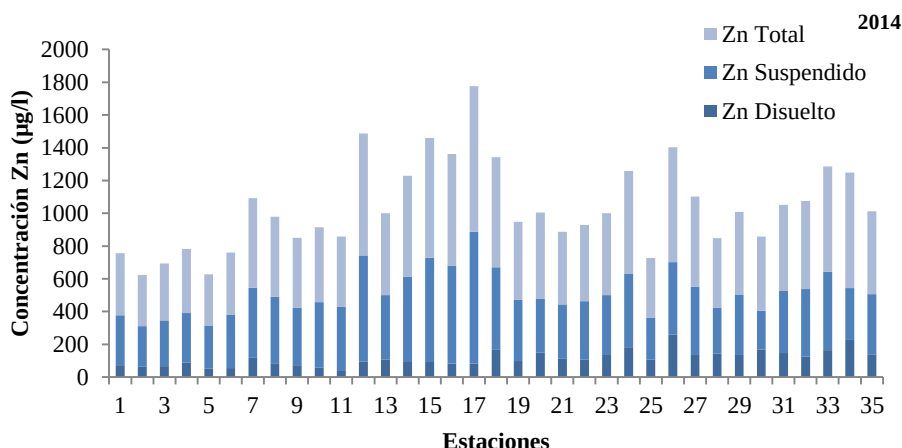


Fig. 3.4. Distribución del contenido de Zn ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de sequía 2014

La presencia de arcillas como caolinita en las aguas del río (MÁRQUEZ *ET AL.* 2000) sugiere que el Zn se encuentra adsorbido, ya que su presencia en aguas naturales es como resultado del desgaste de las rocas. En general, la cuenca alta y media presentaron variaciones similares en cuanto al contenido de Zn en forma disuelta y particulada con valores que representan (15-85)% y (16-84)% durante el periodo de lluvia y (19-81)% y (15-85)% durante el periodo de sequía para la cuenca alta y media respectivamente. Mientras que las mayores remociones de este metal se registraron en la cuenca baja y la zona de mezcla (desembocadura) con valores que oscilaron entre (20-80) y (32-68)% durante el periodo seco (2014) y entre (27-73) y (15-85)% durante el periodo lluvioso (2016) para la cuenca baja y la zona de mezcla (rio-mar) respectivamente, debido a los aportes suministrados vía escorrentía durante la temporada de lluvia, la cual recoge materia orgánica y desechos acumulados en quebradas, arroyos y suelos, que luego son incorporados a esta cuenca. Comportamiento similar aunque con valores superiores fueron reportados por MARTÍNEZ *ET AL.* (2001).

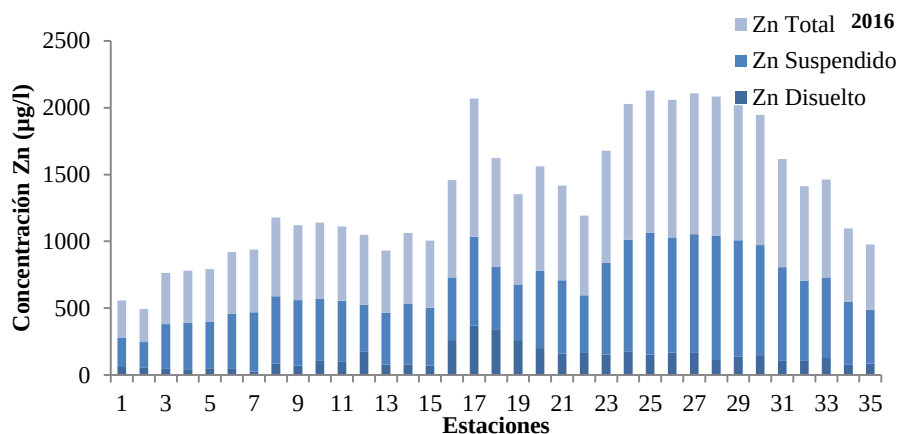


Fig. 3.5. Distribución del contenido de Zn ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total, en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de lluvia 2016.

La zona de mezcla presenta un aumento de zinc particulado debido a las variaciones de pH proporcionados por los cambios en la salinidad del agua, así como por el aumento en la fuerza iónica (MÁRQUEZ *ET AL.* 2000) el cual potencia los procesos naturales de sedimentación y de corrientes (HERUT & KRESS 1997).

Por otro lado, HUARANGA *ET AL.* (2012) reportaron grandes cantidades de Zn (262900 mg/l), revelando la contaminación de las aguas continentales a escala mundial, debido al impacto de los relaves mineros. Asimismo, SALAS (2009) reportó valores de Zn superiores a los límites permisibles internacionales en las aguas del río Ananea, debido a la actividad minero-aurífera, con características tóxicas debido a la tendencia a acumularse en los organismos acuáticos.

3.5.4. Níquel

La figura 3.6 muestra la distribución de Ni disuelto y suspendido durante el periodo de sequía 2014 en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares. Las mayores concentraciones se presentan en el extremo fluvial de la cuenca baja con $17,300 \mu\text{g/l}$ y las mínimas en las cuencas alta y media con $5,460$ y $6,000 \mu\text{g/l}$ respectivamente. El extremo marino de la cuenca baja presenta valores inferiores, con un máximo alrededor de $7,78 \mu\text{g/l}$ en la estación 31.

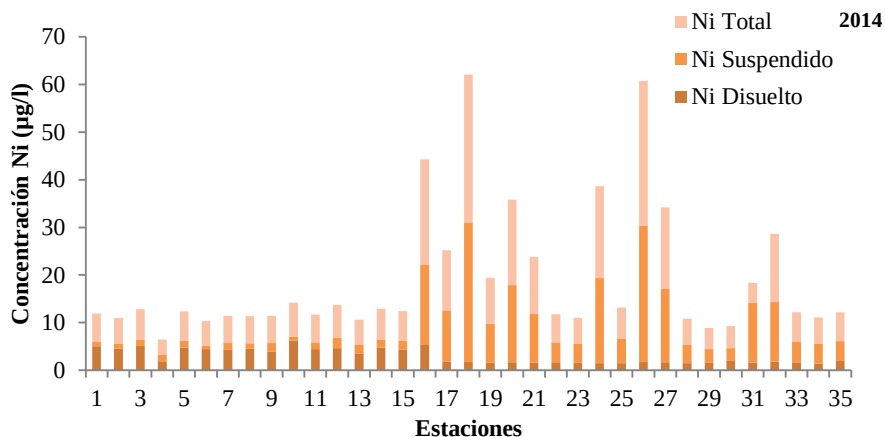


Fig. 3.6. Distribución del contenido de Ni ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total, en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de sequía 2014.

En general, para este periodo, la distribución de Ni exhibe un comportamiento no conservativo con una gran fluctuación de los valores los cuales van en un aumento progresivo hasta la zona dulce acuícola de la cuenca baja, para luego disminuir en la zona de mezcla río-mar, predominando al contenido de Ni en forma disuelta en la cuenca alta y media, mientras en toda la cuenca baja predomina el Ni presente en el material en suspensión atribuido a las descargas continuas de aguas residuales provenientes de las empresas localizadas en esta zona.

Durante el periodo de lluvia (2016) (figura 3.7), cuando el caudal del río aumenta junto con el contenido del material en suspensión, las concentraciones de Ni alcanzaron valores elevados alrededor de 42 y 50 $\mu\text{g/l}$, registrándose los máximos valores en la parte fluvial de la cuenca baja y los mínimos en la cuenca alta. En general, los mayores aportes de este metal se observa en su forma particulada, a lo largo de toda la cuenca del río Manzanares. Usualmente, el Ni termina en las aguas superficiales cuando es parte de las aguas residuales, y la mayor parte del Ni liberado al ambiente es absorbido por los sedimentos o partículas del suelo, donde llega a inmovilizarse (JIMÉNEZ 2012), en un estero salado de Guayaquil, Ecuador, encontró valores que reflejan la problemática ambiental por contaminación de metales pesados, entre ellos Ni, asociando este comportamiento

principalmente a las actividades industriales, crecimiento poblacional y al mal manejo de los desechos y descargas de aguas residuales al ecosistema.

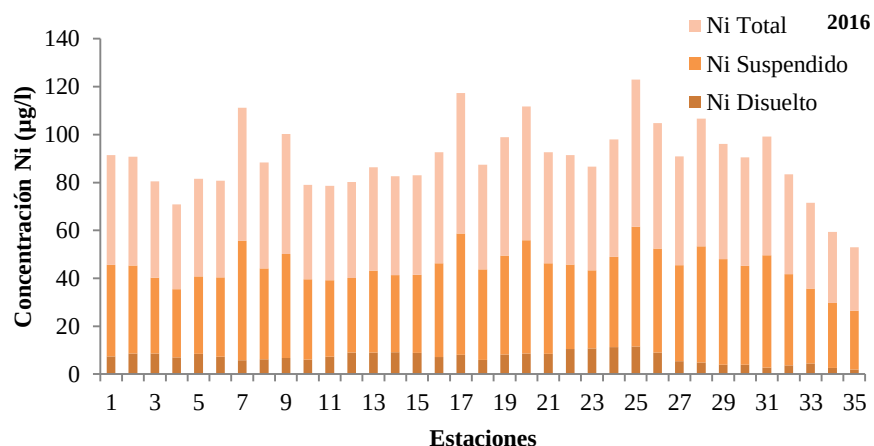


Fig. 3.7. Distribución del contenido de Ni ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de lluvia 2016.

3.5.5. Manganese

Los resultados de las determinaciones de Mn en forma disuelta y suspendida en la cuenca del río Manzanares durante los periodos seco y lluvioso se presentan en la figura 3.8, observándose una distribución variable con las mayores concentraciones en la zona dulce acuícola de la cuenca baja, con tendencia a la disminución a medida que se mueve a la zona marina.

Este comportamiento, supone aportes de Mn que puede asociarse a las descargas de desechos líquidos y sólidos, los cuales pueden dispersarse de forma natural o como resultado de las actividades humanas, a través de la quema de productos fósiles o mediante la aplicación de pesticidas que contengan este metal.

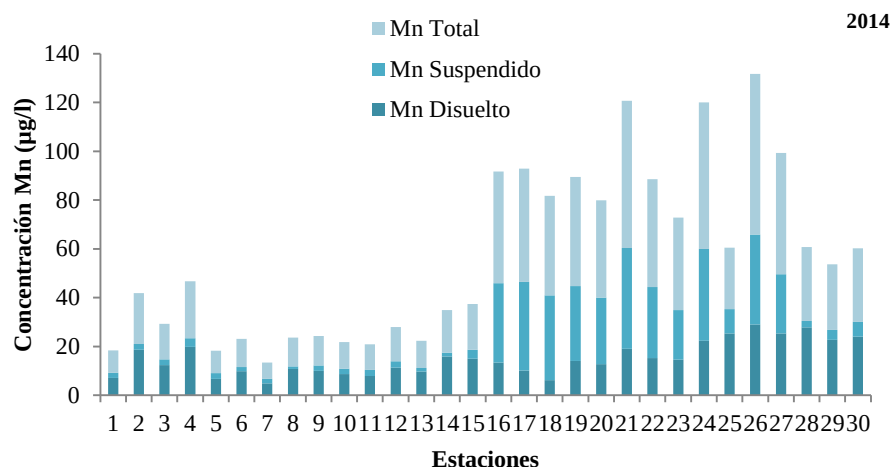


Fig. 3.8. Distribución del contenido de Mn (µg/l) disuelto, particulado y total, en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de sequía 2014.

Durante el periodo seco (2014), se mantiene el predominio de Mn disuelto en las cuencas alta y media con valores alrededor de 12,94 y 10,37 µg/l respectivamente, mientras que la cuenca baja presenta comportamiento diferente, con predominio de Mn en el material suspendido y valores alrededor de 29,900 µg/l en el extremo dulce acuícola y 27,680 µg/l en el extremo marino, disminución atribuida a los cambios de salinidad, pH y fuerza iónica del agua en esta zona de mezcla río-mar como lo expresa MARCOVECCHIO & FREJE (2013), en su estudio sobre los procesos químicos en zonas estuarinas.

El comportamiento de Mn en el periodo de lluvia (2016) (figura 3.9), se presenta opuesto a lo registrado en el periodo de sequía, con predominio de este metal en el material en suspensión, en toda la cuenca del río Manzanares, obteniéndose los máximos valores en el extremo fluvial de la cuenca baja, con 69,210 µg/l, atribuido a la quema de combustible fósiles y a la descarga de residuales sólidos y líquidos, los mínimos valores se registraron en la cuenca alta con 39,610 µg/l; mientras que la cuenca media registro valores alrededor de 52,870 µg/l. Estas pequeñas concentraciones pueden estar atribuidas a las formas naturales de Mn que se encuentra en el ambiente o a la aplicación de pesticidas en el suelo.

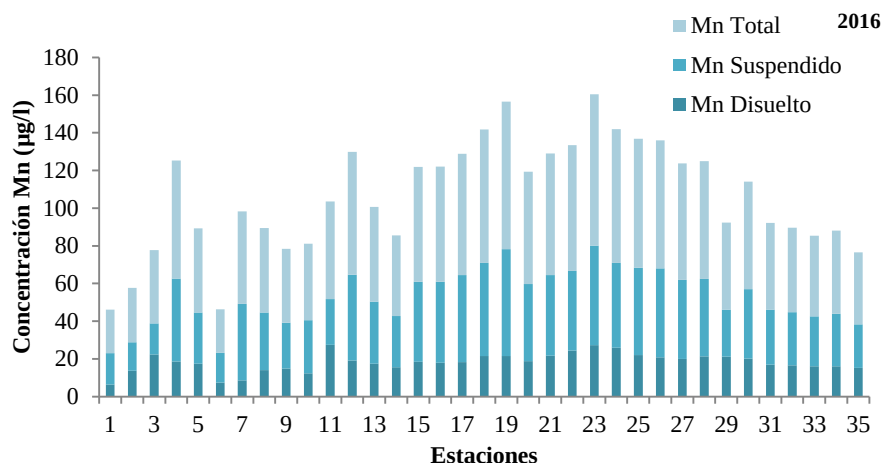


Fig. 3.9. Distribución del contenido de Mn ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de lluvia 2016.

Para la clasificación de las aguas superficiales, la normativa venezolana “GACETA OFICIAL (1995)” establece valores entre 0,1 y 0,5 mg/l para este metal; los valores registrados en este estudio para la cuenca del río Manzanares, son inferiores al establecido para aguas del tipo 1; sin embargo, tal como ocurre con el resto de los metales pesados, el Mn no puede ser degradado en el ambiente (RAMIREZ & ARCONA 2016), solo puede cambiar de forma o adherirse o desligarse de las partículas, la forma química del Mn en cualquiera de sus estados de oxidación, y dependiendo de pH determinaran la velocidad con que se mueva en el suelo.

Los valores obtenidos en esta investigación son superiores a los registrados por FERMÍN (2015), quien reportó 27,33; 103,35 y 39,62 $\mu\text{g/l}$ para las cuencas alta, media y baja respectivamente, reconociendo una relación directa entre la concentración de los metales pesados, entre ellos Mn con el caudal del río y el material en suspensión. Todo esto indica, que Mn ha sufrido aportes equivalentes a 31 y 43% desde la cuenca alta hasta la desembocadura durante el periodo 2015-2016.

3.5.6. Cobre

La determinación de Cu en forma disuelta y particulada para los periodos seco (2014) y lluvia (2016), en toda la cuenca del río Manzanares se presenta en la figura 3.10; en ella se observa que durante el periodo de sequía predomina Cu en su forma disuelta, con valores máximos promedios entre 6,85 y 9,07 $\mu\text{g/l}$ para la cuenca alta y media respectivamente, y mínimos promedios entre 2,31 y 2,36 $\mu\text{g/l}$ para los extremos marino y fluvial respectivamente de la cuenca baja.

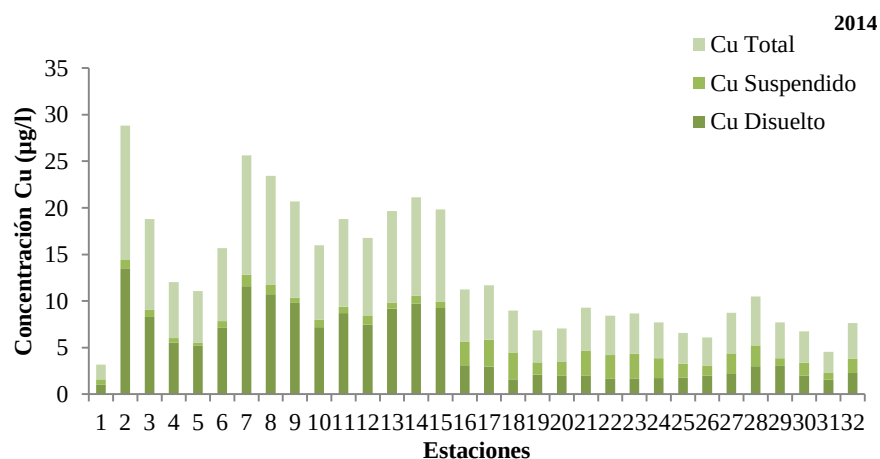


Fig. 3.10. Distribución del contenido de Cu ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total en las estaciones de la cuenca del río Manzanares para la época de sequía 2014.

El Cu puede ser liberado al ambiente ya sea por procesos naturales o a través de las actividades humanas. Los incendios forestales y el uso de pesticidas fosfatados, puede estar incidiendo en los valores de Cu encontrados en la cuenca alta y media del río Manzanares, mientras que en la cuenca baja, la descarga de aguas residuales sin tratar pudiera explicar su presencia en las aguas superficiales de esta zona. El Cu no se degrada en el ambiente, por eso se acumula en plantas y animales cuando se encuentra en el suelo.

El comportamiento del Cu durante el periodo de lluvia (2016) (figura 3.11) es variable, con aportes y remociones a lo largo de toda las estaciones ubicadas en la cuenca del río Manzanares, predominando su forma particulada con valores que representan 75 y 78% para la cuenca alta y media respectivamente, mientras que en la cuenca baja la proporción es mayor para el extremo marino (79%), que para el extremo fluvial (76%), indicando

acumulación de Cu en el material en suspensión y de allí al sedimento. En las aguas superficiales el Cu puede viajar largas distancias en forma suspendida sobre las partículas de lodo y como ión libre en su forma disuelta.

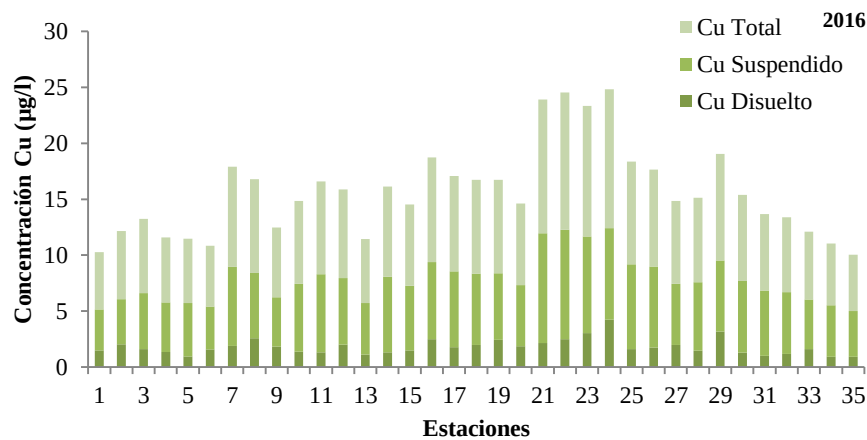


Fig. 3.11. Distribución del contenido de Cu ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de lluvia 2016.

El incremento de este metal ha sido progresivo durante los años, así observamos que MÁRQUEZ *ET AL.* (2000) reportó remociones entre 40 y 56% en la cuenca baja durante el periodo de lluvia, así como, un comportamiento no conservativo de este metal en el material en suspensión. Por otro lado, MARTÍNEZ *ET AL.* (2001) de manera similar a lo registrado en esta investigación, reportó presencia de Cu en todos los meses de estudio y en las tres fracciones que obtuvo en el material en suspensión, con máximos de 49,570 $\mu\text{g/l}$ en la época de lluvia y 27,200 $\mu\text{g/l}$ en la época de sequía. Al comparar estos valores con los obtenidos en este estudio se observa una disminución equivalente a 66 y 70% en la concentración de Cu durante el periodo 2001-2016. Aunque puede ocurrir desorción desde el material en suspensión. La poca variabilidad temporal en las concentraciones de Cu permite inferir que se ha producido precipitación de este metal, debido posiblemente a procesos naturales de coagulación floculación de los complejos orgánicos de Cu por cambios de pH en el medio (HART & DAVIS, 1981)

La clasificación para aguas de tipo 1 y 2, según la normativa venezolana (Decreto 883), establece valores entre 0,200 y 1,000 mg/l para Cu; de acuerdo con los resultados

obtenidos, se puede inferir que las aguas superficiales de la cuenca del río Manzanares no presenta contaminación por Cu, ni siquiera, en la cuenca más intervenida por las actividades humanas, como la zona de la desembocadura, lo que podría indicar la deposición de este metal en el sedimento del lecho del río, mostrando la preferencia de Cu por la materia orgánica como lo señala (SKRABAL *ET AL.* 2000).

3.5.7. Plomo

La figura 3.12 presenta la distribución de Pb disuelto y suspendido en las estaciones de la cuenca del río Manzanares durante la época de sequía 2014; mostrando aportes desde la cuenca alta hacia la pluma y remociones en la zona de mezcla. Las mayores concentraciones se registraron en la cuenca baja, alcanzando valores máximos promedio de 26,810 $\mu\text{g/l}$ en el extremo fluvial y 22,230 $\mu\text{g/l}$ en el extremo marino de esta cuenca. Mientras que, la cuenca alta y media mostraron valores promedio de 2,330 y 4,060 $\mu\text{g/l}$ respectivamente, demostrando la presencia de Pb en toda las estaciones de la cuenca del río Manzanares. Aunque en pequeñas cantidades. Pb está presente en la mayoría de los minerales de la corteza terrestre en proporciones inferiores al 10% y de manera dispersa. Sin embargo, las mayores contribuciones encontradas en la cuenca baja, en mayor proporción son como resultado de las actividades humanas.

El comportamiento de Pb durante el periodo de lluvia (figura 3.13) es diferente al encontrado en la época de sequía, observándose un aumento de la concentración de este metal desde la cuenca alta hasta la cuenca baja, predominando la forma disuelta en la cuenca media, mientras que en la cuenca alta el Pb predomina en el material en suspensión. Aunque, no puede ser degradado, Pb puede convertirse en otros compuestos, acumularse en los organismos y entrar en las cadenas alimenticias como lo muestra los valores obtenidos por JIMÉNEZ (2012) para Cd, Ni y Pb en las aguas superficiales, sedimentos y organismos en un estuario salado de Ecuador. Así como, ARGOTA-PÉREZ & ARGOTA-COELLO (2012), quienes registraron niveles de Pb superiores a los límites permisibles en una especie bio reguladora, indicando riesgo ambiental de las aguas del río San Juan en Cuba. Por su parte, FERMÍN (2015), en su evaluación sobre el río Manzanares, reportó valores para Pb de

3,490; 10,290 y 3,060 $\mu\text{g/l}$ para las cuencas alta, media y baja respectivamente, valores inferiores a los obtenidos en este estudio, revelando un incremento apreciable de este metal durante el periodo 2015-2016, atribuido a las actividades antropogénicas a lo largo de toda la cuenca del río.

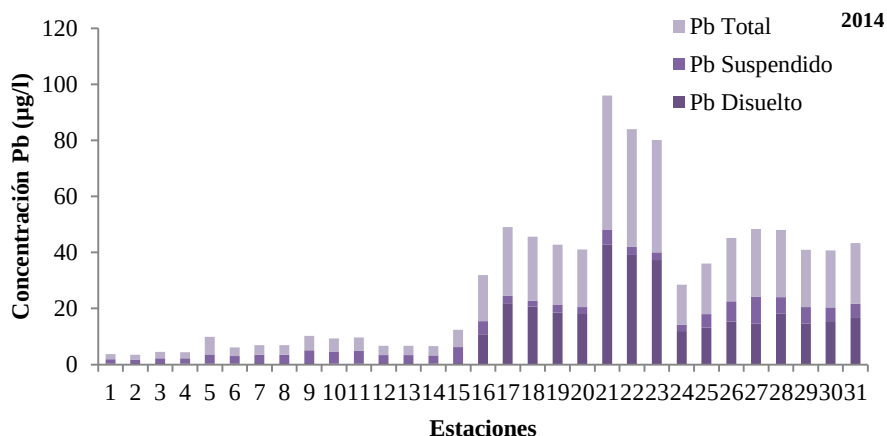


Fig. 3.12. Distribución del contenido de Pb ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de sequía 2014.

El incremento en las concentraciones de Pb durante la época de lluvia, puede ser consecuencia del arrastre de todos los contaminantes acumulados en los diferentes ambientes, vía escorrentía hasta el cauce del río.

La normativa venezolana GACETA OFICIAL (1995), establece concentración de Pb alrededor de 0,050 mg/l para aguas del tipo 1 y 2; sin embargo, los valores registrados en este estudio no superan este valor de referencia, principalmente en las aguas de las cuencas altas y media, las cuales podrían utilizarse para el consumo después de ser tratadas apropiadamente. La contaminación por Pb a través de las actividades humanas está ampliamente documentada, como lo revela el trabajo realizado por SOTERO & ALVA (2013) en el río Nanay (Perú), obteniendo valores de 0,111 mg/l para Pb los cuales sobrepasan las normas nacionales.

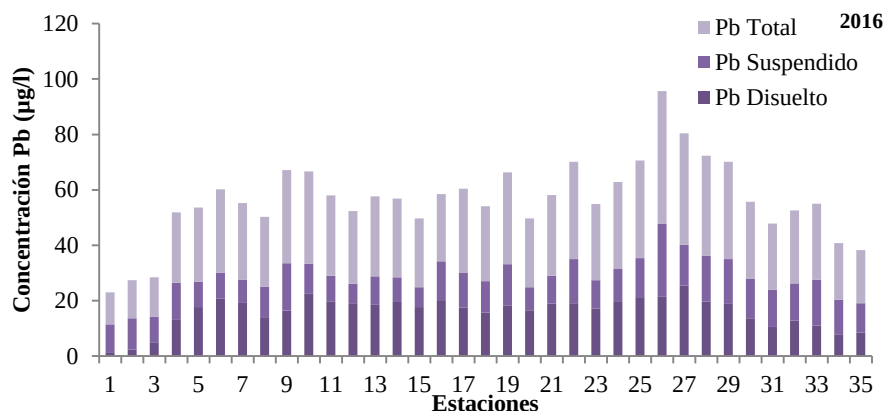


Fig. 3.13. Distribución del contenido de Pb ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de lluvia 2016.

3.5.8. Cadmio

Las distribuciones en las concentraciones de Cd en las aguas superficiales de la cuenca del río Manzanares en sus formas disuelta y suspendida se presenta en la figura 3.14, observándose aportes de este metal en todas las estaciones estudiadas, mayoritariamente en forma disuelta. El Cd puede ser transportado a grandes distancias cuando es adsorbido por el sedimento, y de allí contaminar las aguas superficiales (SALAS *ET AL.* 2020). Las mayores concentraciones se presentan en la cuenca baja con valores promedio de 11,830 y 16,520 $\mu\text{g/l}$ para los extremos marino y fluvial respectivamente, predominando su forma disuelta alrededor de 58%; mientras que, las cuencas alta y baja registraron valores promedio inferiores alrededor de 2,19 y 4,86 $\mu\text{g/l}$ respectivamente. En general, se observa un comportamiento no conservativo con fluctuación en los valores durante todo este periodo.

Durante el periodo de mayor caudal del río (figura 3.15), la concentración de Cd registró valores inferiores a los obtenidos durante el periodo de sequía, aunque el Cd tiende a ser adsorbido fuertemente por la materia orgánica y carbonatos del material en suspensión como lo registrado por MARTÍNEZ *ET AL.* (2001), en el presente caso, se observa predominio del Cd en su forma disuelta, específicamente en la cuenca baja del río. Sin embargo, en las cuencas media y alta, el comportamiento de Cd es el esperado en su asociación con el material en suspensión, obteniéndose valores alrededor de 64 y 73% respectivamente. Es

conocido que las características fisicoquímicas del medio como pH, temperatura y material en suspensión, entre otros, son determinantes para la forma predominante del metal (MÁRQUEZ *ET AL.* 2000; MARTÍNEZ *ET AL.* 2001)

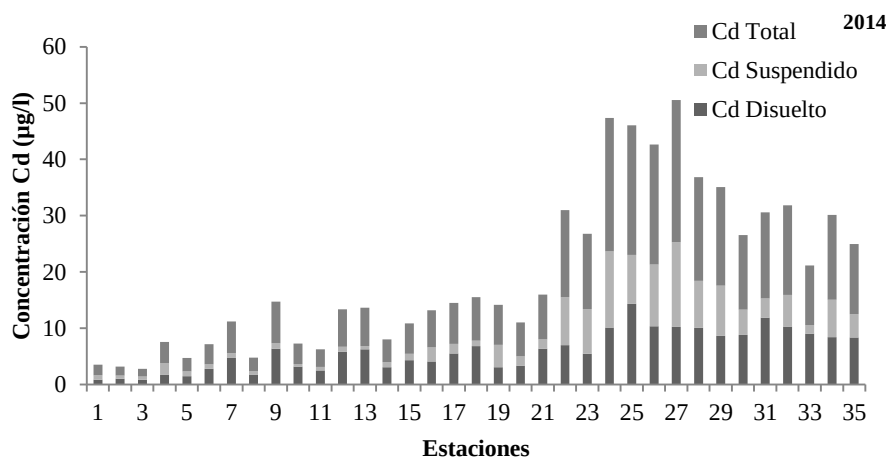


Fig. 3.14. Distribución del contenido de Cd (µg/l) disuelto, particulado y total en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de sequía 2014.

La normativa venezolana establece valores para Cd entre 0,010 y 0,050 mg/l para guas del tipo 1 y 2 respectivamente. Los valores obtenidos en este estudio revelan que existe contaminación por Cd en las aguas del río Manzanares, ya que estos exceden el límite establecido, específicamente en las aguas superficiales de la cuenca baja, donde la actividad industrial es mayor. En su forma natural, alrededor de 25000 toneladas al año de Cd es liberado al ambiente, la mitad de esto llega a los ríos a través de la descomposición de las rocas, fuegos forestales y volcanes, mientras que el resto es liberado por las actividades humanas (RAMÍREZ 2002).

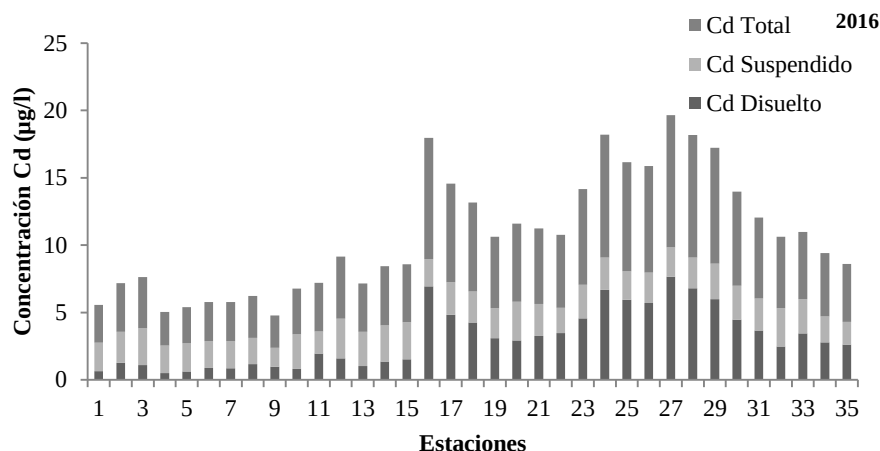


Fig. 3.15. Distribución del contenido de Cd ($\mu\text{g/l}$) disuelto, particulado y total en las estaciones de la cuenca del río Manzanares, para la época de lluvia 2016.

Al comparar los resultados obtenidos en este estudio con los reportados por MARTÍNEZ *ET AL.* (2001) quienes registraron 0,562 y 12,590 $\mu\text{g/l}$ para la época de sequía y lluvia respectivamente en el material en suspensión de la cuenca baja del río, se puede apreciar un incremento de 88 y 13% en la concentración de este metal. Por otro lado, Fermín (2015) reportó 10,510; 32,750 y 19,610 $\mu\text{g/l}$ en las cuencas alta, media y baja respectivamente; estos últimos valores indican que se ha producido incrementos equivalentes a 43 y 36% en la cuenca alta y baja respectivamente, mientras que la cuenca media, experimento una reducción de 12% para el metal Cd para el periodo 2015-2016. Es importante resaltar que la presencia de Cd en las aguas superficiales del río ha ido en aumento en el tiempo, asociándolo con las múltiples actividades humanas en la cuenca del Manzanares.

Los aportes de Cd se pueden asociar a las actividades propias de los astilleros y varaderos ubicados a ambos lados de la desembocadura del río Manzanares, los cuales usan materiales como pinturas, barnices, entre otros, que contienen este metal y que pueden llegar a través de la descarga de desechos líquidos y sólidos a este cuerpo de agua.

Comportamiento similar se ha observado en aguas para riego de Puebla y Veracruz en México (MANCILLA *ET AL.* 2012), concluyendo que las descargas de aguas residuales hacia los ríos contaminan de manera grave, llegando a sobrepasar los límites permisibles en aguas

para uso y consumo humano. En este mismo orden, BUENFIL & FLORES, (2007) en su determinación de los metales Cd, Hg, Pb y As en el río Hondo en México reportaron altas incidencias de Cd y Hg en la desembocadura del río, indicando que la sola presencia de metales pesados en el agua es indicativo de contaminación. De igual manera, BONILLA *ET AL.* (2014), en su estudio de metales en aguas residuales vertidas a ecosistemas acuáticos en Puebla, México reportaron que las concentraciones de Cd excedieron los límites permisibles en la normativa mexicana.

3.5.9. Análisis de Componentes Principales

La figura 3.16 muestra la representación gráfica del análisis de componentes principales (ACP), realizado para los metales disueltos presentes en las aguas superficiales de la cuenca del río Manzanares durante el periodo de sequía 2014, la asociación de las variables en componentes principales tiene un fin concluyente para cada subcuenca, y puede replicar el comportamiento de los metales en los periodos climáticos: lluvia y sequía.

En las subcuencas alta, media y zona marina de la cuenca baja, se extrajeron dos componentes, los cuales explican 78,7; 74 y 67% respectivamente de la variabilidad de la data original, mientras que para la zona fluvial de la cuenca baja se extrajeron tres componentes principales que explica el 84,74% de variabilidad de la data original.

En la cuenca alta Cd, Mn y Zn se asociaron al primer componente, comportamiento similar se observa en la cuenca media para estos tres metales. Sin embargo, en la cuenca baja (zona fluvial y marina) Cd, Pb, Mn y Ni aparecen asociado al primer componentes y los metales restantes al segundo. En cuanto al comportamiento de los metales suspendidos durante el periodo de sequía 2014, el análisis de componentes principales se representa en la figura 3.17, para cada una de las subcuencas del río Manzanares, observándose que en las subcuencas alta, media y zona fluvial de la baja se extrajeron tres componentes principales los cuales explican el 71,77 y 75,6% respectivamente, mientras que para la zona marina de la cuenca baja se extrajeron dos componentes que explican el 69% de la variabilidad de la

data original. En la cuenca alta y media, los metales (Cd, Fe, Zn y Ni) y (Cu, Cd, Mn, Pb y Ni) respectivamente, aparecen asociados al primer componente. Por otra parte, en la cuenca baja, tanto para la zona marina como la fluvial, se observa la asociación de Zn y Cd con el primer componente y los metales restantes con el segundo y tercer componente.

Durante el periodo de lluvia (2016), la representación gráfica del análisis de componentes principales para los metales disueltos en toda la cuenca del río Manzanares se presenta en la figura 3.18, observándose que para todas las subcuencas se extrajeron dos componentes principales, los cuales explican el 64,78 y 64,72% de la variabilidad de la data original para las subcuencas alta y media respectivamente. Así mismo, para la cuenca baja (zona fluvial y marina), los dos componentes extraídos explican el 79,9 y 81,3% de la variación de los datos.

Los metales Cd, Zn, Ni y Pb así como, Cd, Fe, Mn, Pb, Zn y Ni están asociados al primer componente para las subcuencas alta y media respectivamente, comportamiento diferente es observado en la cuenca baja, donde solamente Cd se encuentra asociado al primer componente tanto en la zona fluvial como en la marina y los metales restantes al segundo componente.

La figura 3.19 presenta gráficamente el análisis de componentes principales para los metales suspendidos, durante el periodo de lluvia 2016 en las diferentes subcuencas del río Manzanares, en ella se observa que, para las subcuencas alta y extremo marino de la baja se extrajeron dos componentes principales, que explican el 64,5 y 66,8% respectivamente de la variabilidad de la data original; mientras que, para las subcuencas media y extremo fluvial de la baja, se extrajeron 3 componentes que explican el 76,8 y 71,2% respectivamente de la variación en los datos.

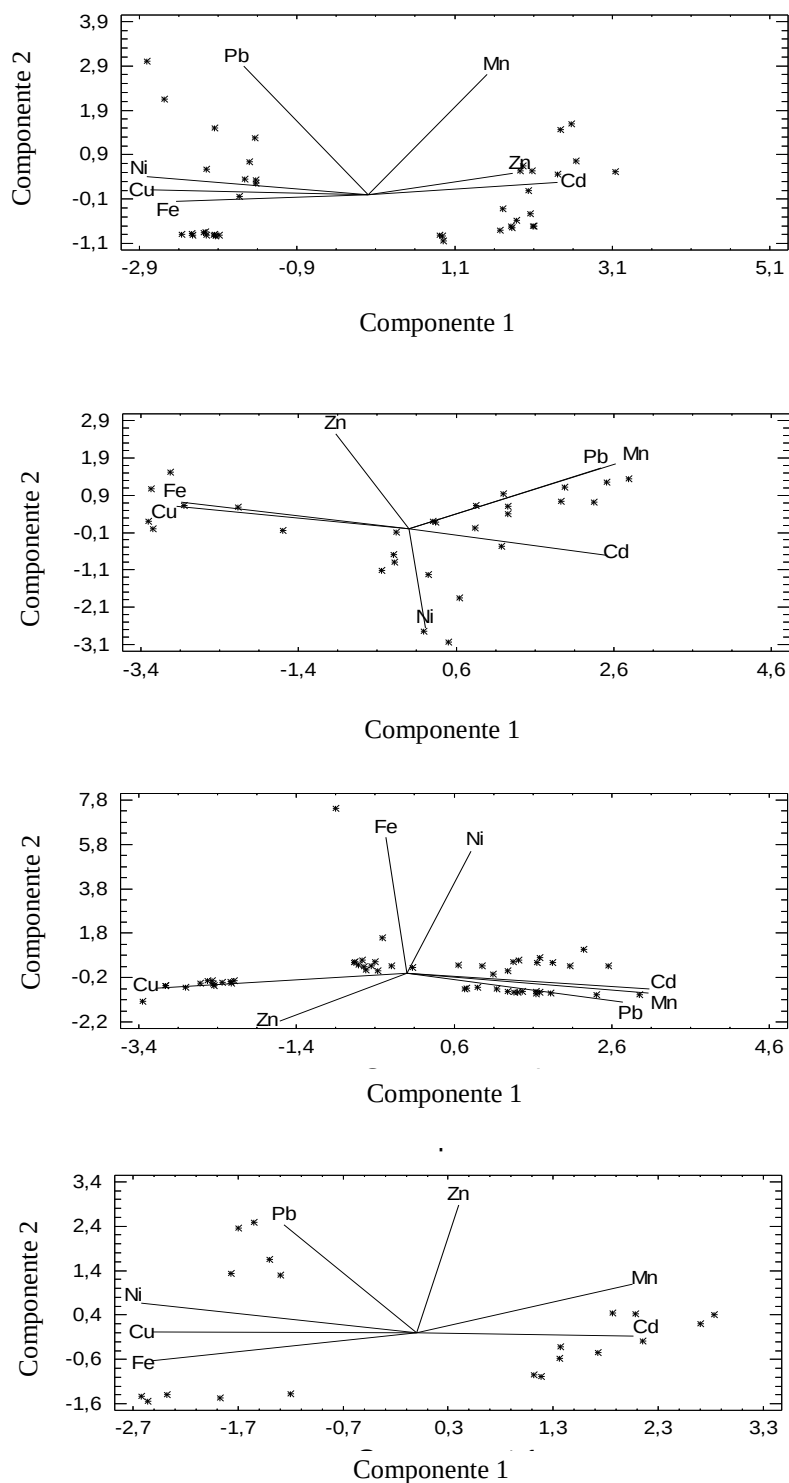


Fig. 3.16. Análisis de componentes principales (ACP) de los metales disueltos durante el periodo de sequía 2014 para las subcuencas a) alta, b) media, c) baja: extremo fluvial y d) baja: zona marina.

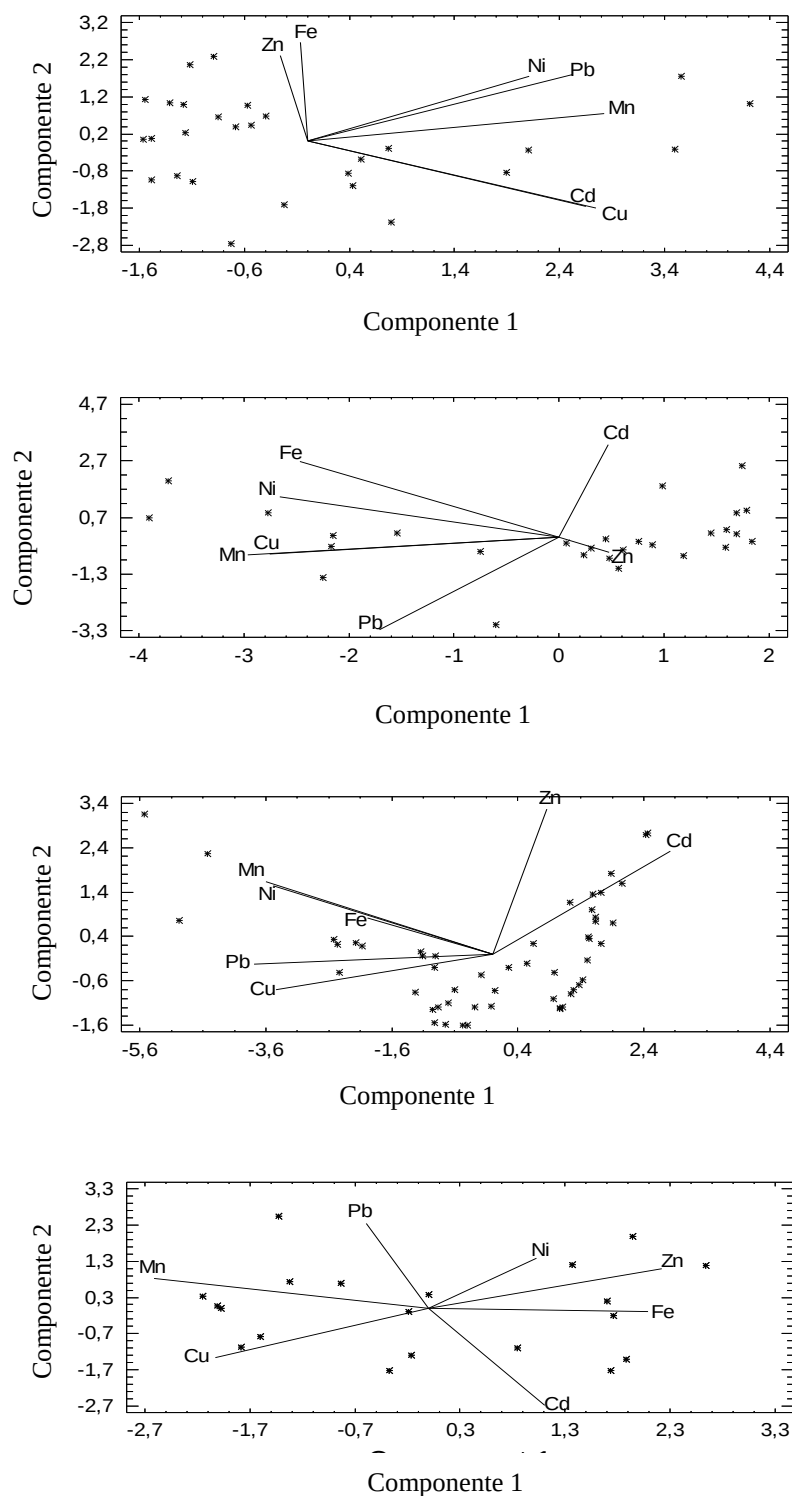


Fig. 3.17. Análisis de componentes principales (ACP) de los metales suspendidos durante el periodo de sequía 2014 para las subcuencas a) alta, b) media, c) baja: extremo fluvial y d) baja: zona

marina.

Para la subcuencas alta y media, los metales Cd, Cu, Pb, Mn, Zn y Fe; así como Cd, Cu, Zn, Mn y Zn están asociados a los extremos fluvial y marino de la cuenca baja respectivamente.

De acuerdo con el análisis de componentes principales, se observa que Cd en su forma disuelto y suspendida, se encuentra presente en toda la cuenca del río Manzanares y asociado al primer componente en ambos periodos climáticos.

En relación con el metal Cu se observa que este en su forma disuelta se asoció al segundo componente en todas las subcuencas, tanto en el periodo seco como lluvioso. Sin embargo, en su forma suspendida se relacionó con el primer componente, solamente en la cuenca media durante el periodo de sequía, mientras que para el periodo lluvioso, aparece asociado al primer componente de la subcuencas alta, media y baja en el extremo marino. Con respecto a Fe, solamente en su forma disuelta se relacionó con el segundo componente, en todas las subcuencas durante el periodo de sequía, comportamiento similar se observó durante el periodo de lluvia, a excepción de la subcuencas media, donde se relacionó con el primer componente.

Por otro lado, Fe en su forma suspendida, se asoció al primer componente en la subcuencas alta, durante ambos periodos climáticos, y al primer componente en el extremo marino de la subcuenca baja, durante el periodo de lluvia.

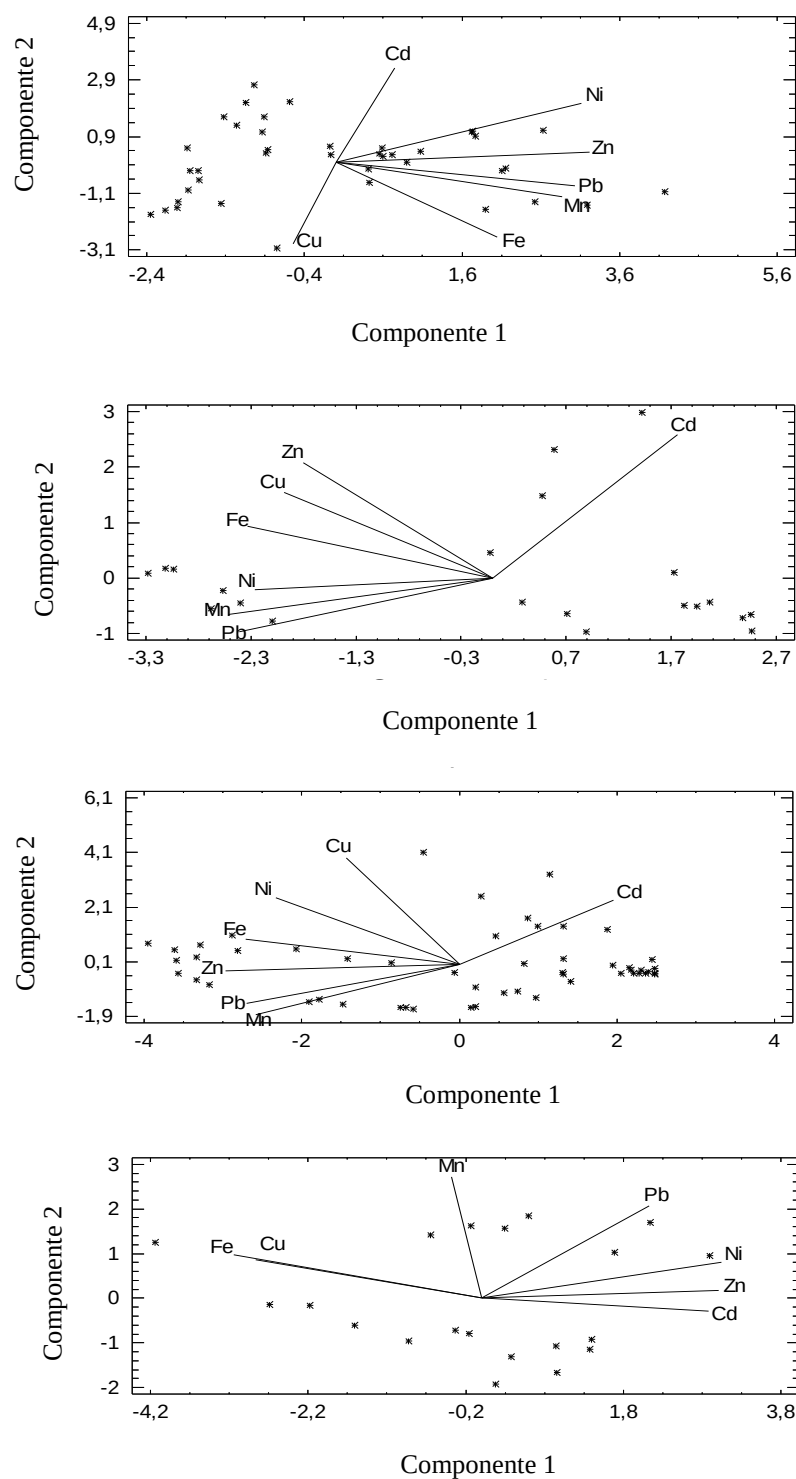


Fig. 3.18. Análisis de componentes principales (ACP) de los metales disueltos durante el periodo de lluvia 2016 para las subcuencas a) alta, b) media, c) baja: extremo fluvial y d) baja: zona marina.

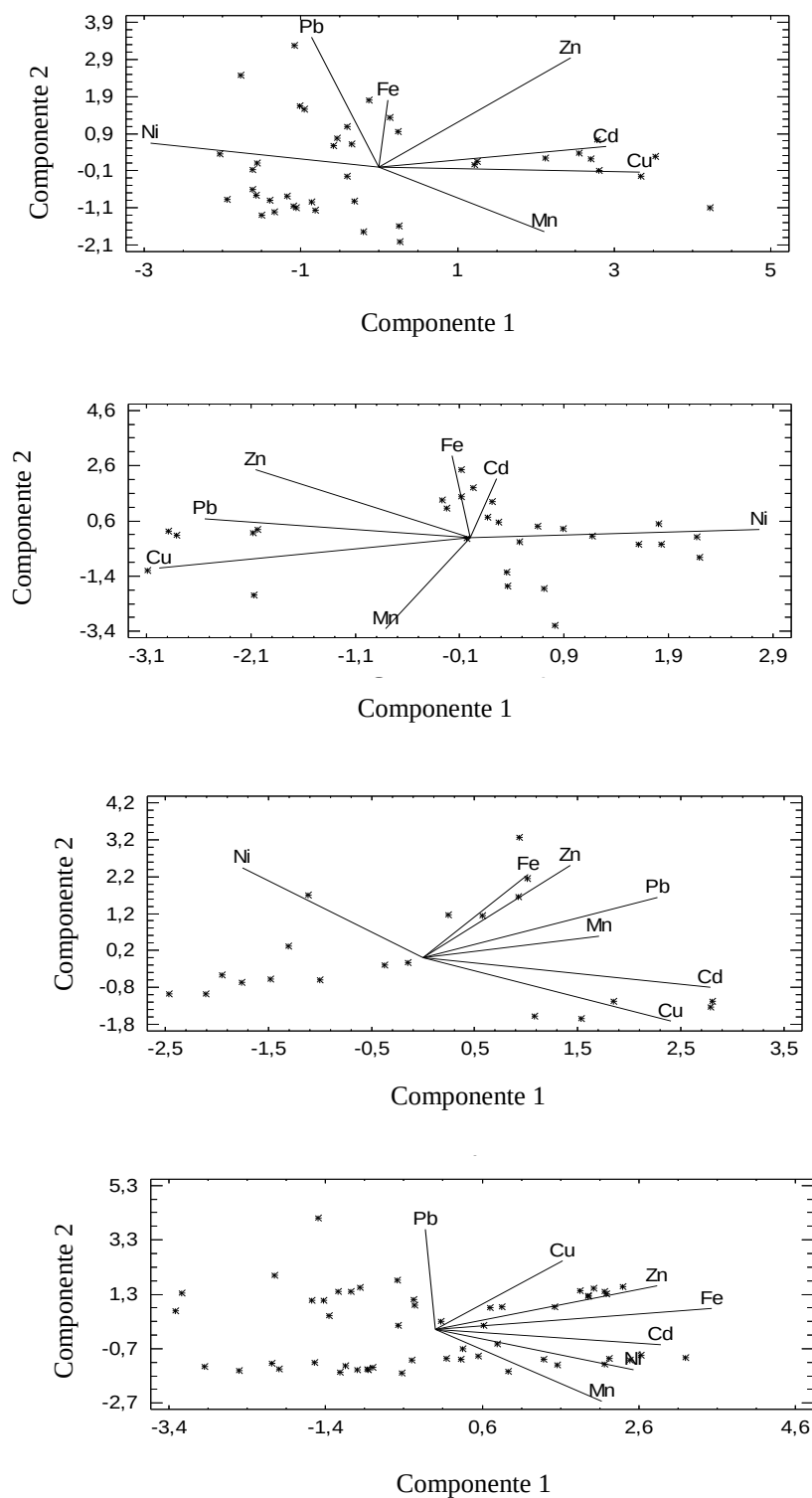


Fig. 3.19. Análisis de componentes principales (ACP) de los metales suspendidos durante el periodo de lluvia 2016 para las subcuencas a) alta, b) media, c) baja: extremo fluvial y d) baja: zona marina.

3.6. DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

Los constituyentes metálicos pueden encontrarse en las fuentes de agua, en forma disuelta y/o unido al material en suspensión (forma particulada) para esta forma es importante establecer la relación metal-material suspendido (CRITES & TCHOBANOGLOUS 2000). La forma predominante del metal dependerá de factores fisicoquímicos del agua y el sedimento entre ellos: pH, temperatura, salinidad y potencial redox entre otros (KIELY, 1999).

La naturaleza peligrosa o característica toxica de los metales es de gran importancia en cuanto a investigación se refiere. Son innumerables los trabajos realizados sobre este tema, particularmente en la cuenca baja del río Manzanares; así, observamos los más recientes llevados a cabo por MÁRQUEZ *ET AL.* (2000); MARTÍNEZ *ET AL.* (2006); FERMÍN (2015); SALAZAR *ET AL.* (2018), entre otros. La mayoría enfocadas en la distribución de los metales pesados, y su asociación con las diferentes descargas de residuos sólidos y líquidos que se producen en la desembocadura del río.

Es por lo tanto relevante, considerar también los efectos producidos por el aumento y descenso del caudal del río por la influencia de los periodos climáticos y por supuesto, la incidencia de las diferentes fuentes de contaminación puntuales y difusas, sobre la persistencia de los metales en el ecosistema río Manzanares.

A partir del análisis de Componentes principales para la distribución de los metales Cd, Cu, Mn, Zn, Fe, Ni y Pb en las diferentes subcuencas del río Manzanares se puede observar lo siguiente:

3.6.1. Subcuenca Alta

Los metales Cd, Mn y Zn resaltan su presencia en forma disuelta, en la subcuenca alta durante ambos periodos climáticos, mientras que Ni, Fe y Pb disuelto prevalecen durante la época de lluvia. En cuanto al material en suspensión Cd, Cu y Mn registran concentraciones

durante los dos periodos climáticos, mientras que Ni y Pb aparecen en la forma suspendida, solamente durante el periodo de sequía, y Zn durante la época de lluvia. Cabe destacar, que estos metales no exceden los valores permitidos en la normativa venezolana para aguas de consumo a excepción de las estaciones 3 y 5., las cuales exceden el limite permisible para Fe (GACETA OFICIAL 1998). Sin embargo, la presencia de metales pesados indica que esta subcuenca es vulnerable a la contaminación por metales, y en caso de utilizar estas aguas para consumo o riego de vegetales comestibles, requerirán ser sometidas a tratamientos de potabilización.

Al relacionar el contenido de metales con las fuentes de contaminación conocidas en esta zona del rio, en este caso las aguas residuales procedentes de las residencias rurales, y de la infiltración de aguas residuales del Central Azucarero, las cuales no exceden las concentraciones de los metales pesados para su descarga al rio Manzanares e infiltración en el subsuelo (GACETA OFICIAL 1995), se observa que las aguas superficiales de la subcuenca alta, presentan concentraciones de los metales pesados estudiados dentro de los límites establecidos en la normativa venezolana, indicando clasificación del tipo 2B, ya que además de presentar contaminación orgánica en esta subcuenca también se registra, contaminación por organismos del tipo Coliformes fecales. Aunque los residuales domésticos representan un poco más del 70% como causantes de la contaminación orgánica y por Coliformes en esta zona, estos residuales no contienen en su composición, cantidades apreciables de los metales estudiados. Sin embargo, la segunda fuente puntual, presenta cantidades de estos metales que exceden la de los residuales domésticos, pudiendo eventualmente convertirse en una fuente de contaminación por metales mediante procesos de bioacumulación. Al respecto ALLI *ET AL.* (2016), infiere que la contaminación de los cuerpos de agua por metales pesados como Cd, Cr y Cu es un problema mundial que da lugar a la bioacumulación y biomagnificación de estos a través de la cadena trófica, pudiendo movilizarse hacia otros compartimientos ambientales como sedimentos, océanos, entre otros. Así como el trabajo realizado por ÁLVAREZ & AMANCIO, (2014), quienes registraron valores superiores de Pb, Zn y Cr en aguas y los metales Cd, Fe y Cu en el hígado de peces del río Santa, Perú.

La zona de la cuenca alta del río Manzanares se caracteriza por presentar suelos muy fértiles, donde se cultiva muchas especies vegetales comestibles y donde se hace uso indiscriminado de fertilizantes químicos, constituyéndose estos en una fuente difusa de contaminación por metales, ya que los fertilizantes contienen ciertas cantidades de metales en su composición química, como los fertilizantes fosfatados artificiales, los cuales son una fuente importante de emisión de Cd (RAMÍREZ 2002). Parte de este metal termina en el suelo, después que el fertilizante es aplicado, y el resto termina en las aguas superficiales vía escorrentía o por infiltración (RAMÍREZ, 1986).

3.6.2. Subcuenca media

En la cuenca media, los metales Cd, Mn y Zn de manera similar, a lo registrado en la cuenca alta se hacen presentes en forma disuelta durante ambos periodos climáticos, mientras que Ni, Fe y Pb disuelto prevalecen durante el periodo de lluvia otra vez en forma análoga a lo encontrado en la cuenca alta. En relación con los metales suspendidos se observa que Cd y Mn exhibieron presencia relevante durante los dos periodos climáticos, mientras que Cu y Ni suspendidos aparecen durante el periodo seco y Zn durante la época de lluvia. El contenido de estos metales en la cuenca media presentan valores que no exceden los valores permitidos para aguas de consumo (GACETA OFICIAL 1998), sin embargo, Fe excede en concentración con valores superiores a 1 mg/l límite establecido para aguas potables y del tipo IA.

Al relacionar la presencia de estos metales pesados con las diferentes fuentes de contaminación puntuales presentes en esta subcuenca, como son las aguas residuales tratadas procedente del sistema de tratamiento Palenque, las aguas residuales no tratadas de las numerosas viviendas asentadas a lo largo de esta subcuenca, las actividades extractivas de arena, así como, las fuentes difusa como el uso de fertilizantes, por ser una zona donde los habitantes llevan a cabo actividades agrícolas, se puede observar que además de la contaminación orgánica por Coliformes y trófica, evidente en esta zona, la contaminación por metales pesados podría incrementarse debido al carácter acumulativo de los metales en el ambiente. La presencia de Zn, Cu, Pb y Ni entre otros en el material en suspensión del

río Huancaray, Perú, ha sido reportado por CORREA *ET AL.* (2021), registrando concentraciones superiores a los límites permisibles, aunque sin diferencias significativas entre los periodos lluvioso y seco, siendo los principales focos de contaminación los centros poblados, las prácticas agrícolas, presencia de la minería y fuentes de origen natural.

La toxicidad por metales pesados en las aguas superficiales ha estado relacionada con las actividades humanas, principalmente las mineras o extractivas como la reportada por GAETE *ET AL.* (2007) en el río Aconcagua, Chile a través de bioensayos, encontrando concentraciones de Cu en cantidades que exceden las normas de calidad del agua. Aunque 10 años más tarde, estudios posteriores llevados a cabo en 2016 por la Pontificia Universidad Católica de Valparaíso se determinó que las aguas del río Aconcagua estaban libres de metales pesados de acuerdo con los criterios de calidad de aguas de ese país (ALIAGA 2016). Aunque en este estudio no se incluye los metales pesados en el sedimento. En este mismo orden de ideas, ROMERO *ET AL.* (2010), también relacionan las actividades mineras con la contaminación por metales del agua de la cuenca del río Santa en Perú. En relación con estas actividades, en la cuenca media del río Manzanares se llevan a cabo trabajos continuos de extracción de arena, lo que conlleva una remoción constante del suelo y los sedimentos, facilitando la disolución de metales como Fe, elemento abundante en la corteza terrestre.

Sin embargo, otras actividades industriales diferente a las mineras, son responsables de la contaminación por metales a través de la descarga de residuales líquidos y sólidos a los cuerpos de agua, como la registrada por DURAN *ET AL.* (2014) en su estudio en el río Bogotá (Colombia), reportando que las actividades industriales contribuyen con el 24% a la contaminación por metales; así mismo, el carácter acumulativo de los metales en los suelos y cultivos son notables cuando estos son irrigados con aguas procedentes de ríos contaminados como lo reportado por MIRANDA *ET AL.* (2008) quienes registraron presencia de Pb y Cd entre otros, en plantas de cuatro cultivos y en suelos irrigados con aguas del río Bogotá.

La preponderancia o existencia de metales ya sea en forma disuelta o suspendida es notable en las primeras subcuencas del río Manzanares. Sin embargo, llama la atención el hecho que en la cuenca alta, los metales Cd y Mn resaltan por permanecer tanto en forma disuelta como suspendida durante los dos periodos climáticos existentes en nuestra región mientras que los metales restantes en estudio se encuentran en una forma o en otra y durante periodos climáticos diferentes.

Considerando que las fuentes de contaminación presente en la cuenca media está compuesta en mayor proporción (80%) de agua residuales domésticas, y muchas comunidades no cuenta con sistema de recolección de las aguas servidas, además estos residuales no presentan concentraciones de metales pesados que excedan las limitaciones, expresadas en la normativa para descarga a cuerpos de agua (DECRETO 883 GACETA OFICIAL 1995), y el otro 20% está representado por las extracciones de arena en la parte final de la subcuenca media, se puede sugerir que la presencia de estos metales tanto en forma disuelta y suspendida, está asociado a las actividades de extracción de arena y como parte de la composición del material rocoso o litogenia del suelo.

De manera similar a la cuenca alta, las aguas de la subcuenca media se clasifican del tipo 2B (GACETA OFICIAL 1995) aguas naturales destinadas para uso agropecuario, zona de riego de cualquier otro tipo de cultivo, no destinado para el consumo humano, ya que en esta además de contener metales pesados, los valores de Fe exceden los límites permitidos para aguas de consumo humano, así como presentar contaminación orgánica, contaminación trófica y contaminación por organismos Coliformes fecales.

Los peligros que encierra para la salud el cultivo de vegetales, irrigados con aguas de ríos que contengan metales pesados como los presentados en este estudio, ha sido documentado en trabajos como los realizados por MANCILLA *ET AL.* (2012) en ríos de Puebla y Veracruz en México, ALVITES (2008) en el río Huaura, Perú y RAMÍREZ & NAVARRO (2015) en el río Guatiquia Colombia. Así como, por CAMPOS (2010) en la cuenca alta del río Bogotá, quién

comprobó presencia de Pb y Cr en los cultivos de arvejas, habas y pasto raigrás, sugiriendo que los productos de la región representan riesgos evidentes para la salud humana y animal.

3.6.3. Subcuenca Baja

Por otra parte, la subcuenca baja que se distingue por presentar características únicas y diferentes, a las otras subcuencas del río Manzanares revela en su zona fluvial de sus cuatro primeras estaciones, a los metales pesados Cd y Zn en forma disuelta y suspendida en época de sequía, mientras que Cd se presenta en forma disuelta y suspendida en época de lluvia. Por su parte, la zona de mezcla (río-mar) es mucho más compleja, en particular por la presencia del agua salada y los numerosos componentes que en esta se encuentran (MARCOVECCHIO & FREJE 2013), además de ser la zona donde se localizan la mayoría de las empresas, que descargan residuales líquidos crudos y tratados y a los que se adiciona, los residuales urbanos procedentes de las viviendas asentadas en la desembocadura, así como, las aguas residuales procedentes del mercado municipal, en ella se observa que Cd sobresale con su presencia tanto en forma disuelta como suspendida, durante ambos periodos climáticos; mientras que los metales restantes se presentan en forma suspendida y en época de lluvia, así como lo revela MARTÍNEZ & SENIOR, (2001) en su estudio sobre especiación de metales pesados en la cuenca baja del río Manzanares.

La presencia de metales como Cd, Cu, Zn, Cr, Pb y Ni han sido estudiado por CORREA *ET AL.* (2020) en zona agropecuaria del río Hurancay Perú, encontrándose concentraciones para estos metales en el material en suspensión superiores a las normativas de ese país, sin diferencia significativa entre los periodos climáticos y relacionando la presencia de estos metales a los focos de contaminación procedente de los centros poblados, a las prácticas agrícolas y a la presencia de actividades mineras y a las fuentes de origen natural.

La determinación proactiva de los metales pesados en las aguas superficiales de los cuerpos de agua fluviales, posibilita la toma de decisiones que impactan en la realidad de la

población como lo establece GONZÁLEZ & MURGA, (2020), en su estudio sobre metales pesados en ríos y truchas de la región de Pasco, Perú.

Los metales en forma disuelta o suspendida pueden pasar a formar parte del sedimento del río, cuando las condiciones del medio así lo permitan, ya sea mediante procesos naturales de coagulación, precipitación y sedimentación (ARBOLEDA 2000), lo que produce la reducción de su concentración en las aguas, e incremento de su contenido en el sedimento como lo reportado por SALAS (2020), en su estudio sobre metales en las aguas superficiales y sedimentos del río Crucero, Perú, encontrando bajos valores de Zn, Cd y As en aguas y superiores en el sedimento con valores que excedían las normas nacionales e internacionales.

3.6.4. Zona de mezcla

En cuanto a la segunda zona de la subcuenca baja, donde se produce mezcla río-mar en la desembocadura del río Manzanares. Se observa que Cd se hace presente como primer componente en forma disuelta y suspendida durante los dos periodos climáticos, llegando a registrar valores cercanos a 10 µg/l, este junto con Fe cuyo registros son superiores a 2 mg/l, hacen de las aguas de este entorno, no aptas para el consumo, ni para uso agropecuario, ya que además de las características contaminantes por metales pesados, presenta el agravante de contener contaminación orgánica, por trofia y por Coliformes fecales, pudiendo llegar a clasificarse del tipo 4B, (aguas para el contacto humano parcial).

La contaminación de estas zona de mezcla o estuarina, por la diferencia en salinidad, producida por la mezcla de las aguas fluviales con las aguas marinas, es notable, ya que muchas actividades portuarias que se realizan en las zonas costeras, así como, las empresas destinadas al procesamiento de especies marinas y asentamientos urbanos se llevan a cabo en las zonas aledañas a la desembocadura de los ríos, aumentando la vulnerabilidad de las aguas a los efectos de la contaminación. Al respecto, BUENFIL & FLORES (2007), registran mayor incidencia de Cd, Hg y As en la desembocadura del río Hondo, Quintana Roo, Méjico, relacionando esto con la descarga de residuales del ingenio azucarero San Rafael de Pucté.

El estudio geoquímico integral de las aguas y sedimentos de la cuenca baja y estuario de los ríos, permite desarrollar un mejor conocimiento sobre indicadores ambientales, como lo establece DELGADO (2012), quien encontró que los valores de los metales pesados en las aguas de la cuenca baja del río Guadiana, España se producen por los efectos de antiguas explotaciones mineras. El sedimento es otro de los ambientes afectados por la actividad antropogénica en las desembocadura de los ríos, ya que estos pueden representar un riesgo ecológico para los estuarios, si las concentraciones de los metales pesados son superiores a los valores de fondo, al respecto ROSAS (2005), en su estudio de contaminación por metales pesados en sedimentos del río Anoia, España, reporto valores de Cd, Cu, Zn, Pb, Ni, entre otros, que superaban los límites requeridos, lo que aumenta el interés ya que el agua de este río es aprovechada por el consumo humano.

La tercera zona de la cuenca alta está representada por el ambiente marino, en ella se observa que los valores de los metales estudiados tienden a bajar su concentración, como por ejemplo Fe con valores inferiores por debajo de 5 µg/l. La incidencia de la contaminación por metales pesados, atribuidos a la actividad antropogénica como fuente principal de aporte a la zona marino costera ha sido determinada por GARCÍA *ET AL.* (2015), en la zona estuarina del río Nalón al norte de España, encontrando concentraciones de As, Pb y Zn, atribuyendo esto a las actividades industriales localizadas en esta cuenca hidrográfica. Los metales trazas en los ambientes marinos, procedentes de las actividades antropogénicas, constituye un serio problema ambiental y de salud debido a la toxicidad y a las repercusiones que ocasionan sobre los seres vivos al introducirse en la cadena trófica (SORIANO 2016).

Una vez que los metales pesados pasan desde el estuario hacia la zona marina se observa una disminución apreciable en la concentración de estos, indicando desplazamiento hacia el sedimento mediante procesos naturales ayudados por la acción de las corrientes, en este sentido CAMPANA (2005) quien al hallar altas concentraciones de Cu y Pb en los sedimentos, manifiesta la necesidad de evaluar la biodisponibilidad y la bioacumulación de los metales pesados, a fin de establecer la no toxicidad de los sedimentos.

Los sedimentos han sido descritos como una fuente no puntual de contaminación, y los metales pesados unidos a ellos pueden ser liberados y afectar a los organismos acuáticos, (WANG *ET AL.* 2004). La relación de los metales pesados en los sedimentos y en el material en suspensión con las metalotioneinas en el cangrejo *Neohelice grandata* fue observada por BUEZZI *ET AL.* (2019), en el estuario de Bahía Blanca, Argentina, encontrando diferencias significativas en el contenido de metales pesados.

En estuarios con características similares a las observadas en la cuenca baja del río Manzanares, donde las actividades antropogénicas generan residuos, los cuales incrementan los niveles de contaminantes, afectando la calidad del agua, la salud de la población y del ambiente, se ha encontrado niveles de metales pesados como lo reporta AGUIRRE *ET AL.* (2021), en el agua marina de Ciénaga Grande de Santa Marta de Colombia. Las actividades antropogénicas e industriales que se llevan a cabo en las desembocaduras de los ríos, cuyas descargas fluviales ejercen influencia directa sobre el medio marino costero circundante, hace que estos ecosistemas sean sensibles a la contaminación (VICENTE 2010).

3.7. CONCLUSIONES

- La concentración de metales pesados en las subcuencas alta y media no sobrepasa los valores límites establecidos en la normativa venezolana, pero su presencia es indicativa de la vulnerabilidad a la contaminación por metales de las aguas superficiales de estas zonas. La subcuenca baja presenta contaminación por metales pesados, específicamente por Cd y Fe.
- Las fuentes de contaminación puntuales y difusas así como las actividades humanas son las causas de la contaminación por metales registrada en las diferentes subcuencas del río.
- La contaminación por metales pesados se incrementa durante la época de lluvia, por su adsorción al material en suspensión, cuyo contenido aumenta durante este periodo climático.

4. IMPLEMENTACIÓN DE LAS METODOLOGÍAS ICA E IPI.

4.1. INTRODUCCIÓN

La descripción y evaluación de la calidad de las aguas es una materia compleja, que no está libre de controversias en relación a la capacidad de las metodologías existentes. Para dar información sobre las características cualitativas del recurso hídrico, el problema reside básicamente en la definición que se adopte del concepto calidad del agua, para el que existen diferentes definiciones.

De este modo, se puede entender la calidad del agua, desde un punto de vista funcional, como la capacidad intrínseca que tiene el agua para responder a los usos que se podrían obtener de ella; o desde un punto de vista ambiental “como aquellas condiciones que deben darse en el agua para que esta mantenga un ecosistema equilibrado, manteniendo unos determinados objetivos de calidad ecológica” (SÁNCHEZ 2016); o como el conjunto de características físicas, químicas y microbiológicas que la definen.

Por lo tanto, la calidad de las aguas es una variable descriptora fundamental del medio hídrico (CANTER 1999). Tanto desde el punto de vista de su caracterización ambiental, como desde la perspectiva de la planificación y gestión hidrológica la que delimita los usos del agua para mantener los ecosistemas y atender las diferentes demandas.

La calidad de las aguas puede verse modificada tanto por causas naturales como por factores externos (LA GREGA *ET AL.* 1996). Cuando factores externos que modifican la calidad del agua son ajenos al ciclo hidrológico se habla de contaminación. Entendiendo este término como cualquier cambio en la calidad natural del medio causada por factores químicos, físicos o biológicos y normalmente se refiere a las actividades del hombre (CANTER 1999).

La prevención, control y resolución de los problemas derivados de la contaminación de las aguas, constituye uno de los objetivos primordiales que deben plantearse en cualquier política avanzada de gestión de los recursos hídricos.

En la actualidad, la calidad general de los cuerpos de aguas venezolanos no es del todo satisfactoria a la luz de la legislación vigente, (GACETA OFICIAL 2007) y de las aspiraciones existentes en el seno de la sociedad. Las irregularidades en tiempo y espacio de las condiciones climatológicas debido al fenómeno del Niño, hace que los vertidos, tanto urbanos como industriales, tengan una influencia más negativa sobre la calidad final del recurso que en cualquier otro país con mayor regulación natural.

Es evidente que, en estas condiciones la capacidad de autodepuración de nuestros cuerpos de aguas, queda muy rápidamente superada, haciéndose necesario una mayor atención en la prevención, control y corrección de los vertidos y en ocasiones, requiriendo el establecimiento de medidas no solo por razones ambientales sino sanitarias.

En lo que se refiere a los vertidos contaminantes, la situación resulta diversa. Los vertidos urbanos son cada vez más numerosos debido al incremento de asentamientos humanos sin control ni urbanismo alguno, por lo que es cada vez mayor el número de habitantes cuyas aguas residuales no están conectadas a los sistemas de tratamiento existentes y en muchos casos no se cuenta con estos, dificultando la depuración de las aguas.

La situación de los vertidos industriales resulta más preocupante, por cuanto un porcentaje nada despreciable de los vertidos directos no cuenta aún con la debida autorización y otros tienen autorización provisional en fase de regularización la cual estaría sujeta a la implementación y puesta en marcha de los determinados sistemas de tratamiento de las aguas residuales generadas por las industrias establecidas. Es decir, falta mucho por hacer en cuanto a las medidas de corrección de este tipo de vertidos, los cuales ejercen por su número, volumen de agua y características una gran presión contaminante sobre los cauces y masas de agua. Hasta la fecha se ha avanzado muy poco en hacer cumplir las leyes y

normas que regulan los vertidos industriales previstos en el DECRETO 883 (1995) sobre las medidas de regularización y de control de vertidos, instrumento legal que tiene como finalidad contribuir con la solución de la preocupante situación que a nivel ambiental se presenta en Venezuela, la cual se resume en: pocas autorizaciones de vertido, bajas liquidaciones del canon de vertido, problemas de competencia en los vertidos industriales o colectores urbanos e incumplimiento de la legislación.

Otra gran preocupación lo supone la contaminación difusa procedente de la agricultura, sobre todo ligada a la creciente aplicación de fertilizantes y plaguicidas de forma indiscriminada, que pueden provocar graves problemas de eutrofización (CANTER 1999) en los embalses y de contaminación en las aguas subterráneas.

Aunque esta situación es conocida, no está suficientemente caracterizada en lo que se refiere a la eutrofización de los principales embalses de las cuencas hidrográficas y principales acuíferos, salvo trabajo realizados por GUTIÉRREZ (2005); FERMÍN (2015); SALAZAR *ET AL.* (2018), entre otros, para ambos casos convendría incrementar el conocimiento para lograr una mejor comprensión y diagnóstico de los problemas que se planteen en esta área.

En vista de la situación global expuesta resulta, en ocasiones, muy complejo adecuar la calidad de las aguas a los usos a los que se destine. Este hecho pone de relieve la importancia que adquiere la caracterización de la calidad natural de las aguas y la definición de los objetivos de calidad en los tramos de ríos y acuíferos de cada cuenca hidrográfica.

Los órganos administrativos encargados en cada caso de fijar los objetivos de calidad de las aguas, resultan diferentes en función de las características territoriales que tenga el tramo del río o del sector acuífero en cuestión y del propio uso al que se destine el agua.

En este caso, lo recomendable sería crear un grupo de medición de la calidad de las aguas, con el objetivo principal de describir las condiciones actuales de la calidad de las aguas, analizar las tendencias a largo plazo e identificar los factores que afectan la calidad de las aguas.

A la vista de los objetivos perseguidos en cada caso, la definición de un grupo de calidad de las aguas, no solo consistirá en la ubicación de los puntos de muestreo, sino en el establecimiento de programas de control de calidad de las aguas, en los que habría que establecer el porqué del muestreo, la población a muestrear (Plan de muestreo) la precisión y el intervalo de confianza de los análisis, el número de muestras a obtener en cada caso, así como la frecuencia del muestreo (RAMALHO 2003)

Estos programas permitirán evaluar la efectividad de las políticas ambientales emprendidas, los efectos que sobre la calidad del recurso tienen los cambios en los usos del suelo y en las actividades productivas, caracterizar estadísticamente la contaminación y evaluar las frecuencias de excedencia de los estándares de calidad, en relación a los usos asignados. En nuestro país, ejemplos de este tipo de grupos no existen como tal, salvo los trabajos de investigación que se llevan a cabo a nivel universitario, como una forma de dar a conocer la calidad de los cuerpos de aguas y regirlas bajo los estándares establecidos en las normas sobre la clasificación y calidad de los cuerpos de aguas (GACETA OFICIAL 1995 RESOLUCIÓN 5021).

Sin embargo, es posible utilizar la metodología de los índices de calidad de aguas (ICA) implementados por países Estados Unidos, México, Holanda, Canadá, Croacia, Bélgica, entre otros, los cuales están basados en el WQI (Índice de Calidad del Agua por sus siglas en inglés) propuesto en 1970 por la Fundación Nacional de Sanidad (NSF) de Estados Unidos, utilizados a nivel mundial desde 1978 (OTT, 1978) y obtenido por combinación de 9 parámetros básicos (según su influencia en la calidad del agua y su uso) a través de una ecuación lineal que proporciona un valor entre 0 y 100. El anexo 4.1, presenta los parámetros y sus ponderaciones para el cálculo del índice de calidad de agua.

En este caso, los puntos de muestreo se deben elegir de forma que sean estadísticamente representativos de la calidad de la red fluvial del territorio, y por lo tanto deben contemplar los tramos muy contaminados como otros de calidad excelente.

El objetivo principal de ICA es obtener un valor único que defina el estado de una masa de agua a partir de indicadores específicos, presentando los resultados de una forma más resumida y sencilla.

Para calcular el índice WQI se utiliza una suma ponderada de los subíndices (WQIa) o una función ponderada de agregación producto (QWIm). La primera agregación se expresa matemáticamente como sigue (OTT 1978)

$$WQIa = \sum_{i=1}^n W_i I_i \quad (\text{Ec. 4.1})$$

Donde WQI = Índice de Calidad de Agua

W_i = Peso de importancia asignado a las variables

I_i = Valor del subíndice para la variable determinado a partir de la gráfica de función de parámetros.

n = número de variable involucrada

Para calcular el subíndice de calidad de agua es necesario disponer de las curvas de función correspondientes, para cada una de las variables a estudiar, (OTT 1978), las cuales se presentan en el anexo 4.2. La sumatoria ponderada de todos los subíndices permitirá obtener un valor.

Esta cifra única, permite la comparación directa entre la calidad de distintas masas de aguas o entre distintos tramos de la misma masa de agua, es decir, aguas arriba y aguas debajo de un vertido en un río y su desventaja estriba en las infinitas combinaciones de parámetros y en la asignación de los pesos específicos según su importancia en relación con el uso y

destino del agua. Asociado al valor numérico del ICA, se definen los rangos de calidad del agua (Anexo 4.3).

En función de esta clasificación y dependiendo del uso a que se destine el agua, indicándose las medidas o límites aconsejables, se podrían establecer los criterios más adecuados (DINIUS 1987) (Anexo 4.4).

Para evaluar el índice de contaminación por metales en las aguas del río Manzanares se hizo uso de la idea plasmada en el Índice de Contaminación Industrial (IPI), uno de los ocho índices propuesto por AMOEBA, el cual literalmente consiste en un método de valoración ecológica (BRINK *ET AL.* 1991), el cual nace como un proyecto de cooperación internacional entre el gobierno Holandés e India, para establecer un programa de monitoreo en el río Yamuna en la India, debido a la urgente necesidad de implementar técnicas adecuadas de monitoreo para determinar la calidad del agua.

Al igual que en la metodología propuesta para ICA, el índice de contaminación industrial por metales precisa del uso de curvas de calidad de los parámetros a estudiar para la construcción del índice, esta puede ser construida a partir de metodologías de evaluación de riesgos en el ecosistema, basadas en pruebas de toxicidad sobre el compuesto en interés o en valores límites existentes en las normativas del país.

En este caso, se construyeron curvas de función o calidad para cada metal en particular (Anexo 4.5), basadas en los límites existentes en el decreto 883 (GACETA OFICIAL 1995) para la clasificación de aguas del tipo 1A y en las Normas Sanitarias de Calidad del Agua Potable (GACETA OFICIAL 1998). En el anexo 4.6 se presenta las concentraciones seguras de metales en aguas potables y aguas naturales tipo 1A, registradas en las normativas venezolanas.

Las concentraciones medidas de los metales son transformadas a un índice de calidad del parámetro, sobre una escala de 0 a 100 por comparación con una función o curva de calidad

del parámetro de antemano calculada, donde 100 representa condiciones perfectas, y el valor 0 las condiciones inaceptables.

La fórmula usada corresponde a un promedio geométrico de la combinación de las variables individuales

$$IPI_{nt} = \sum_{i=1}^n Wi \cdot I_{int} \quad (Ec. 4.1)$$

Donde:

IPI: Índice de Contaminación por Metales

Int: Valor calculado de la variable (obtenido de aplicar la curva o función de calidad o ecuación correspondiente) con valores entre 0 y 100

Wi: Factor de ponderación o peso relativo asignado a la variable de calidad i.

Todas las variables tienen un peso igual a $1/n$. en caso de valores no registrados, W_n debe ser calculado de acuerdo al número de valores faltantes. La suma de todos los factores de ponderación debe ser igual a la unidad (1).

El índice de calidad del agua por contaminación de metales es el valor numérico, que califica en una de seis categorías, la calidad del agua de la corriente superficial del río Manzanares, con base en mediciones obtenidas para un conjunto de siete metales registrados en una red de monitoreo. El anexo 4.7, presenta las variables: metales pesados y sus ponderaciones para el cálculo del IPI. Este indicador permite conocer las condiciones de calidad de este cuerpo de agua, e identificar los problemas de contaminación en un punto determinado.

El anexo 4.7, muestra los descriptores de las variables simplificadas en el IPI (Índice de Contaminación Industrial por Metales)

4.2. HIPÓTESIS

El índice de calidad de aguas es una herramienta útil y complementaria para evaluar el estado de las subcuencas del río Manzanares en periodos climáticos diferentes; así como, elaborar diagnósticos confiables sobre los efectos de la contaminación y ayudar en la toma de decisiones en los planes de gestión del recurso agua de la región.

Para corroborar esta hipótesis se planteó el siguiente objetivo.

4.3. OBJETIVO

Evaluar la calidad de las aguas y la contaminación por metales monitoreados en las aguas superficiales del río Manzanares, durante los periodos climáticos sequia 2014 – lluvia 2016, mediante el uso de los índices de calidad de aguas y el índice de contaminación industrial en comparación con estudio realizado en años anteriores.

4.4 METODOLOGIA

4.4.1 Obtención y Procesamiento de datos.

A partir de la metodología propuesta por la Fundación de Sanidad Nacional 1970 y descrita por OTT (1978), se estableció la calidad del agua de la cuenca hidrográfica río Manzanares, mediante la aplicación del índice de calidad de aguas, (ICA), tomando como referencia las curvas de calidad propuestas para este índice. La determinación de los 9 parámetros involucrados en el cálculo del ICA se llevó a cabo considerando la metodología propuesta en AWWA APHA WCFP (1992), durante los periodos seco y lluvioso de los años 2005, 2014-2016, en cada una de las estaciones establecidas en la cuenca hidrográfica del río Manzanares; así mismo, se determinó el índice de contaminación industrial, (IPI), propuestos en el proyecto AMOEBA (BRINK *ET AL.* 1991) para determinar la contaminación por metales. Se hizo uso de los límites establecidos para metales en aguas con clasificación tipo 1 (GACETA OFICIAL 1995) y Potables (GACETA OFICIAL 1998), para la elaboración de las curvas de función para cada uno de los metales en estudio, las cuales permitieron,

posteriormente establecer las gráficas de tendencia, para la obtención de los descriptores de los índices de calidad para metales en las épocas de sequía 2005, 2014 y lluvia 2005, 2016 en cada una de las estaciones establecidas a lo largo de la cuenca del río Manzanares.

La influencia de los metales pesados sobre la calidad de las aguas de toda la cuenca del río Manzanares se estableció haciendo uso del Análisis de Componentes Principales, a partir de una matriz de correlación, para determinar la relación entre las variables y cuales tienen mayor influencia en la dispersión de los datos, considerando las variables: Hierro, Plomo, Zinc, Níquel, Cobre, Cadmio y Manganeseo, generados por la toma de muestras en cada una de las estaciones, durante los dos periodos climáticos: lluvia y sequía y medidos por Absorción Atómica en equipo Perkin Elmer A-Analyst 100. La representación gráfica de los resultados obtenidos se hizo a través de un Biplot (JOHNSON & WICHERN 2007) con ayuda del software Statgraphics Plus 5.1.

4.5. ANÁLISIS DE RESULTADOS

Para la determinación del índice de calidad de las aguas del sistema hidrográfico río Manzanares se consideraron los nueve parámetros que contempla este modelo (OTT 1978), ya que todos contribuyen de alguna manera con la calidad de las aguas.

4.5.1. ICA Año 2005

La figura 4.1 presenta la representación de los valores ICA para cada una de las estaciones estudiadas, observándose que la cuenca alta presenta calidad ICA entre 49 y 65 para la época de sequía y entre 42 y 65 para la época de lluvia, correspondiendo los bajos valores a la estación 6, cuyas diferencias en la calidad de las aguas durante estos dos periodos climáticos, reflejan un mayor deterioro durante la época de lluvia, presentando características mala (contaminada); es decir, no apta para el consumo (GACETA OFICIAL 1998).

Por su parte, la cuenca media presenta mejores características en la calidad de sus aguas durante la época de sequía; con diferencias positivas con respecto al periodo lluvioso de ese mismo año, presentando valores ICA entre 59 y 66 para la época de sequía y entre 50 y 61 para la época de lluvia, manteniendo características de regular, es decir, aguas que podrían ser acondicionadas para su consumo (GACETA OFICIAL 1995).

Por otro lado, la cuenca baja exhibe aumento en la calidad de sus aguas en las primeras estaciones del área fluvial y en las estaciones del área marino-costero en la época de sequía; mientras que para la época de lluvia el deterioro es superior en las primeras estaciones (16-20) del extremo fluvial, con características de contaminada, presentando valores ICA inferiores a 50. Es de resaltar, el aumento de la calidad de las aguas de esta subcuenca a medida que el agua se desplaza hacia el medio marino, incrementándose de contaminada en la desembocadura a regular y con tendencia a buena en la zona marino costera durante la época de sequía; alcanzando valores ICA cercanos a 70, es decir, aguas destinadas para el contacto humano (GACETA OFICIAL 1995).

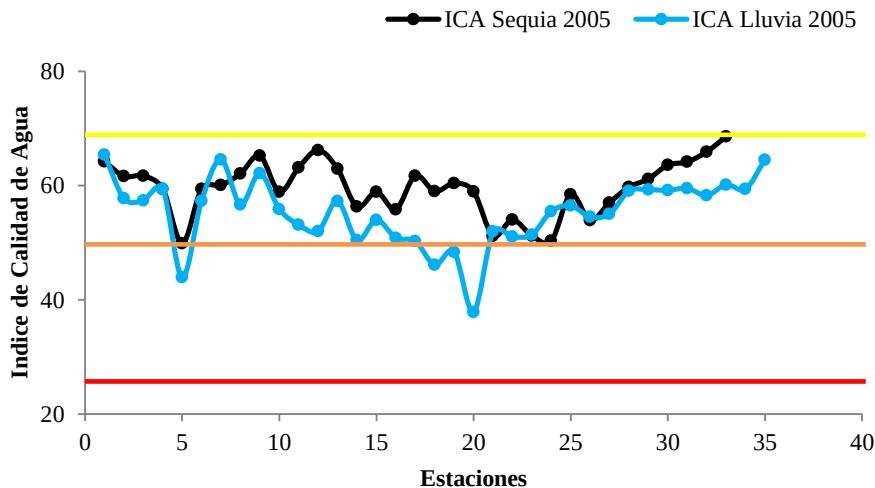


Fig. 4.1. Índice de Calidad de Agua del sistema hidrográfico río Manzanares para el año 2005, periodos sequía y lluvia

4.5.2. ICA Año 2014-2016

La representación de los valores ICA para cada una de las estaciones estudiadas del río Manzanares para el periodo sequía 2014 y lluvia 2016 se aprecia en la figura 4.2. En esta se observa un deterioro gradual de la calidad de las aguas desde la cuenca alta hasta la cuenca media, con valores ICA entre 49 y 61 y entre 40 y 62 para las subcuencas alta y media respectivamente, observándose pequeñas diferencia entre estaciones durante los dos periodos climáticos, y presentando características entre mala (contaminada) y regular (levemente contaminada), es decir, aguas no aptas para el consumo (GACETA OFICIAL 1995, 1998).

Por otro lado, la cuenca baja presenta un aumento en la calidad de sus aguas a medida que estas se desplazan hacia el medio marino durante la época de sequía, con valores ICA entre 40 y 65, es decir, malas (contaminada) a regular (levemente contaminada); sin embargo, durante la época de lluvia toda esta subcuenca presenta características de contaminada, con valores ICA entre 34 y 46, es decir, aguas no aptas para el contacto humano parcial o total (GACETA OFICIAL 1995).

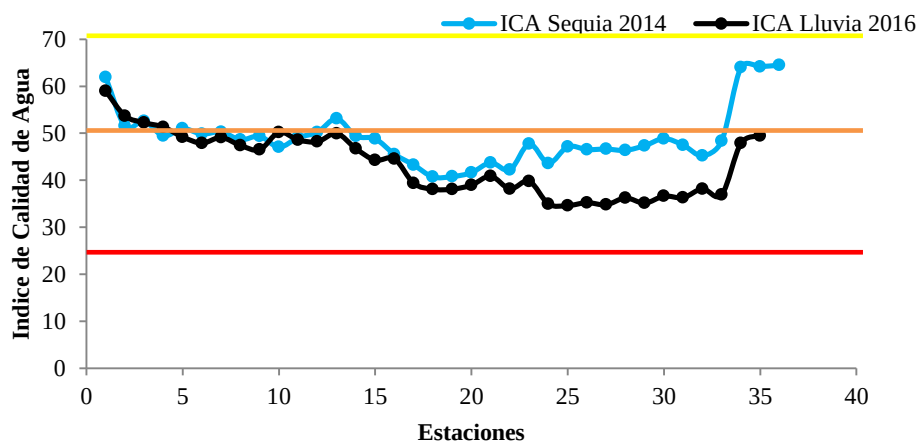


Fig. 4.2 Índice de Calidad de Agua del sistema hidrográfico río Manzanares para los periodos sequía 2014 y lluvia 2016.

Al establecer comparaciones de los dos periodos lluvia y sequía entre los años 2005 y el lapso 2014-2016, se observa un deterioro gradual en la calidad de las aguas a lo largo de

toda la cuenca del río Manzanares, con diferencias significativas entre ellas, manteniendo características de regular para ambos periodos climáticos, es decir, las características de la calidad de este cuerpo de agua ha disminuido en el transcurso del tiempo, lo cual es de esperar ya que las causas que originan este deterioro no han sido corregidas, sobrepasando la capacidad de autodepuración del río.

4.5.3. Índice de Contaminación Industrial (IPI)

El análisis de los índices de contaminación industrial para cada metal en particular, se presenta a continuación, haciendo uso de las gráficas IPI en función de las estaciones, las cuales se presentan en las figuras 4.3 a 4.14.

4.5.3.1 IPI Cu

Para el año 2005 el cobre exhibe (figura 4.3) clasificación general entre levemente contaminada y excelente, con valores IPI entre 59 y 99 durante el periodo de sequía, correspondiendo los menores valores a las estaciones 17, 19 y 21 de la cuenca baja; mientras que para el periodo de lluvia su clasificación desmejora, ubicándose entre regular y buena para la cuenca alta, y entre levemente contaminada hasta buena en la cuenca media, registrándose en esta subcuenca las mayores variaciones en los valores IPI. Sin embargo la cuenca baja exhibe características entre regular y buena para este metal, alcanzando condiciones casi excelentes en las estaciones 20, 29, 30 y 31, es decir, en estas estaciones las concentraciones para Cu son muy bajas, posiblemente debido a los procesos de coagulación (MARCOVECCHIO & FREIJE 2013).

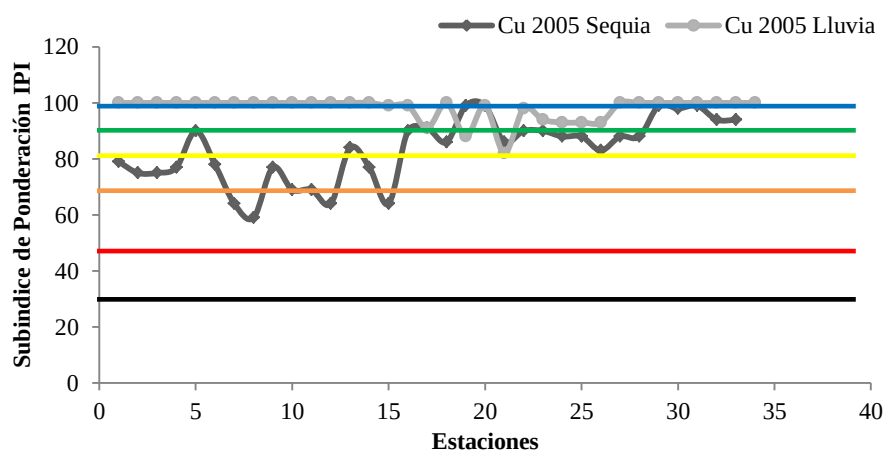


Fig. 4.3. Índice de contaminación Industrial (IPI) para Cu en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el periodo sequia-lluvia 2005

Los valores IPI para Cu para el lapso 2014-2016, se presentan en la (figura 4.4), en esta se observa que las aguas del río presentan una clasificación de calidad excelente, es decir, sin contaminación industrial para este metal, con valores IPI igual a 100, en toda la cuenca del Manzanares, durante el período seco; y entre 94 y 100 para el período lluvioso. Esto indica que las concentraciones de cobre, durante este lapso de tiempo. Estuvieron muy por debajo de los límites establecidos en las normativas para aguas potables (GACETA OFICIAL 1998), y para aguas con clasificación del tipo I (GACETA OFICIAL, 1995); es decir, valores para un agua destinada para el consumo humano.

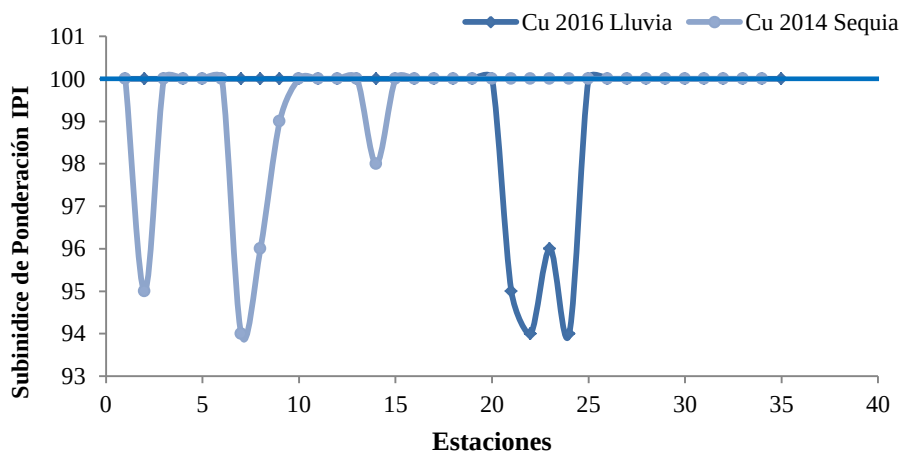


Fig. 4.4. Índice de contaminación Industrial (IPI) para Cu en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el periodo sequia 2014 – lluvia 2016.

4.5.3.2. IPI Ni

Durante el año 2005 exhibió (figura 4.5) clasificación IPI entre levemente contaminada y excelente (79-92), su clasificación cambia durante el periodo de lluvia (26-71), llegando a estar contaminada con variaciones marcadas en las estaciones 8 y zona de mezcla de las cuencas media y baja respectivamente.

En relación con el comportamiento de Ni durante los años 2014- 2016 para cada una de las estaciones de toda la cuenca del Manzanares y cuya representación gráfica se observa en la figura 4.6, se deduce que durante el periodo de sequía, las cuencas alta y media no presentan contaminación industrial por Níquel ya que los valores IPI registrados exhiben calidad excelente, es decir, igual a 100, lo que indica que la concentración de níquel en estas cuencas, son inferiores a los límites establecidos para este metal en la normativa venezolana, para aguas cuyo destino final es el consumo humano. Sin embargo, la cuenca baja registra una clasificación IPI entre excelente y contaminada para este metal, particularmente en la zona de mezcla y con tendencia a mejorar la calidad del agua a medida que esta se desplaza de esta zona al extremo marino.

Durante el periodo de lluvia el comportamiento de Níquel es diferente, observándose valores IPI entre 36 y 66 para toda la cuenca del Manzanares, lo que corresponde a una clasificación de contaminada y fuertemente contaminada. El periodo lluvioso revela diferencias marcadas en la calidad del agua al compararlo con el periodo seco, lo que indica, que las concentraciones registradas para níquel son superiores, a los valores establecidos en la normativa venezolana para la clasificación de aguas naturales, siendo notorio la contaminación por Níquel en toda la cuenca del río Manzanares durante la época de lluvia.

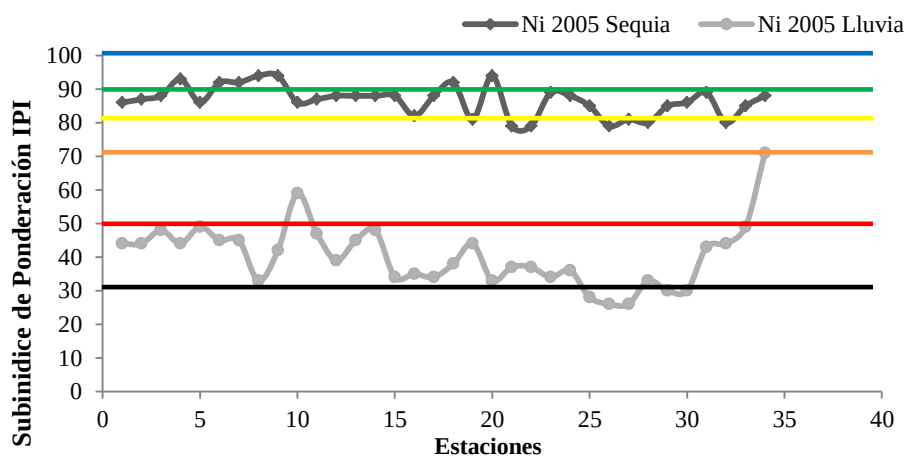


Fig. 4.5. Índice de contaminación Industrial (IPI) para Ni en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el periodo sequía- lluvia 2005

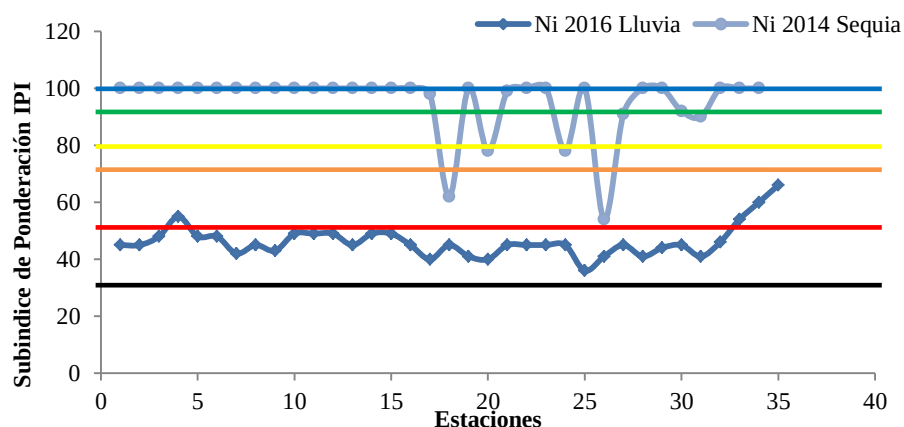


Fig. 4.6. Índice de contaminación Industrial (IPI) para Ni en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el periodo sequia 2014- lluvia 2016

4.5.3.3. IPI Fe

Hierro por ser uno de los metales más abundante de la corteza terrestre, es evidente que su concentración será siempre elevada en los ambientes acuáticos fluviales. Para el 2005 (figura 4.7), este metal exhibió valores entre 7 y 54 %, con variaciones graduales desde la cuenca alta hasta la cuenca baja durante el periodo de sequía, lo que indica una clasificación de fuertemente contaminadas, mientras que durante el periodo de lluvia el índice IPI fluctúa entre 2 y 43 % disminuyendo drásticamente su clasificación hasta excesivamente contaminada con mayor énfasis en la zona de mezcla de la cuenca baja.

Para el lapso 2014-2016 de acuerdo con la figura 4.8 en la cuenca del río Manzanares, este metal exhibe una clasificación IPI de fuertemente contaminada para toda la cuenca media y

gran parte de la cuenca baja y contaminada hacia el extremo marino de esta última, durante el periodo de sequía del año 2014.

Las condiciones de calidad del agua del río empeoran en cuanto a su clasificación IPI, durante el periodo de lluvia del 2016, cuyos índices son inferiores a 10 para toda la cuenca del río Manzanares, obteniéndose una valoración de excesivamente contaminada. Al presentar valores IPI inferiores a 60, se deduce que las concentraciones para hierro en las aguas de la cuenca del Manzanares son superiores a los establecidos para aguas de consumo, indicando que de ser utilizada para este fin, el agua debe ser sometida a procesos de potabilización.

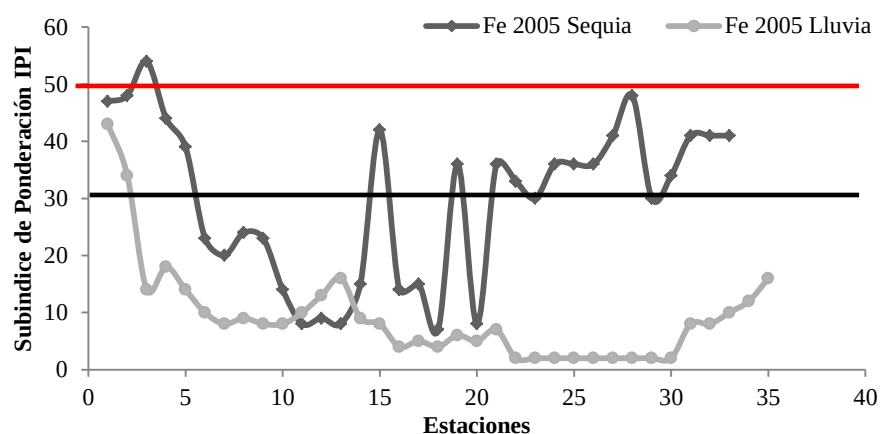


Fig. 4.7. Índice de contaminación Industrial (IPI) para Fe en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el periodo sequía - lluvia 2005

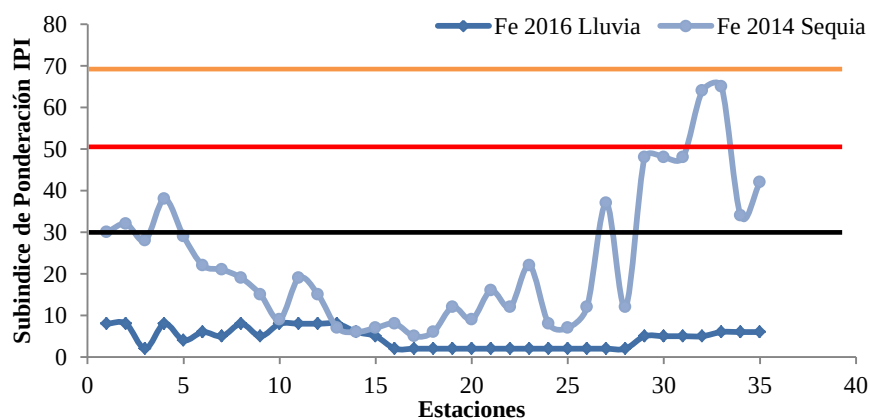


Fig. 4.8. Índice de contaminación Industrial (IPI) para Fe en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el periodo sequia 2014 - lluvia 2016

4.5.3.4. IPI Cd

El metal cadmio se encuentra ubicado en la posición de los elementos abundantes en la corteza terrestre, es decir, su presencia en los ambientes acuáticos está muy estrechamente relacionada con las actividades humanas e industriales.

Se observa (figura 4.9) que durante el año 2005, el índice IPI para cadmio varía entre 98 y 9, con clasificación entre excelente y excesivamente contaminada durante el periodo de sequía, mientras que durante el periodo de lluvia el índice IPI fluctúa entre 79 y 100, es decir, mejora su clasificación de levemente contaminada a excelente.

Sin embargo, para el periodo de sequía 2014 y lluvia 2016 (figura 4.10), cadmio experimenta variaciones abruptas en su clasificación desde excelente en la cuenca alta hasta excesivamente contaminada en la cuenca baja, exhibiendo mejoría en su clasificación hasta levemente contaminada en el extremo marino de la cuenca baja, durante el periodo de lluvia 2016.

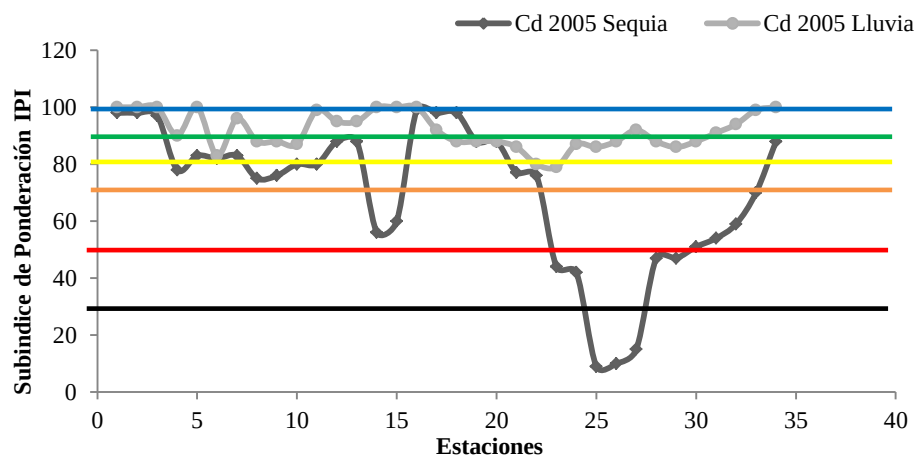


Fig. 4.9. Índice de contaminación Industrial (IPI) para Cd en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el periodo sequia – lluvia 2005

En general, cadmio exhibe un comportamiento diferente al resto de los metales estudiados, este metal disminuye su concentración durante el periodo de lluvia, debido probablemente a procesos de dilución por la gran cantidad de agua transportada por el río, aunque este proceso de dilución no enmascara su poder contaminante, el cual es bastante apreciable en el sector desembocadura del río Manzanares.

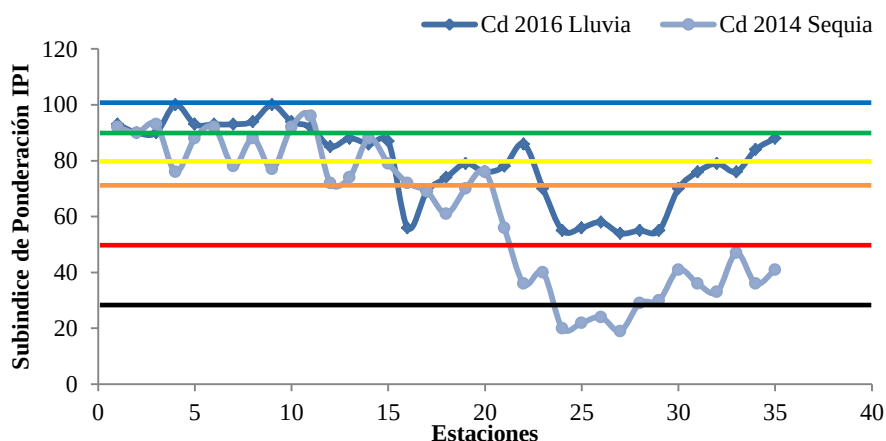


Fig. 4.10. Índice de contaminación Industrial (IPI) para Cd en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el periodo lluvia-sequia 2014-2016

4.5.3.5. IPI Pb

Para el año 2005 el índice IPI para plomo (figura 4.11) varía entre 36 y 93 durante el periodo de sequía, exhibiendo clasificación entre fuertemente contaminada y excelente, observándose las mayores variaciones en la zona de mezcla de la cuenca baja, durante el periodo de lluvia las variaciones de plomo son mayores, fluctuando entre 15 y 90, disminuyendo su clasificación desde excelente en la cuenca alta hasta fuertemente contaminada en las cuencas media y baja. Resaltando la estación 10 con un alto aporte de plomo que la hace ubicarse en la clasificación excesivamente contaminada, probablemente debido a los procesos de disolución de este metal y su alto contenido en el material en suspensión.

Por su parte, durante el periodo seco de 2014, plomo exhibe clasificación excelente en las cuencas alta y media, mientras que la cuenca baja experimenta caídas abruptas hasta excesivamente contaminada, principalmente en la zona de mezcla de la desembocadura; sin embargo, el periodo de lluvia 2016 se presenta de forma diferente (figura 4.12), con índices IPI entre 20 y 78 %, clasificándose desde levemente contaminada en la cuenca alta hasta fuerte y excesivamente contaminada en las cuencas media y baja respectivamente.

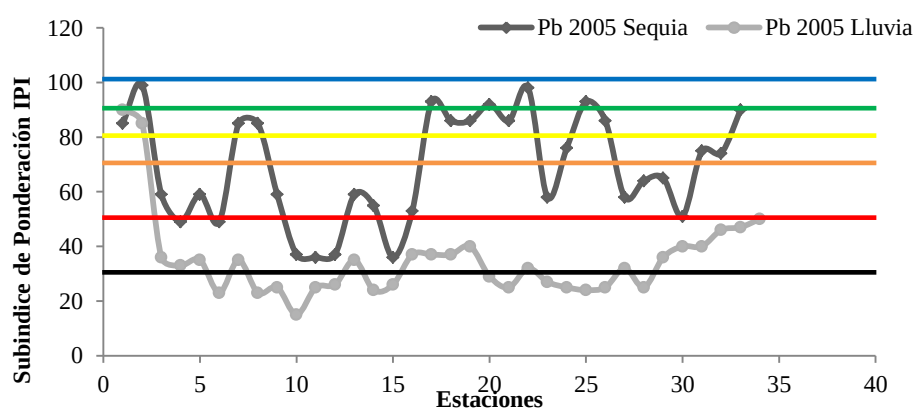


Fig. 4.11. Índice de contaminación Industrial (IPI) para Pb en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el periodo sequia - lluvia 2005

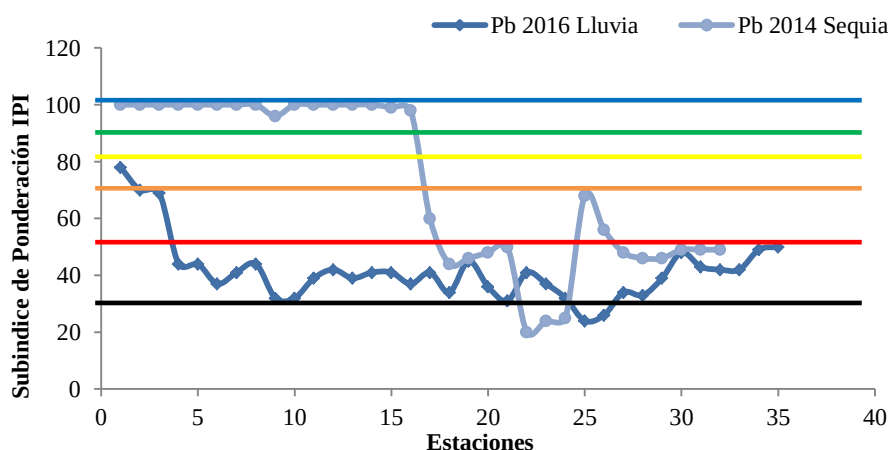


Fig. 4.12. Índice de contaminación Industrial (IPI) para Pb en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el periodo sequia 2014 - lluvia 2016

4.5.3.6. IPI Mn

Durante el año 2005, las aguas del río Manzanares no presentan contaminación por este metal (figura 4.13). Las variaciones de Mn fluctuaron entre 83 y 100, en el índice IPI, con clasificación entre aceptable y excelente, mientras que durante el periodo de lluvia el índice disminuye, ubicando la clasificación desde excelente en la cuenca alta hasta leve y fuertemente contaminada, en la cuenca media y baja respectivamente.

Por otro lado, el periodo de sequía 2014 (figura 4.14), prevalece la condición de aceptable y excelente, es decir, entre 81 y 100 en el valor del índice IPI. Sin embargo, esta clasificación desciende hasta levemente contaminada durante el periodo de lluvia en particular en las estaciones finales de la cuenca media y zona de mezcla de la cuenca baja.

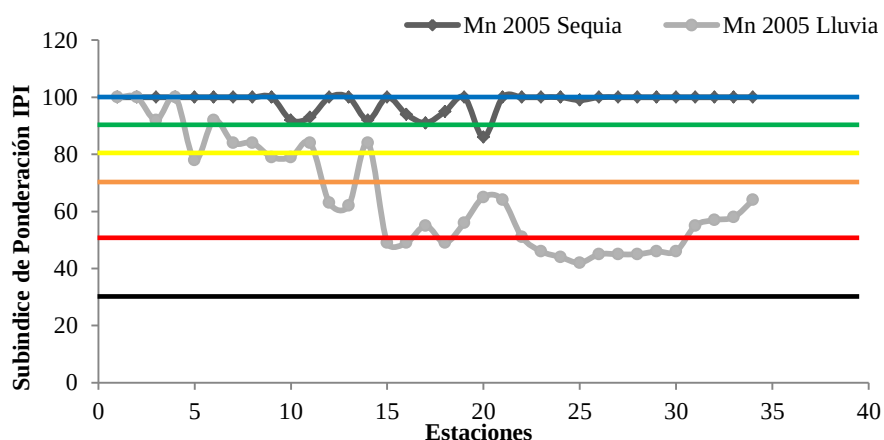


Fig. 4.13. Índice de contaminación Industrial (IPI) para Mn en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el periodo sequía - lluvia 2005

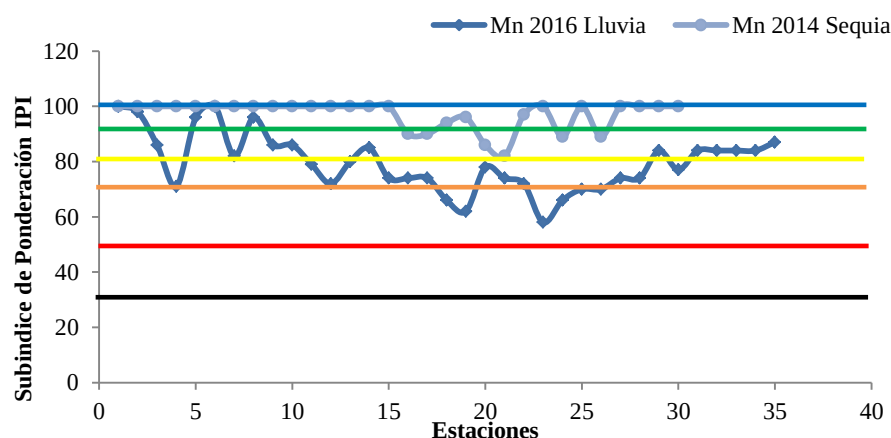


Fig. 4.14. Índice de contaminación Industrial (IPI) para Mn en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el periodo sequia 2014- lluvia 2016

4.5.3.7. IPI Zn

El índice IPI para zinc (figura 4.16) varía entre 42 y 99 durante el periodo de sequía 2005, clasificándose entre fuertemente contaminada en algunas estaciones de la cuenca media (7-11) y contaminada en la estación 23 de la cuenca baja. Mientras que durante el periodo de lluvia el índice IPI varía entre 92 y 20 %, es decir, desciende gradualmente desde la cuenca alta hasta la zona de mezcla de la cuenca baja, donde se observa clasificación excesivamente contaminada.

Durante el periodo de sequía 2014 (figura 4.17) zinc exhibe clasificación entre aceptable en la cuenca alta, con descenso hasta fuertemente contaminada en la cuenca baja. Mientras que, durante el periodo de lluvia 2016 el descenso en la clasificación es más pronunciado, particularmente en la cuenca baja, donde se presenta excesivamente contaminada, reflejando los efectos de la contaminación industrial.

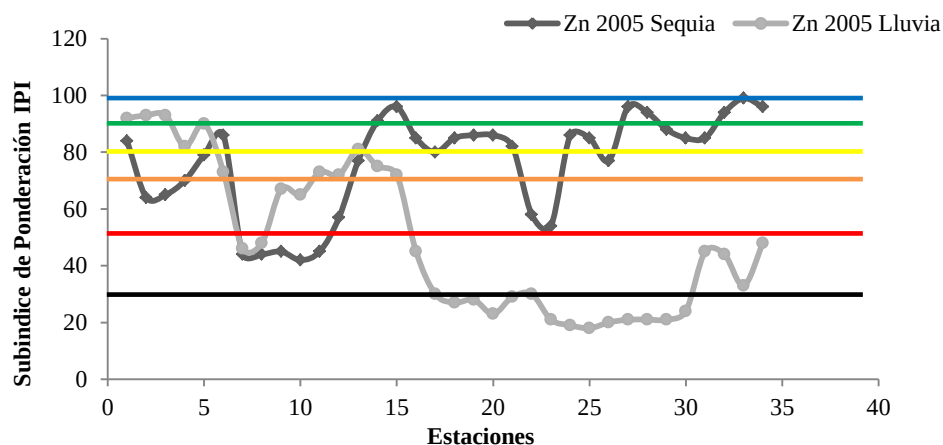


Fig. 4.15. Índice de contaminación Industrial (IPI) para Zn en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el periodo sequia - lluvia 2005.

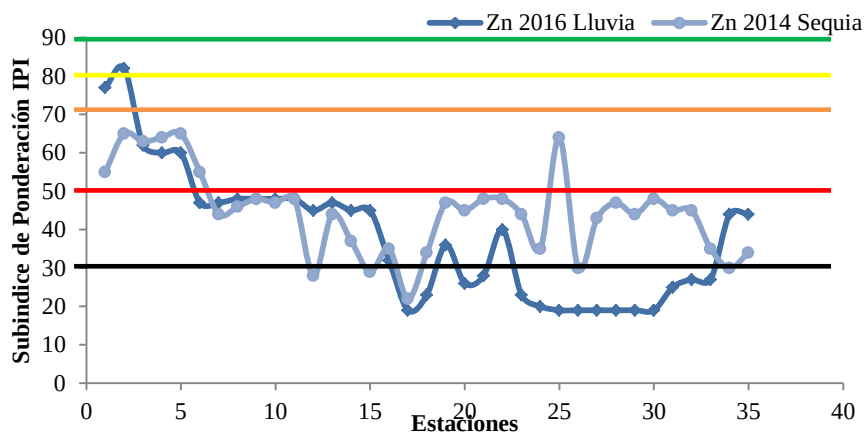


Fig. 4.16. Índice de contaminación Industrial (IPI) para Zn en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el periodo sequia 2014- lluvia 2016

4.5.4 Índice de Contaminación Industrial por metales año 2005

A continuación se presenta el análisis de los datos del índice de calidad de aguas referida al conjunto de metales, siguiendo la metodología ICA. Para el año 2005, el cual se ilustra en la figura 4.18, se observa que para el periodo seco de ese año, el agua del río exhibió características entre aceptable y levemente contaminada para la cuenca alta, mientras que la cuenca media y baja con sus extremos fluvial y marino las condiciones ambientales del agua fluctuaron entre contaminada y levemente contaminada.

Por otro lado, durante el periodo lluvioso del año 2005, se observa un ligero descenso en la calidad del agua de la cuenca alta, con valores dentro de la zona de clasificación de leve a contaminada, destacando en este caso las estaciones 3, 4 y 5, con un índice de contaminación entre 65 y 69, correspondiendo a diferencias de 7,86; 6,29 y 10,01 puntos respectivamente entre periodos climáticos, atribuidos a la cantidad de agua caída durante el periodo lluvioso para este cuenca, como se observa en los datos registrados sobre precipitación obtenidos del “INAMEH (2005)” y presentados en el anexo 4.9. La cantidad de agua precipitada, así como, el movimiento turbulento del río favorece el desprendimiento, disolución y remoción de contaminantes que llegan a este a través de la

escorrentía, sedimento y suelo), correspondiendo a una diferencia de 17,83 en el descenso de la calidad del agua durante el periodo lluvioso.

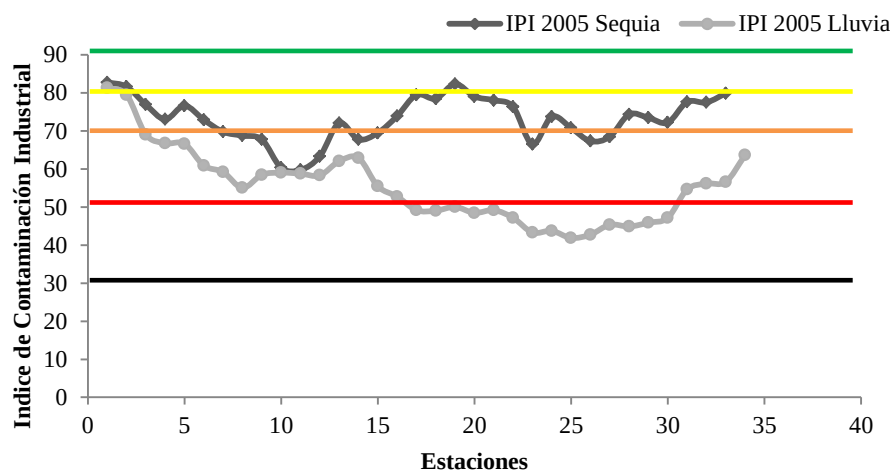


Fig. 4.17. Índice de contaminación Industrial (IPI) para los metales en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el periodo lluvia-sequia 2005

Comportamiento diferente al anterior es observado para la cuenca media, donde el índice de contaminación industrial (IPI) presenta clasificación contaminada a lo largo de todas las estaciones de esta subcuenca, con descensos en las estaciones 8, 12 y 15 los cuales son atribuidos a la entrada de las aguas procedentes de los afluentes del río Manzanares. Correspondiendo a diferencias de 13,73; 4,96 y 14,02 respectivamente. En la comparación del periodo seco con el lluvioso.

Por otro lado, la cuenca baja registro las mayores diferencias en el índice de contaminación por metales de toda la cuenca del río Manzanares. Clasificando este comportamiento de contaminado a fuertemente contaminado, en particular en la zona de mezcla, con descensos marcados desde la zona del puente Gonzalo de Ocampo (estación 20) hasta la desembocadura (estación 30), con tendencia a mejorar su clasificación, a medida que el agua se desplaza hacia la zona marina. La diferencia en el comportamiento observado durante el periodo seco y el lluvioso para este año 2005, con un incremento en la calidad del agua durante el periodo seco, puede ser atribuida a los procesos de sedimentación o precipitación, debido a la disminución en el movimiento del agua entre otros factores; el cual facilita el proceso natural desde la columna de agua hacia el lecho del río.

4.6. Índice de contaminación industrial por metales, lapso 2014-2016.

El índice de contaminación por metales para el lapso 2014 - 2016 se presenta en la figura 4.19, en ella se observa que durante el periodo seco, el agua del río registro características entre aceptable o buena para todas las estaciones de la cuenca alta, descendiendo progresivamente en su calidad hasta contaminada, en la estación 30 del sector desembocadura de la cuenca baja.

Por otra parte, durante el periodo de lluvia, y de manera similar a lo ocurrido diez años atrás, se registró un descenso marcado en la calidad del agua de toda la cuenca del río Manzanares, con clasificación IPI entre levemente contaminada (regular), estaciones 1 y 2 de la cuenca alta, descendiendo en el resto de las otras cuencas hasta fuertemente contaminada en la zona de mezcla del sector desembocadura, con tendencia a incrementar el índice de contaminación IPI hacia la zona marina.

Con el fin de dar un seguimiento a las dinámicas de calidad en las estaciones del río Manzanares, se despliegan tablas comparativas (Anexo 4.10 y 4.11) de las estaciones que presentan ascensos y descensos en el índice de contaminación por metales, para los periodos lluviosos y secos respectivamente.

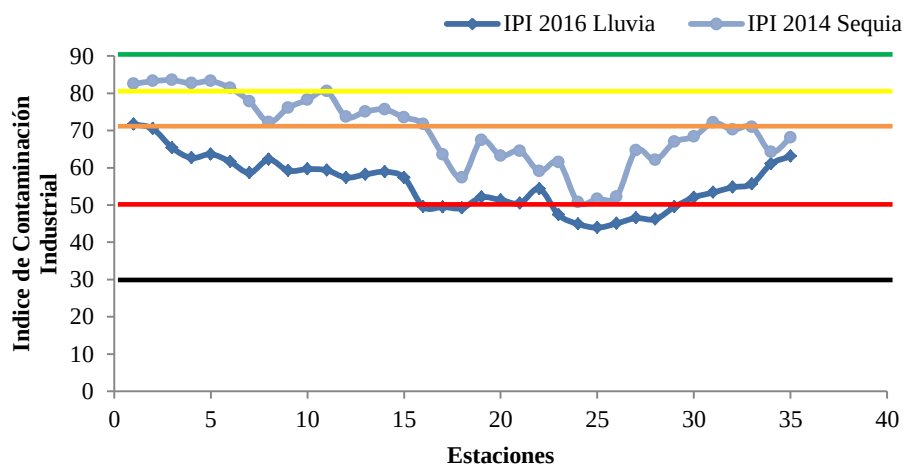


Fig. 4.18. Índice de contaminación Industrial (IPI) para los metales en el sistema hidrográfico río Manzanares durante el periodo lluvia-sequia 2014-2016

Aun cuando la mayoría de las estaciones contenidas en las tablas, presentan un decaimiento en su calidad y por tanto deben ser objeto de acciones correctivas, son de especial interés aquellas estaciones que presentan las caídas más abruptas en la clasificación del índice de contaminación industrial; es decir, cercanas al 10 sobre un indicador de 100, una décima parte de la calificación total e incluso de este grupo, las estaciones de la cuenca alta resaltan por un descenso > 9 puntos, casi 10 con respecto a la calificación anterior (Anexo 4.10).

Las diferencias de los valores IPI para el periodo seco entre los años 2005 y 2014, son mucho más marcadas que para el periodo lluvioso, particularmente para las estaciones de las cuencas alta y media, donde las diferencias fluctúan entre 0,30 y 20,74 puntos; sin embargo no se debe perder de vista las diferencias registradas en la cuenca baja, indicando contaminación industrial por metales de manera constante y persistente, a lo largo de toda la cuenca del río Manzanares. Se debe resaltar las pequeñas diferencias observadas durante los años 2005 y 2016 para las cuencas alta y media, a pesar de una diferencia en tiempo de un poco más de una década, y siendo constante los efectos de las fuentes de contaminación, es de esperar una diferencia más marcada en la clasificación IPI, dos hechos explican este comportamiento, de acuerdo con reportes de la prensa regional en los años 2007 y 2012 se produjeron desborde del río Caribe, afluente del Manzanares, ocasionando inundaciones y pérdidas tanto materiales como de vida, estas grandes avenidas, aunque perjudicial para los habitantes de la zona, trajo consigo un arrastre y lavado de las cuencas altas y media, mejorando la calidad del agua del río, sin embargo, las consecuencias se registraron aguas abajo (cuenca baja) donde finalmente llega el producto de este arrastre. Otro aspecto que explica las diferencias durante este periodo de tiempo, lo representa la sequía prolongada desde el año 2013 hasta mediados de 2016 por efectos del fenómeno climático ENSO “El Niño” como lo reportó en su momento INAMEH (2013), (2016). No se debe olvidar que a pesar de estas variaciones observadas, la cuenca del río Manzanares recibe la descarga continua de grandes cantidades de residuales líquidos y sólidos, los cuales a pesar de las leyes y Normativas existentes no han podido corregir los problemas derivados de la contaminación.

4.7. DISCUSION DE LOS RESULTADOS

4.7.1 Índice de Calidad de Aguas.

Una vez realizados la discusión por separado de cada uno de los componentes de las aguas superficiales, en las tres subcuencas del río Manzanares, se pasará a tratar estos mismos componentes, pero como un todo, formando parte de un conjunto de características que definen la calidad del agua, usando para ello los Índices de Calidad del Agua (ICA) (NSF, 1978), dependiendo de su uso como lo establece la normativa venezolana en cuanto a su clasificación natural (GACETA OFICIAL 1995).

Es importante considerar la relación o sinergia de cada uno de estos componentes con respecto a los demás al momento de discutir la calidad de las aguas de un río, sobre todo si esta ha de ser utilizada para el consumo humano. Aspecto relevante tomado en cuenta cuando se aplica la metodología ICA.

La normativa legal venezolana vigente hace una vaga mención de los índices de calidad, en la definición de términos para la clasificación de las aguas naturales, (GACETA OFICIAL 1995), sin llegar hacer uso en sí de este valioso instrumento, con énfasis en los diferentes tipos de agua según su uso y destino, mencionando algunos parámetros que definen las características orgánicas del agua, sin embargo; toma en cuenta el contenido de metales pesados y el uso de pesticidas (compuestos organoclorados, carbonatos y fosfatos), sin incluir directamente al nitrógeno y al fosforo como componentes esenciales, causantes de la eutrofización en los cuerpos de agua, observándose mucha flexibilidad en cuanto a los valores límites establecidos, en particular en el contenido de metales pesados, cuando comparamos ésta con otras normativas como la mexicana, colombiana, norteamericana y holandesa por mencionar algunos, como ya se ha podido observar en los capítulos anteriores, las subcuencas que conforman el ecosistema río Manzanares son únicas y con características específicas que la definen y diferencian, caudal, vegetación, cantidad de lluvia que recibe, numero de pobladores, actividad agrícola e industrial entre otras, que al final inciden sobre las características fisicoquímicas de las aguas y suelos de cada una de ellas.

4.7.2. Subcuenca alta

En relación con Índice de Calidad del Agua (ICA), para la calidad del agua de la subcuenca alta, se tiene que para el lapso 2014 - 2016 ,el descenso gradual de la calidad del agua en la cuenca alta es constante, tanto en época de lluvia como sequía, con valores ICA entre 62 y 47 que la clasifican del tipo 2A-2B, es decir, aguas que requirieren tratamientos convencionales como coagulación-floculación para poder ser utilizados para consumo humano, de acuerdo con la normativa venezolana para aguas clasificadas del tipo 2B (GACETA OFICIAL 1995).

El deterioro de las fuentes de abastecimiento, como las de la cuenca alta, incide directamente en el nivel de riesgo sanitario presente y en el tipo de tratamiento requerido para su reducción, que en algunos casos están asociados a mayores costos y complejidad como lo expone TORRES *ET AL.* (2009) en su estudio de la calidad del agua del río Cauca Medellín, así como el trabajo realizado por ALDANA & ZACARÍAS (2012) al evaluar los índices de calidad de agua del río Cucabaj en Quiché, Guatemala y su influencia en los costos de tratamiento de potabilización.

El deterioro en el tiempo en la calidad del agua de esta cuenca es evidente, cuando comparamos lo obtenido en el lapso 2014-2016 con lo estimado para el año 2005, debido a la persistencia e incremento de los contaminantes provenientes de las fuentes de contaminación puntuales y difusas (GUTIÉRREZ 2005).

La aplicabilidad de los índices de calidad de agua, como herramienta para determinar el estado de las cuencas en un tiempo determinado y en la evaluación de las restricciones en los usos, definidos en cada tramo de una corriente ha sido documentado por (RUBIO *ET AL.* 2014) en la presa La Boquilla en Chihuahua México, (TORRES-VEGA 2009) para ríos en Puerto Rico, (GARCÍA-QUEVEDO 2012) en ecosistema hídricos de Chile, entre otros; así como, García *et al.*, 2021 en ríos de Santo Domingo de los Tsachilas, Ecuador.

4.7.3 Subcuenca Media

La disminución en la calidad del agua de la cuenca media es notable, tanto en época de lluvia como durante sequía, cuando la comparamos con la cuenca alta, pasando de 55 hasta 40, es decir, con clasificación dudosa para el consumo con riesgo por contaminación según los descriptores ICA-NFS y del tipo 2B según la normativa venezolana, asociando estas características a las actividades humanas, es decir, a la gran cantidad de viviendas asentadas en esta subcuenca, donde la mayoría de ellas no cuenta con una red de recogida de las aguas servidas, y algunas desechan sus residuos líquidos directamente al cauce del río.

Al contrastar estos valores con los obtenidos en el año 2005, se observa una mayor disminución en la calidad del agua de este tramo de la cuenca del río Manzanares. Este descenso está asociado al incremento poblacional y demográfico, ocurrido en la década 2005-2016 de acuerdo con las cifras extraídas de los censos realizados “INE (2001), (2011), (2021)”, lapso durante el cual muchas de las tierras cultivables han sido utilizadas para el asentamiento no controlado de viviendas rurales, lo que trae consigo un incremento de contaminantes orgánicos, de nutrientes y de organismos Coliformes como lo demuestran los valores presentados en el capítulo II de esta investigación, así como por FERMÍN (2015); SALAZAR *ET AL.* (2018).

4.7.4. Subcuenca baja

La zona fluvial de la subcuenca baja presenta un comportamiento similar a la obtenida en las subcuencas anteriores es decir, descenso gradual en la calidad del agua con valores ICA-NSF de 44 a 40 es decir de calidad mala a muy mala durante el periodo de sequía. Por su parte la situación empeora en la época de lluvia con valores ICA que descienden de 44 a 38, es decir fuertemente contaminada y por supuesto no apta para el consumo humano, y de acuerdo con la normativa venezolana, clasificada del tipo 4B destinada al contacto humano parcial.

La segunda zona de esta subcuenca, la zona de mezcla (salinidad variable) presenta valores ICA entre 40 y 34 es decir, la calidad del agua disminuye mucho más durante la época de lluvia, sin embargo, se observa un ligero incremento en la calidad durante la época de sequía, con valores ICA entre 41 y 48, valores que luego se elevan por encima de 50 al llegar a la tercera zona (aguas de mar). Comportamiento contrario ocurre durante la época de lluvia, aunque los valores ICA se elevan ligeramente a medida que el agua del estuario entra a la zona de aguas marinas, estos son inferiores a 50 es decir, la influencia de las aguas contaminadas del río alcanzan la zona marino costera.

Al comparar los resultados obtenidos en el 2016 con los valores obtenidos diez años atrás, observamos un deterioro creciente y evidente en la calidad de las aguas de la subcuenca baja, es decir, con descenso de regular a fuertemente contaminada para 2005 y 2014- 2016 respectivamente.

Los resultados demuestran que la calidad del agua disminuye en el mismo sentido en que el río recorre la trayectoria de su cauce desde la subcuenca alta hasta la subcuenca baja, observación similar a la obtenida por QUIROZ *ET AL.* (2017), en la cuenca del río Portoviejo en Ecuador. Mucha de la carga contaminante causante de este deterioro en la calidad del agua proviene de residuales industriales, de los desechos domésticos y descarga de albañales, que por su magnitud provocan la disminución de la capacidad autodepuradora del río como lo señala FERNÁNDEZ & GUARDADO (2021) en su evaluación de la calidad del agua del río Cabaña en Cuba.

Como se puede observar el ICA-NSF desarrollado, es una herramienta útil para señalar de manera sencilla la calidad de las aguas en los ríos y para establecer prácticas de manejo adecuado en las cuencas hidrográficas como lo señala TORRES-VEGA (2009), y de manejo para la protección de humedales (TAMBO 2015), así mismo, permite una adecuada y completa aproximación al tema ambiental, a la vez que brinda elementos útiles para formular prácticas de intervención que mitiguen las asimetrías socioterritoriales (CELEMIN & VELÁSQUEZ 2015).

A través de la implementación del ICA-NSF se ha podido evaluar en el tiempo y espacio el estado y calidad natural de las aguas superficiales del ecosistema río Manzanares, el cual se encuentra expuesto a variaciones constantes en sus condiciones fisicoquímicas y microbiológicas, permitiendo a la vez una comparación con la normativa vigente en el país.

Así mismo, este instrumento es ideal para evaluar rápidamente algún uso específico del agua, pues permite inmediatez en la toma de decisiones como lo expone CAHO & LÓPEZ (2017), en su estudio de implementación del ICA en el humedal Torca-Guaymaral en Bogotá. Por último, los cálculos de los índices de calidad del agua permiten una fácil interpretación de los datos, lo que mejora la comunicación con las comunidades como lo expresa PIEDRAHITA (2018), en su análisis de índice de calidad en la Quebrada Villa, Antioquia Colombia. Además el ICA-NSF describe mejor la calidad del agua de los ríos, utilizando menos parámetros (GARCÍA *ET AL.* 2021).

Como se ha mencionado anteriormente en esta investigación, la normativa venezolana clasifica las aguas naturales en diferentes tipos basándose para su calidad mayoritariamente en el contenido de metales pesados, es por ello, que además de la implementación del Índice de Calidad de Agua (ICA-NSF), también se implementa el uso del Índice de Contaminación por metales siguiendo la metodología ICA pero utilizando los límites de aceptación para metales trazas, registrados en la normativa venezolana para aguas potable (GACETA OFICIAL 1998), en la construcción de las curvas de función para cada uno de los metales en estudio, incluyendo en este caso solamente a los metales pesados, y cuya evaluación se analiza y discute a continuación.

4.7.5 Índice de Contaminación industrial (metales).

4.7.5.1. Subcuenca Alta

Esta cuenca no presenta contaminación por metales, sin embargo su clasificación no es excelente como lo que pudieran exhibir aguas naturalmente puras y sin intervención

humana, lo que indica que este es uno de los factores principales de la contaminación por metales pesados como lo expresa PABÓN *ET AL.* (2020), destacando que la tasa de contaminación puede rondar cerca de 200 millones de m³ diarios.

Aunque estas aguas no presentan contaminación por metales pesados, su condición de aceptable (tipo IB) en época de sequía indica que deberían ser sometidos a tratamiento convencionales de potabilización, para lograr reducir los niveles existentes de metales como Fe, entre otros; ya que esta zona que puede ser considerada como una fuente potencial de abastecimiento de aguas potables, de acuerdo con las características que exhibe, disminuye su clasificación a regular durante la época de lluvia.

El análisis de tendencia al comparar el IPI de estas aguas con la exhibida una década antes (2005), se observa un ligero aumento en la calidad del agua de esta zona, asociando esto con las diferencias en los valores pluviométricos (INAMEH 2005, 2016), los cuales se relacionan con las variaciones en el caudal del río (GUTIÉRREZ 2005) ocurridos durante esos años.

4.7.5.2. Subcuenca Media

La cuenca media de acuerdo con la normativa venezolana para aguas de consumo presenta contaminación por hierro cuyos valores exceden los límites permisibles de 1 mg/l, sin embargo su clasificación durante la época de sequía es de aceptable a regular (ligeramente contaminada) y de regular a mala (contaminada) durante la época de lluvia, lo que restringe su uso para el consumo y para riego, pudiendo utilizarse solamente si el agua es tratada apropiadamente, para reducir su contenido en metales pesados.

El análisis de tendencia al evaluar los índices de contaminación por metales de los 2014-2016 y 2005 para esta subcuenca, refleja que la contaminación por metales durante el periodo seco, es menor a la registrada durante la época de lluvia en todas las estaciones estudiadas, es decir, el comportamiento en cuanto a la contaminación por metales para 2016 durante los dos periodos climáticos es similar al observado durante el año 2005, en otras palabras, la tendencia es: aumento de la contaminación por metales durante la época de

lluvia y disminución durante la temporada seca, asociándose esto con las características ambientales, las cuales se han hecho evidentes en los capítulos anteriores, en esta subcuenca la intervención humana es mayor si la comparamos con la cuenca alta, observándose actividades de deforestación, quema y tala de árboles, actividades agrícolas con uso indiscriminado de fertilizantes y pesticidas, urbanismo sin control y actividades relacionadas con la extracción de arenas, las cuales socavan y despliegan sedimentos hacia las aguas superficiales incrementando la turbidez de las aguas (GUTIÉRREZ 2005), factores que unidos, deterioran aún más la calidad de las aguas de esta subcuenca, al respecto. VILLENA (2018) expresa que condiciones como estas limita el acceso a los ciudadanos a un agua de calidad segura, a la vez que dificulta los planes de gestión sustentables en las cuencas hidrográficas; mientras que REYES *ET AL.* (2016), refiere que la contaminación por metales compromete la seguridad alimentaria y la salud pública a nivel local y global.

Al analizar las diferencias por periodo climático en esta subcuenca para los años 2005-2016, se observa que durante el periodo seco se registraron diferencias significativas durante el lapso de esa década, registrándose aumentos en la calidad del agua para el año 2016 en relación con la obtenida durante 2005, aumento que pudiera estar relacionado con las riadas producidas por el desborde del río Caribe durante 2007 y 2012.

Sin embargo, este incremento en la calidad del agua no fue suficiente para borrar la clasificación de regular (ligeramente contaminada) que presenta esta subcuenca. Por otro lado, el periodo lluvioso con su tendencia a producir efectos negativos sobre la calidad del agua, permite registrar pequeñas diferencias entre esos dos años, con un aumento de la contaminación por metales durante 2016.

En general, la subcuenca media presenta un aumento en los valores IPI del 2016 con respecto a 2005, con valores entre 65 y 72 (ligeramente contaminada) a excepción de la estación 12 pero manteniendo su clasificación ya mencionada. Es decir, las aguas de la subcuenca media presentan clasificación de regular o ligeramente contaminada. Características similares a las obtenidas para esta subcuenca del río Manzanares es

observado en el río Morón Estado Carabobo, Venezuela reportado por ESPINOZA & RODRÍGUEZ (2016), quienes registraron calidad media (regular) aguas arriba de este río, donde a excepción de Ni y Pb los metales restantes presentaron niveles inferiores al límite de detección, relacionando la presencia de Ni y Pb con las actividades propias de la zona (extracción de hidrocarburos). Por su parte, PERDOMO & BARRIENTOS (2014), en su trabajo sobre la calidad del agua de la Quebrada Osorio del estado Vargas, Venezuela refieren que concentraciones elevadas de Fe y Al representan un riesgo hídrico químico para las comunidades.

4.7.5.3. Subcuenca baja

La cuenca baja, es una de las subcuencas del río Manzanares con mayor intervención humana, tanto a nivel industrial como por las comunidades que habitan en esta zona y es receptor además, de toda la carga contaminante procedente de la cuenca media la cual se une a la que ya posee (FERMÍN 2015). Durante los años 2014-2016 la cuenca baja ha experimentado una disminución de la calidad de sus aguas durante el periodo lluvioso y seco con diferencias significativas entre estos dos periodos; sin embargo, comparando esta disminución de la calidad del agua con la registrada durante los dos periodos del año 2005, se observa que esta es ligeramente inferior. Las diferencias entre periodos para el año 2005 son altamente significativas pero manteniéndose dentro de la clasificación mala (contaminada) como la obtenida para el periodo 2014-2016; en ríos con características similares como la desembocadura del río Morón en Carabobo (ESPINOZA & RODRÍGUEZ 2016), infieren que el grado de contaminación de las aguas superficiales de las desembocaduras de los ríos venezolanos esta en gran medida afectada por la intervención humana y por el tipo de actividad industrial que se lleva a cabo en la localidad.

La presencia de metales como Cd con valores superiores a 5 µg/l así como Fe y Zn con concentraciones superiores a 1000 µg/l (1 mg/l), hace que estas aguas se clasifiquen del tipo 4B aguas para contacto humano parcial según la normativa venezolana vigente (GACETA OFICIAL 1995).

El análisis de tendencias de los índices de contaminación por metales de los años 2005 y 2014-2016 para esta subcuenca, indica que la contaminación por metales durante el periodo seco es inferior que la registrada durante la época de lluvia en todas las estaciones establecidas, igual tendencia se obtuvo durante el año 2005.

Al comparar el periodo seco 2014 con el periodo seco del 2005 se observan diferencias significativas durante estos dos años, concentrándose estas diferencias hasta la zona de la desembocadura, para luego disminuir gradualmente a medida que el agua se desplaza hacia la zona marino costera. No obstante, el periodo seco de 2005 exhibe una calidad del agua ligeramente superior a la del 2014, es decir, se pasó de una clasificación ligeramente contaminada en 2005, a contaminada en 2014, lo que indica que la contaminación por metales aumentó durante 2014.

Por otro lado, al comparar el periodo lluvioso del año 2016 con el periodo lluvioso del 2005 se observan diferencias ligeramente significativas, indicando que la calidad de las aguas durante este periodo climático fue muy similar para ambos años, manteniendo clasificación de mala (contaminada). La zona marina por su parte, baja la calidad de sus aguas como consecuencia de las características del agua proveniente de la desembocadura del río.

Al considerar ambos periodos como un todo y comparar el índice de contaminación general, englobando tanto el periodo lluvioso como al seco durante los años 2014-2016 y 2005, se observa que 2014-2016 presenta un aumento de la contaminación por metales, la cual es atribuida a las actividades humanas en esta subcuenca.

Como se ha podido observar, evaluar la contaminación por metales utilizando la metodología ICA es una manera sencilla y rápida de emitir pronunciamientos sobre el estado de un ecosistema, el cual se puede utilizar para evaluar también la calidad de las aguas subterráneas como el realizado por GIL *ET AL.* (2019) en acuíferos del estado Monagas, así como en aguas lacustres (MORONTA & RIVERÓN 2016).

Al respecto RODRÍGUEZ (2001) expresa que los estudios de calidad de las cuencas hidrográficas han adquirido gran interés en las últimas décadas, dado el incremento de población en sus riberas el creciente grado de industrialización y los aportes del sector primario y por lo tanto el análisis de los metales pesados es de gran interés, ya que , la cuenca del río Manzanares posee un potencial aprovechable, específicamente en su cuenca alta y media, que puede abastecer a los poblados del municipio Montes; por ello, mostrar las condiciones reales de este ecosistema, es indispensable para que las comunidades estén conscientes de la importancia de la conservación del recurso hídrico.

En este sentido, SALVIOLI *ET AL.* (2019) refiere que los índices ICA son instrumentos de gestión útiles para conocer el estado del recurso agua, analizar la evolución o tendencias espacio-temporal, la eficiencia de programas en ejecución y comunicar de una manera sencilla y de fácil interpretación el estado general del recurso hídrico.

Así mismo, SERNA (2018) expresa que el uso de este índice, además de evaluar la calidad del agua superficial es una herramienta funcional en la planificación de las cuencas hidrográficas, clasificación de las áreas, usos del agua, política ambiental, desarrollo de investigación científica y sostenibilidad.

4.8. CONCLUSIONES

- Cuenca alta con bajo contenido de metales, presentando clasificación ICA e IPI aceptable, puede ser considerada posible fuente de abastecimiento, pero es vulnerable a la contaminación por metales, por componentes orgánicos, nutrientes y microorganismos Coliformes.
- Cuenca media con clasificación ICA regular (ligeramente contaminada), IPI no apta para el consumo o riego a menos que sea sometida a tratamientos convencionales de purificación.

- Cuenca baja con clasificación ICA mala (contaminada) IPI (contaminación por Fe y Cd). Aguas no aptas para cualquier actividad, zona sometida a una fuerte intervención humana e industrial.
- El desplazamiento o transporte de la contaminación se produce desde la cuenca alta hacia la cuenca media y de esta hacia la desembocadura, para finalmente acceder a la zona marina costera, haciéndose más notable durante el periodo lluvioso, con el aumento del caudal del río.
- Los periodos climáticos ejercen un efecto importante sobre la contaminación del río, la cual presenta tendencia a aumentar durante el periodo de lluvia y disminuir durante el periodo seco.
- Los eventos naturales como el desborde de ríos causados por fenómenos climáticos permite el arrastre de contaminantes aguas abajo, contribuyendo con la disminución de la contaminación en ciertos puntos y aumento en otros.

CONCLUSIONES GENERALES

Las características hidrológicas del río Manzanares están estrechamente relacionadas con las condiciones climáticas del país, las cuales ejercen su influencia sobre el caudal del río en los meses de lluvia y sequía.

Las fuentes de contaminación permiten establecer zonas potencialmente vulnerables en la cuenca del río Manzanares las cuales, de acuerdo con su carga contaminante, y a través de los índices de contaminación se determinó: contaminación leve en la cuenca alta, cuenca media contaminada y cuenca baja muy contaminada; con tendencia general a incrementar las condiciones de contaminación durante la temporada de lluvia.

La contaminación por metales pesados en forma disuelta y particulada, en las aguas del río Manzanares, contribuye con el deterioro de la calidad de este cuerpo de agua, y sus efectos repercuten sobre el medio marino costero adyacente, acentuándose éstos durante la época de lluvia con el aumento del caudal y del material en suspensión.

La evaluación de la calidad de las aguas del sistema hidrográfico río Manzanares, mediante la implementación de los índices de calidad de agua (ICA) y de contaminación industrial (IPI), permitió establecer, de acuerdo al uso del agua: subcuenca alta con características de buena a regular, requiriendo tratamientos para su potabilización; subcuenca media de regular a mala y subcuenca baja de mala a muy mala, con aguas no aptas para el consumo humano. Indicando que los índices de calidad del agua son herramientas útiles y complementarias para evaluar el estado de las subcuencas del río Manzanares en períodos climáticos diferentes.

RECOMENDACIONES

Establecer estaciones pluviométricas que permitan obtener registros y mediciones de las precipitaciones y el caudal en cada una de las subcuencas del río Manzanares, de manera que se pueda contar con datos actualizados, contando para ello con la colaboración de los habitantes de la zona.

La información reportada en el presente trabajo de investigación, corresponde al análisis del indicador de calidad del agua para las tres subcuencas que conforman la cuenca hidrológica río Manzanares, sobre sus corrientes principales y algunos de sus tributarios más importantes. El resultado de los cálculos de los índices de contaminación debe formar parte de los estudios del agua a nivel regional, ya que de esta se desprende información importante para la ordenación y manejo de las cuencas hidrográficas de la región y del país.

Los resultados aquí expuestos se deben tomar como guía, para el análisis de las dinámicas de la calidad del recurso hídrico, en la jurisdicción de los municipios Montes-Sucre, pues son observaciones basadas en información real y representativa de la problemática del recurso agua.

Así pues, se recomienda continuar con el análisis semestral de la información relacionada, y en especial llevar un control metódico del comportamiento de los ICA, ICOs e IPI a través de los años. Esta estrategia permitirá identificar tendencias de decaimiento en la calidad, y en la posible toma de decisiones correctivas o preventivas según sea el caso.

Así mismo, en cuanto a las condiciones actuales de los sistemas de tratamiento de las aguas residuales (PTAR) de la región, y cuyas descargas vulnera la capacidad autodepuradora de los cuerpos de aguas receptores, se propone:

Elaborar un diagnóstico técnico completo del estado de las plantas de tratamiento de aguas residuales del estado Sucre, llevado a cabo por el Estado, junto con profesionales calificados en esta área. Grupo que se encargará además de diseñar y ejecutar un plan de recuperación, que permita mejorar la situación de las plantas de tratamiento de aguas residuales de la región; así como, diseñar programas de vigilancia y control de las instalaciones físicas de las PTAR, a fin de prevenir actos que atenten contra las estructuras y funcionamiento de las mismas. Impulsar la cooperación entre la sociedad civil y los entes contralores del Estado, en el Control Social para presionar a las instituciones regionales en el cumplimiento de sus obligaciones, transparencia e investigación.

BIBLIOGRAFIA

- AGUILERA, L., L. LASTRA, R. BETANCOURT. & M. AMUNDARAIN. 1987. *Rescate del Manzanares*. Informe preliminar de la comisión nombrada por el consejo municipal del distrito Sucre, Estado Sucre, sobre la conservación, mejoramiento y defensa del río Manzanares, su cuenca y el área bajo su influencia. 46 pp.
- AGUDELO, R. 2005. El agua, recurso estratégico del siglo XXI. Revista Facultad Nacional de Salud Pública. Universidad de Antioquia. Colombia 23(1): 91-102.
- AGUDELO, K. & J. AGUILAR. 2022. *Características físicas, químicas y microbiológicas del agua de lluvia, casos de estudio Vereda Agua Fría del Municipio de Agua de Dios, Cundinamarca, para el diseño y montaje de un prototipo potabilizador del agua*. Trab. Grado. Ingeniería Civil. Univ. Pil. Colombia. Girardot. Facultad de Ingeniería. 93 pp.
- AGUIRRE, S., N. PIRANEQUE & J. CUETO. 2021. Concentración de metales pesados y calidad fisicoquímica del agua de Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Rev. U.D.C.A. Actualidad y Divulgación Científica. *Rudca*. 24(1): 1313-1329.
- ALDANA, M. & E. ZACARIAS. 2012. Determinación de los índices de calidad del agua del río Cucabaj y la influencia en los costos de tratamientos de potabilización. Dirección General de Investigación. Centro Universitario de Quiché. Guatemala. *Ciencia, Tecnología y Salud* 1(1):21-34.
- ALIAGA, V. 2016. *Contenido de metales pesados en el río Aconcagua, Chile*. Informe (Estudio NBC PUCV).Universidad Católica de Valparaíso, Chile. 4p.

- ALLI, C., C. CANTERA, L. VILLALBA, M. ALFONSO, R. SCASSO & M. TRINELLI. 2016. Determinación de metales pesados y arsénico en muestras de aguas de río, mediante espectroscopia de absorción atómica por horno de grafito. *SENASA*. 10: 50 – 57.
- ÁLVAREZ, J & M. AMANCIO. 2014. *Bioacumulación de metales pesados en peces y análisis de agua del río Santa y de la laguna Chinancocha-Llanganuco. 2012-2013. Perú*. Trab. Grad. Ingeniería Ambiental. Universidad Nacional Santiago Antunez de Mayolo, Perú. 135 pp.
- ÁLVAREZ, L Y J. BARROS. 2006. Propuesta de Calibración de un Modelo para el Tránsito de Crecientes en un tramo del río Medellín. *Rev. EIA. Esc. Ing. Antiog*, (6). Envigado, Colombia.
- ALVITES, S. 2008. *Evaluación de la contaminación debido a la presencia de metales pesados As, Cd, Cr, Hg y Pb en las aguas del río Huaura y plan de manejo integral*. Trab. Grad. M.Sc. Ecología y Gestión Ambiental. Universidad Nacional José Francisco Sánchez, Lima. Perú. 96 pp.
- APARICIO, F. 1997. *Fundamentos de Hidrología de Superficie*. LIMUSA, España. 303 pp.
- ARBOLEDA, J. 2000. *Teoría y Práctica de la Purificación del agua*. 3er edc. Mc Graw Hill. Interamericana, S.A. Bogotá, Colombia. 21-84 p. (Coagulación floculación) ISBN 958-41-0012-2.
- ARCOS, M., S. ÁVILA, S. ESTUPIÑAN & A. GÓMEZ. 2005. Indicadores Microbiológicos de Contaminación de las Fuentes de Aguas. *NOVA*. 3(4): 69 – 79.

- ARES, M. 2014. *Lluvia, Escurrimiento, Producción de sedimentos en una Microcuenca Agrícola del Sistema Tandilia*. Trab. Grad. Doctoral. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad Nacional de la Plata. Argentina. 136 pp.
- ARGOTA- PÉREZ, G & N. ARGOTA-COELLO. 2012. Evaluación Ambiental del Río San Juan de Santiago de Cuba por Exposición Bioacumulativa de Metales Pesados. *Medisan*. 16 (2): 72.
- ATSDR. 2005 *Reseña Toxicológica del Cinc*. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, Departamento de Salud y Servicios Humanos. HHS. Gov. USA. Atlanta, Georgia.
- AWWA APHA WPCF. 1992. *Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Blancas y Residuales*. 18va ed. Ediciones Díaz de Santos, S.A. Madrid, España. 2.1 – 5.94. p.
- AYUCHÁN, F. & A. WALTER. 2017. *Desarrollo de un Modelo del Comportamiento de la Relación lluvia – escorrentía en la cuenca alta del río Chixoy, Guatemala*. Trab. Grad. Ingeniería. Universidad Regional de Ingeniería. URI. Guatemala. 89 pp.
- AZCONA, A. & M. GONZÁLEZ. 2012. *Propiedades y funciones biológicas del agua*. En: Agua para la salud, pasado, presente y futuro. Vaquero y Toxqui, eds. Cs16. (3):63-78
- BARRIENTOS, Y. & Y. PERDOMO. 2014. Calidad del agua y riesgos hídricos en dos acueductos rurales comunitarios, Estado Vargas, Venezuela. *Geoenseñanza* 19(2): 227-251. ISSN. 1316-6077
- BATTARBEE, R., FLOWER, R., STEVENSON, A. & RIPPEY, B. 1986. Lake acidification in Galloway a paleoecological test of Competing Hypothesis. *Nature*, 314:350-352

- BEDOYA, J. 2007. *Modelo de simulación de transporte de metales pesados en la cuenca baja del río Tunjuelo*. Trab. Grad. M.Sc. Ingeniería Ambiental. Universidad de la Salle. Bogotá, D.C. Colombia. 64-112 pp.
- BEJAR, J. & B. MENDOZA. 2018. Contaminación Orgánica del río Chambo en el área de Descarga de Agua Residual de la ciudad Riobamba. *Perfiles Revista Científica*. 20(2): 1-8.
- BENGON, M., HARPER, J & C. THOWSEN. 1990. *Ecology*: Blackwett Scientific Publications, Oxford.
- BETANCOR, L., L. SILVEIRA & M. GARCÍA. 2014. Tendencias de la Intensidad de la Lluvia en el Tiempo de Concentración de Microcuencas del Uruguay. Montevideo, *Agrociencia*. 18(2): 18- 24.
- BLANCO, N. & LAI, R. 2008. Principles of Soil Conservation and Management. Springer. 617 pp.
- BONILLA, M., S. SILVA, J. TOXTLE & J. SANTAMARÍA. 2014. Concentraciones de metales pesados totales en aguas residuales vertidas a ecosistemas acuáticos por dos parques industriales en Puebla, Méjico. *Revista Iberoamericana de Producción Académica y Gestión Educativa*. ISSN 2007 – 8412.
- BRINK, B., D. DE ZWART & R TRIVERDI. 1991. *Amoeba, Approach As a useful tool Establishing Sustainable Development, The Netherlands*, 71-88 pp.
- BROECKER, W. 1974. *Chemical Oceanography*. Harcourt Brace, Jovanovich, New York 432 p.

- BUENFIL, M. & N. FLORES. 2007. Determinación de metales pesados (As, Cd, Hg y Pb) presentes en el río Hondo. Quintana Roo, Méjico. VI Congreso Internacional y XII Nacional de Ciencias Ambientales, Ciudad de Chihuahua, Méjico. (SSA): 0187 – 3296.
- BUEZZI, N., M. FERNANDEZ, D. TRUCHET, D. VILLAGRAN, E. FERNANDEZ & C. SPLITER. 2019. Metales pesados en el estuario de Bahía Blanca y su relación con los niveles de metalotioneinas en *Neohelice granulata*. V Reunión Argentina de Geoquímica de la Superficie. Departamento de Química. Universidad Nacional del Sur. Argentina. 134-137 p.
- CACCIA, V. & J. BOYER. 2007. A Nutrient Loading Budget for Biscaine Bay Florida. *Mar. Poll. Bull.* 54: 994 - 1008.
- CAHO, C. & E. LÓPEZ. 2017. Determinación del Índice de Calidad de Agua para el sector occidental del humedal Torca-Guaymaral, empleando las metodologías VWQI y CWQI. Bogotá. Colombia. *Producción Limpia* 12(2):35-49.
- CAMILLONI, L. & BARROS, V. 2003. The Paraná River response to El NIÑO 1982-83 and 1997-98 events *J. Hydrometeors* 1: 412-420
- CAMPANA, O., A. RODRÍGUEZ & J. BLANCO. 2005. Biodisponibilidad de metales pesados en el estuario del río Guadalete (S.O. Península Ibérica). *Rev. Cien. Mar.* 3(1): 135-147.
- CAMPOS, R. 2010. Contaminación en la cuenca alta del río Bogotá, Colombia. *Rev. Epsilon.* (15): 191 – 102.
- CANTER, L. 1999. *Manual de Evaluación del Impacto Ambiental*. Ed. McGRAW- HILL, Inc. USA. 149 – 175 p.

- CARVAJAL, L & E. ROLDÁN. 2007. Calibración del modelo lluvia- escorrentía agregado GR4. Aplicación: cuenca del río Aburrá, Medellín. Colombia. 152: 73- 87.
- CASTRO, M., J. ALMAIDA, J. FERRER & D. DÍAZ. 2014. Indicadores de la Calidad del Agua: Evolución y tendencias, a new global. *Ingeniería Solidaria*. Bogotá, Colombia. 10(17): 111- 124.
- CELEMIN, J. & A. VELÁSQUEZ. 2015. Elaboración y Aplicación de un índice de calidad ambiental para la región del noreste argentino. 2010. *Economía, Sociedad y Territorio* XV (47):123-151
- CENDES- MARN- UCV. 1987. Atlas de la zona protectora del macizo montañoso del Turimiquire. Publicación Corporiente, zona 12 y 13, 3-45 p.
- CESARES, M. 2013. *Biodisponibilidad y toxicidad de metales pesados en aguas naturales con características fisicoquímicas extremas. Bases para su monitoreo y remediación*. Trab. Grad. Doctoral Ciencias Biológicas. Universidad de Buenos Aires. *Act. Toxicol. Argent.* Vol 21: 1.
- CLARKE, K & R. WARWICK. 2001. Change in Marine Communities. An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. 2nd ed. Primer-E, Plymouth. UK. 120 pp.
- COMBARIZA, B. 2009. *Contaminación por metales pesados en el embalse del Muña y su relación con los niveles en sangre de Plomo, Mercurio y Cadmio y su alteración de salud en los habitantes del municipio de Sibatí. Cundinamarca*. Trab. Grad. M.Sc. Ingeniería Ambiental Universidad Nacional de Colombia. 1.115 pp.
- CONTRERAS, J., C. MENDOZA & A. ARISMENDI. 2004. Determinación de metales pesados en aguas y sedimentos del río Haina. *Rev. Ciencia y Sociedad*. XXIX (1): 13 – 22.

- CORREA, O., P. PUENTE & R. CORAL. 2021. Contaminación por metales pesados de la microcuenca agropecuaria Huaucaray- Perú. *Rev. Soc. Quim, Perú*. 87 (1): 27 – 38.
- CRESSA C., E. VÁSQUEZ, E. ZOPPI, J. RINCÓN & C. LÓPEZ. 1993. Aspectos Generales de la Limnología en Venezuela. *Interciencia* 18(5): 237-248.
- CRITES, R. & G. TCHOBANOGLOUS. 2000. *Sistema de Manejo de Aguas Residuales para Núcleos Pequeños y Descentralizados*. 1era ed. McGRAW– HILL. Interamericana, S.A SANTA Fé de Bogotá. Colombia. 169 – 194. p.
- CUTIPA, A. 2010. Tala y Quema Indiscriminada: Efectos en el Ambiente. *INTEL EDUCAR*. Módulo 2. 10.
- DE BRIEVRE, B., L. ACOSTA & B. OCHOA. 2013. Monitoreo Meteorológico de Ecosistemas Andinos, Páramos, Punas y Bosques. Lima, Perú. Condesan. Consorcio para el Desarrollo Sostenible de Eco-región Andina. *Interclima*. 1(2):1-21.
- DELGADO, J. 2012. *Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca baja del río Guadiana*. Trab. Grad. Doctoral. Universidad de Huelva. España. Departamento de Geología. UHU (473). Arias Montana (am). Repositorio Institucional de la Universidad de Huelva. Biblioteca Universitaria. 248 p.
- DINIUS, S. 1987. Design of an index of water quality. *Water Res. Bull.*, 23(5): 832-843.
- Doyle, M., R. Sourral & V. Barros. 2003. Drought conditions in North Eastern Argentina. Preprints, XV Brazilian Congress of Meteorology.
- DURAN, Z., A. SIERRA, B. QUIROZ, J. SÁNCHEZ, N. ESCOBAR & M. MARTÍNEZ. 2014. Contaminación por metales pesados en el río Bogotá. Programa de Ingeniería

- Ambiental. Curso de Toxicología. Universidad Nacional Abierta y a Distancia. Bogotá, Colombia. 66 p.
- DUVERT, C., GRATIOT, N., EVRARD, O., NAVRATIL, O., NEMERY J., PRAT, C & ESTEVES, M. 2010. Drivers of erosion and suspended sediment transport in three headwater catchment of the Mexican Central Highlands. *Geomorphology* 123:246-256
- ESCAMILLO, F. 2004. *Geografía de Venezuela* 9.Terra Editores. Grupo Editorial Girasol. Caracas. 93 pp.
- ESCOBAR, J. 2002. La Contaminación de los ríos y sus Efectos en las Zonas Costeras y el Mar. *Cepal. Eclae*. División de Recursos Naturales e Infraestructura. Santiago de Chile. 68 pp.
- ESPINOZA, T. & M. RODRÍGUEZ. 2016. Determinación de Índice de Calidad del Agua (ICA) de los ríos Morón y Patanemo del estado Carabobo en Venezuela. Universidad de Carabobo. *Rev. Ing. UC*. 23(2): 204-2015 pp.
- FERMÍN, I. 2015. *Evaluación de la contaminación del río Manzanares y su relación con la zona costera de Cumaná, Estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. Doctoral Ciencias Marinas. Inst. Oceanogr. Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná. 86 pp.
- FERNÁNDEZ, A. & F. SOLANO. 2005. *Índices de Calidad (ICA) y de Contaminación (ICO) del Agua de Importancia Mundial*, Pamplona, Universidad de Pamplona. España.450 pp.
- FERNÁNDEZ, M. & R. GUARDADO. 2021 Evaluación del Índice de Calidad del Agua (ICA SOP) en el rio Cabaña, Moa- Cuba. *Minería y geología*. 37(1): 105-119.

- FERREIRA, A; MACHADO, A. & I. ZALMON. 2004. Temporal and spatial variation on heavy metal concentrations in the bivalve *Perna perna* (Linnaeys, 1758) on the Northern coast of Rio de Janeiro state. Brazil. *Braz. Arch. Biol. Technol*, 47(2):3-16
- FERRER, F. 1993. Recomendaciones para el Cálculo Hidrometeorológico de Avenidas. CEDEX. Ministerio de Obras Públicas. Madrid, España. 75 pp.
- GACETA OFICIAL DE VENEZUELA 2007. Ley de Aguas. Normas para la Conservación y Aprovechamiento Sustentable de las Aguas: Protección, Uso y Recuperación. Resolución 35595. Caracas. Venezuela.
- GACETA OFICIAL DE VENEZUELA. 1998. Normas Sanitarias para la Calidad de Aguas Potables, Resolución 36395. Caracas, Venezuela.
- GACETA OFICIAL DE VENEZUELA. 1995. Normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de aguas y vertidos o efluentes líquidos., Decreto 883, Resolución 5021. Caracas, Venezuela.
- GAETE, H., F. ARANQUIZ, G. CIENFUEGOS & M. TEJOS. 2007. Metales Pesados y Toxicidad de Aguas del Río Aconcagua en Chile. *Quim Nova*. 30 (4): 25- 34.
- GAMBOA, B., J. BONILLA & G. CEDEÑO 1980. Concentraciones de algunos metales pesados en sedimentos superficiales de la Bahía de Pozuelos y áreas adyacentes. Edo. Anzoátegui, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. UDO*. 25(1-2):233-240.
- GARCÍA, E., J. LOREDO, P. CIENFUEGO, S. COVELLI, G. FLOR-BLANCO, G. FONTELAN, N. ROQUEÑI, H. ORDOÑEZ & G. FLOR. 2015. Metales pesados y metaloides en sedimentos de las marismas del estuario del río Nalón, norte de España. *Rev. Comunicación Geológica*. 10(1): 69 – 72.

- GARCÍA, J., M. OSORIO, R. SAQUICELA & M. CADME. 2021. Determinación del Índice de Calidad de Agua en ríos de Santo Domingo de los Tsáchilas. Ecuador. Universidad Politécnica de Valencia. 25(2):115-126.
- GARCÍA, N, O. PUENTES & J. MONTALVA. 2008. Contaminación Orgánica en el sector de la Bahía Buena Vista, cercano a la desembocadura del río Guanó. Villa Clara. Cuba. XX (3): 39- 48.
- GARCÍA, T. 2012. *Propuesta de Índice de Calidad de agua para ecosistemas hídricos de Chile*. Trab. Grad. Ingeniería Civil. Universidad de Chile. Departamento de Ingeniería Civil, repositorio académico. 157 pp.
- GEE, A. & STONER, J. 1989. "A Review a the cauces and effects of acidification of surface waters in wales and potencial mitigation techniques", *Archives, Environmental Contamination and Toxicology*, 18: 121-130.
- GIL, J., C. VIZCAÍNO & C. VELIZ. 2019. Evaluación de la calidad del agua subterránea utilizando el índice de calidad del agua (ICA). Caso de estudio: Acuíferos de Maturín, estado Monagas, Venezuela. *Rev. Investigación Agroproducción Sustentable*. 3(3): 9-23. ISSN 2520-9760.
- GONZÁLEZ, O. & L. MURGA. 2020. Evaluación de metales pesados en ríos y truchas *Oncorhynchus mykiss* de la región, Pasco. Perú. Red Iberoamericana de Medio Ambiente (REIMA, A.C). *Rev. Iberoam. Amb.* 3(2); 32 – 48.
- GOYER, R. 1991. *The Effects of Metals. Casarett and Doull Toxicology. The Basic Science of Poisons*. M.O.Amdur, J. Dull and C.D. Klaassen eds. 4th ed. Pergamon Press, INC. Elmsford, New York. 643 – 645.

- GRASES, J., A. MALAVER, I. MONTES, M. GONZALES, C. HERRERA, L. ACOSTA, M. LUGO, J. MADRID, J. HERNÁNDEZ & R. VARGAS. 2004. Amenazas Naturales y Vulnerabilidad en Cumaná. Informe Técnico. Gobernación del Estado Sucre. *IMME*. 42(3): 250- 500.
- GRUPO INTERGUBERNAMENTAL DE EXPERTOS SOBRE EL CAMBIO CLIMÁTICO, (IPCC). 2014. Quinto Informe de Evaluación. Ginebra, Suiza. 25 pp.
- GUNNINGSON, D. 1990. Interactions of Contaminants with sediments and water in Reservoirs. *Information Exchange Bulletin*. US Army Engineer Water Waste experiment station. Vicksburg. MISS. Vol. E-90-1.
- GUTIÉRREZ, A. 2005. *Evaluación fisicoquímica y microbiológica de las aguas superficiales de la cuenca alta, media y baja del río Manzanares, durante el período mayo 2002 – junio 2003*. Trab. Grad. M,Sc Ciencias Marinas. Inst. Oceanogr. Venezuela. Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela. 169 pp.
- HART, B. & S. DAVIS. 1981. Trace Metals Speciation in the Freshwater and Estuarine Regions of the Yarra River (Victoria). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 12: 353 – 374.
- HERRERA, A. & D. BONE. 2011. Influence of riverine outputs on Sandy beaches of Higuerote, central coast of Venezuela. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 39(1): 56- 70.
- HERUT B. & N. KRESS. 1997. Particulate metals contamination in the Kishon River Estuary. *Israel. Mar. Poll. Bull* 34:706-711.
- HIROSE, K. 2006. Chemical speciation of trace metals in seawater. A review. *Anal. Sci.*, 22, 1055-1063. DOI: http://dx.doi.org/10.2116/anal_ci.22.1055

- HOGAN, M. 2010. *Heavy metal. Encyclopedia of Earth. National Council for Science and Environment*. Eds E Monosson & C. Cleveland. Washington, D. C, USA. 641 p.
- HOWARTH, R. & J. SPRAQUE. 1978. Copper Lethality to Rainnow Trout in Waters of Various Hardness and pH. *Water Research*. 12: 455 – 452.
- HOWARTH, R., D. ANDERSON, J. CLOEM, C. ELFRING, C. HOPKINSON, B. LAPOINTE, T. MALONE, N. MARCUS, K. MCGLATHERY, A. SHARPLEY & WALKER, D. 2000. Nutrient pollution of coastal rivers bays and seas. *Issues in Ecology* (1):1-7.
- HUARANGA, F., E. MENDEZ, V. QUILCAT & F. HUARANGA. 2012. Contaminación por metales pesados en la cuenca del río Moche 1980-2010, la Libertad, Perú. *Ciencia Agropecuaria*. (3): 235 – 247.
- HYNES, H. 1960. *Biology of Polluted Waters*, Liverpool Universites Press. Liverpool. England 496 pp.
- IABICHELLA, M. 1993. *Evaluación bacteriológica del sector marino costero San Luis-Guapo Cumaná, Venezuela: según los criterios para las aguas de contacto humano total y parcial*. Trab. Grad. M.Sc. Ciencias Marinas mención Biología Marina. Inst. Oceanogr. Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela. 46 p.
- IBAÑEZ, S., R. MORENO & J. GISBERT. 2011. Métodos para la Determinación del Coeficiente de Escorrentía. Dpto. de Producción Vegetal. Universidad de Valencia, España. 210 pp.
- INSTITUTO DE METEOROLOGÍA E HIDROLOGÍA, INAMEH. 2012-2015. Boletines Meteorológicos: Resumen pluviométrico mensual para la región oriental. Venezuela.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA, (INE). 2021. XV Censo de Población y Vivienda 2021. Caracas, Venezuela. 278 pp.

INSTITUTO NACIONAL DE ESTADISTICAS (INE) 2011. Censo XIV. General de Población y Vivienda. Información Básica. Caracas. 69 pp.

INSTITUTO NACIONAL DE ESTADISTICAS (INE) 2001. Censo XIII. General de Población y Vivienda. Información Básica. Caracas. 33 pp.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGÍA E HIDROLOGÍA. 2016. Informes sobre Pluviometría. Año 2016.

IPCC 2008. Cambio Climático. Informe. Síntesis Grupo Intergubernamental de Expertos del Cambio Climático. Library Ginebra 205 p.

IPCC 2012. Managing the Risks of Extrem Events and Disasters to Advanced Climate Change Adaptation Intergovernmental Panel of Climate Change. New York

ISO 748. 2007. Hydrometry- Measurement of Liquid Flow in Open Channels using current- meters or floats. 4th ed. Technical Committee ISO/ TC 113, Hydrometry,.Subcommittee SCI, velocity area method. Brussels. 45 pp.

JIMÉNEZ, D. 2012. *Cuantificación de metales pesados (Cd, Cr, Ni, Pb) en agua superficial, sedimentos y organismos (Crassostrea Co-cumbiensis) Ostion de mangle en el Puente Portete del estero salado Guayaquil, Ecuador*. Trab. Grad. Doctoral. Universidad de Guayaquil, Ecuador. 135 pp.

JEQUER, E. & F. CONSTANT. 2010. Water as an essential nutrient the physiological basics of hydration. *Eur. J. Clin. Nutr*: 64(2): 115-123

- JOHNSON, G. & D. WICHERN 2007. *Applied Multivariate Statistical Analysis*. 6th. ed. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall. 767 pp.
- JONES, P. & A. MOBERG. 2003. Hemispheric and large scale surface air temperature variations: an extensive revision and an update to 2001. *J. Climate*, 16: 206- 223.
- KIELY, G. 1999. *Ingeniería Ambiental: Fundamentos, entornos, tecnología y sistema de gestión*. 1era ed. McGRAW – HILL/ Interamericana de España, S.A.U. Madrid, España. 411 – 449 pp.
- LA GREGA, M., A. ERTEL, P. MARCUS & J. MELLVAIN. 1988. Legal Responsibility of Industry for Superfund Sites. *Journal of Resource Management and Technology*. 16 (1): 14 – 20.
- LA GREGA, M., P. BUCKINGHAM & J. EVANS. 1996. *Gestión de Residuos Tóxicos*. 1st ed. Mc Graw- Hill. Interamericana de España. SAU 1:52-172
- LAMB, J. 1985. *Water quality and its control*. John wiley, New York. En: Gerard Kiely. *Ingeniería Ambiental*. Mc Graw Hill. Interamericana de España. 7:411-444.
- LEGENDRE, P. & L. LEGENDRE. 1998. *Numerical Ecology*. Amsterdam. Elsevier. 870 pp.
- LEÓN, I. 1995. *Distribución y comportamiento de los metales pesados (Fe, Mn, Ni, Cr, Cu, Cd, Pb, Zn) en la cuenca baja y pluma del Río Manzanares, Cumaná-Venezuela, durante el periodo comprendido entre Marzo y Noviembre de 1994*. Trab. Grad. M.Sc. Ciencias Marinas mención Oceanografía Química, Inst. Oceanog. Venezuela. 214 pp.
- LEÓN, L. 1991. Índice de Calidad del Agua, ICA, Informe N° 5h9101/01, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México. 36 pp.

- LINSLEY, R., M. KOHLER & J. PAULHUS. 1992. *Hidrología para Ingenieros*. 2da ed. McGRAW-HILL. Interamericana de Méjico. S.A. Méjico. 89 – 111 p.
- LÓPEZ, M & D. PALACI. 2014. Estudio Multivariante de la Calidad del Agua; Aplicación al río Júgar en el período 1990-2013. M+A. *Rev. Electrónica de Medio Ambiente*, 15(1): 37- 52.
- LÓPEZ, P. 2015. *Determinación de metales pesados (Cd, Pb, Cr) en agua y sedimentos de la zona estuarina del río Tuxpan, Veracruz*. Trab. Grad. M.Sc. Ciencias del Ambiente, Veracruz. México. 96 pp.
- MACEDO-CRUZ, A., VILLEGAS, I., CANILLA, R. & TORRES, D. 2017. Contaminación por metales pesados en aguas superficiales en la microcuenca Zimapan-Hidalgo. División de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo. Estado de México. 1-15 pp.
- MADROÑERO, S. & F. MAFLA. 2013. Caudales ecológicos y su relación con el cambio y variabilidad climática. Posto. Colombia. *Rev. Quimar* 61:61-77
- MANCILLA, O., H. ORTEGA, C. AYALA, E. USCANDA, R. RAMOS & E. REYES. 2012. Metales pesados totales y arsénico en el agua para riego de Puebla y Veracruz, Méjico. *Rev. Internacional de Contaminación Ambiental*. 28(1): 35 – 58.
- MANIGISTICS INC. 1997. *Statgraphics plus for Windows. Experimental Design*. Registered Trademark of Statistical Graphics Corporation. Maryland USA. 5-15 pp.
- MARCOCECCHIO, J. & R. FREIJE. 2013. Procesos Químicos en Estuarios. Editorial de la Universidad Tecnológica Nacional. *edUTecNe*. Argentina. 394 pp.

- MARNR. 1997. Cuenca del Río Manzanares: Regionalización de la precipitación máxima de corta duración y generación de series de caudales. Informe técnico DGSIIA/IT/126. Caracas, Venezuela. 217 p.
- MARNR-CENDES-UCV 1997. Atlas de la zona protectora del Macizo Montañoso del Turimiquire. Publicación Corporiente, Zona 12 y 13. 3-45 pp.
- MÁRQUEZ, A., W. SENIOR & G. MARTÍNEZ. 2000. Concentraciones y comportamiento de metales pesados en una zona estuarina de Venezuela. *Interciencia* 25(6): 284 – 89.
- MÁRQUEZ, A., W. SENIOR, G. MARTÍNEZ & J. CASTAÑEDA. 2002. Environmental Conditions of the Water of Manzanares River. Cumaná-Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 41(1y2): 15-24.
- MARTÍNEZ DE AZAGRA, A. 2006. *Métodos de los Coeficientes de Escorrentía, Marco Generalizado. (Hidrología Forestal, el ciclo hidrológico)*. Universidad de Valladolid, España. 25- 26 p.
- MARTÍNEZ, G. & W. SENIOR. 2001. Especiación de metales pesados (Cd, Zn, Cu y Cr), en el material en suspensión de la pluma del río Manzanares, Venezuela. *Interciencia*, 26 (2): 53 – 61.
- MARTÍNEZ, G., W. SENIOR & G. MARTÍNEZ. 2006. Especiación de metales pesados y en la fracción disuelta de las aguas superficiales de la cuenca baja y la pluma del río Manzanares, Estado Sucre. Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. Universidad de Oriente. 41(1 y 2): 15 – 24.
- MARTORELL, J. 2010. *Biodisponibilidad de metales pesados en dos ecosistemas acuáticos de la costa Suratlántica andaluza afectados por contaminación difusa*. Trab. Grad. Doctoral Universidad de Cádiz. 112 pp.

- MASON, C. 1991. *Biology of Freshwater Pollution*, 2nd ed. Longman, Harlow. 536 pp.
- MAUGH, T. 1978. "Chemicals, How Many Are There?" *Science*, New York. 162- 199.p
- MEDINA, L. 2006. *Variación espacio – temporal de la descarga fluvial del río Manzanares en la zona costera de la ciudad de Cumaná, durante el período diciembre 2004-noviembre 2005*. Trab. Grad. Lic. Biología Marina. Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar. Universidad de Oriente. Boca de Río. 78 pp.
- MEDINA, L., J. CASTAÑEDA, I. FERMÍN, G. PÉREZ & F. LÓPEZ. 2013. Variación espacio-temporal y el transporte de nutrientes en el río Manzanares. *Bol. Inst. Oceanog. Venezuela*, Univ. Oriente. 52(2): 67- 75.
- MESA, D. 2009. Algunos factores a favor y en contra en las técnicas para la estimación de caudales ambientales en Colombia. *UMBRAL Científica* (15):81-93.
- METCALF & EDDY. INC. 1998. *Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, Vertido y Reutilización*. 2nd ed. McGRAW – HILL/ Interamericana de España. S.A.U. España. 53-127 p.
- MINISTERIO DEL AMBIENTE (MINAMBIENTE). 2015. Normas de vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público, Resolución 0631, Colombia. 93 p.
- MIRANDA, D., C. CABRANZA, C. ROJAS, G. FISCHER & J. ZURITA. 2008. Acumulación de metales pesados en suelos y plantas de cuatro cultivos hortícolas regados con aguas del río Bogotá. *Rev. Colombiana de Ciencias Hortícolas*. 2(2): 180 – 191.

- MOFTAKHARI, H., D. TAY, S. TALKE, T. KOKUIKA, & P. BROMIRSKI. 2013. A novel approach to low estimation in tidal rivers. *Water Resour Res*, 49(8): 4817-4832.
- MONTILLA, A. 2007. Geografía Física, Geología y Geomorfología: una trilogía científica al servicio del hombre. *Educare*, 11(2): 115- 136.
- MORA, A., L. SÁNCHEZ, C. LASSO & MAC-QUHAE. 2007. Parámetros físico químicos de algunos cuerpos de agua adyacentes a la confluencia de los ríos Orinoco y Ventuari, estado Amazonas, Venezuela. *Bol. Cent. Investig. Biológica*. 41 (1): 44- 59.
- MORIARTY, F. 1990. *Ecotoxicology: A Study of Pollutants in Ecosystems*. 2nd ed. Academic Press, London. 560 pp.
- MORONTA, J. & A. RIVERÓN. 2016. Evaluación de la calidad fisicoquímica de las aguas y sedimentos en la costa oriental del lago de Maracaibo. *Rev. Minería y Geología* 32(2): 102-111 pp.
- MOSS, B. 1988. *Ecology of Freshwaters. Man and Medium*, 2nd ed, Blackwell Scientific Publications, Oxford. 390 pp.
- NAN, Y., M. BAO-HUI & L. CHUM- KUM. 2011. Impact Analysis of Climate Change on Water Resources. *Rev. Procedia Engineering*. 24: 643- 648.
- NATIONAL SANITATION FOUNDATION. (NSF). 1970. Basin Water Quality Information: References. National Sanitation Foundation Water Quality Indexes. En: <http://bcm.houlder.co.us/Basin/Data/Info/References:Html>
- NEMEROV, N. & A. DASGUPTA. 1991. *Industrial and Hazardous Waste Treatment*. Van Nostrand Reinhold Company. New York. 325 pp.

NISBET, E. 1991. *Leaving eden: To protect and Manage the Earth*. Cambridge University Press. Cambridge, 65 p.

ORGANIZACIÓN NACIONES UNIDAS (ONU) 2015. Efectos del metal hierro en aguas, Informe ONU ante gobierno de Brazil por derrame de hierro en el rio Doce. 7 p.

ORGANIZACIÓN NACIONES UNIDAS (ONU) 2009. Clearing the Waters. Informe. Naciones Unidas. Un enfoque para los problemas de calidad del agua. [http:// www. Unep. Org / pdf/ Clearing the waters](http://www.Unep.Org/pdf/Clearing%20the%20waters). 10 p.

ORGANIZACIÓN NACIONES UNIDAS (ONU) 2002. Cumbre mundial del desarrollo sostenible. Johannesburgo. África. <http://nu.org/spanish/conferences/wssd/cumbreni.htm>. 2017.

ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD, (OMS). 1992. Guías para la Calidad del Agua Potable. 3ra ed. 1: 24 pp.

ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE METEOROLOGÍA, (OMM). 2015. Informe del XXVI Congreso Internacional. Cloud Atlas. Global Atmosphere Watch Programme Strategic Plan. 2008- 2015. (WMO/ TD – 1384(2). Ginebra, Suiza.

ORGANIZACIÓN NACIONES UNIDAS (ONU) 2015. Efectos de la contaminación del metal hierro en suelos, ríos y ecosistemas del agua. Informe de las Naciones Unidas ante el gobierno de Brazil. [http // www. Unep. Org / pdf/ Efectos. Metal, Hierro](http://www.Unep.Org/pdf/Efectos.Metal,Hierro). 13 p.

OTT, W. 1978. *Environmental Indexes, Theory and Practice*, Ann Arbor Science Publisher, Ann Arbor, Michi. 2- 213 p.

- PABÓN, S., R. BENÍTEZ, R. SARRIA & GALLO, J. 2020. Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción: *Una revisión. Entre Ciencia e Ingeniería* 14(27): 9-18.
- PATÍÑO, P., J. HOLGUIN, L. BARBAHO, C. CRUZ, C. RAMIREZ, A. DUQUE & L. BAENA. 2009. Seminario Internacional: Visión integral en el mejoramiento de la calidad del agua. Universidad de Medellín, Colombia. *Rev. Ingenierías* 8(15): 79- 94.
- PEDROZO, A. 2021. Actualización de la Norma sobre descargas de aguas residuales en Méjico. *Perspectivas IMTA* 34: 4-8
- PEPPER, I., C., GERBA & M. BRUSSEAW (EDS). 1996. *Pollution Science*, Academic Press, San Diego. C.A. 341 pp.
- PÉREZ, P. & M. ARZONA. 2012. Efectos del cadmio en la salud. *Rev. Especialidades Médico Quirúrgicas*. Méjico. 17(3): 199-205.
- PERRY, H., H. PERRY & W. GREEN. 2007. *Manual del Ingeniero Químico*. 7ma ed. Editorial MCGRAW-HILL, 4: 20-24 pp
- PHILLIPS, D. & D. SEGAR. 1986. Use of Bioindicators in Monitoring Conservative Contaminants. *Journal of Marine Biological Association*. 17: 10-17
- PIEDRAHITA, J. 2018. *Análisis del Índice de Calidad del Agua (ICA) e Índice de Contaminación del Agua (ICOS) en Quebrada Villa, ubicada en el Bagre Antioquia*. Trab. Grad. Especialización en Ordenamiento y Gestión Integral de Cuencas Hidrográficas. Universidad Abierta y a Distancia. Facultad de Ciencias y Tecnología. Bogotá. DC. 39 pp.

- POVEDA, G. 2004. Caudales Mínimos en Colombia: relaciones macroclimáticas, escurrimiento y balances hidrológicos. Medellín, Colombia. Universidad Nacional de Colombia. 130 pp.
- POVEDA, G., P. WAYLEN & R. PULWARTY. 2006. Annual and Interannual Variability of the Present Climate in Northern South America and Southern Mesoamerica *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 234(1): 3-27.
- PRIETO, M., GONZÁLEZ, R., ROMÁN, G. & PRIETO, G. 2009. Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y aguas. *Tropical and subtropical Agroecosystems*. 10(1): 13-27
- QUICHIMBO, A., R. VÁSQUEZ & E. SAMANIEGO. 2013. Aplicabilidad de los Modelos NAM y DBM para Estimar Caudales en subcuencas Altoandinas de Ecuador. División de Investigación de la Universidad de Cuenca. Ecuador. *Rev. MASKANA*, 4(2): 85- 103.
- QUIROZ, L., E. IZQUIERDO & C. MENÉNDEZ. 2017. Aplicación del Índice de Calidad de Agua en río Portoviejo. Ecuador. *Ingeniería hidráulica y Ambiental*. 38(3): 41-51.
- RAMALHO, R. 2003. *Aguas Residuales*. Editorial Reverté. S.a., Barcelona, España. 27 – 89 p.
- RAMIREZ, A & G. VIÑA. 1998. Limnología colombiana. Aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis, Universidad. Jorge Tadeo Lozano- BP Exploración, Bogotá. 97 pp.
- RAMIREZ, A. 1986. Cadmium Pollution in la Oroya, *Paho. Bulletin*. 20: 375 – 9.

- RAMIREZ, A. 2002. Toxicología del Cadmio. Conceptos actuales para evaluar exposición ambiental y ocupacional con indicadores biológicos. *Anales de la Facultad de Medicina*, Universidad Mayor de San Marcos. 63(1): 45 – 60.
- RAMIREZ, A., R. RESTREPO & G. VIÑA. 1997. Cuatro Índices de Contaminación para la Caracterización de aguas Continentales y Vertimientos: Formulaciones. *Ciencia Tecnología y Futuro*, 1(3): 135 – 153,
- RAMIREZ, A., R. RESTREPO & M. CARDEÑOSA. 1999. Índices de contaminación de aguas continentales y vertimientos, formulaciones. *Ciencia Tecnología y Futuro*. 1(5): 89 – 99.
- RAMIREZ, M. & M. NAVARRO. 2015. Análisis de metales pesados en suelos irrigados con agua del río Guatiquia, COLOMBIA. *Rev. Ciencia en Desarrollo*. 6(2): 167 – 175.
- RAMIREZ, R. & M. ARCONA. 2016. Efectos Tóxicos del Manganese. Oxaca, Méjico. *Rev. Esp. Med. Quir*. 22: 71 – 75.
- RAZURI, L. 1984. Estructura de Conservación de Suelos y Aguas: serie riego y drenaje, 32(RD-32). Centro de Desarrollo de Aguas y Tierras. Mérida, Venezuela. 7- 32 p.
- RIVAS, Z., J. SÁNCHEZ, F. TROCONE, R. MÁRQUEZ, H. LEDO, M. COLINA & S. GUTIÉRREZ. 2009. Nitrógeno y Fósforo Totales de los ríos Tributarios del Sistema Lago de Maracaibo- Venezuela. *Interciencia*. 34(5): 308- 314.
- RODELL, M., E. VILICOGNA & J. FAMIGLIETTI. 2009. Satellite- based estimates of groundwater depletion in India. *Nature*. 460- 999 1002.

- RODRÍGUEZ, H. 2001. *Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca del Llobregal*. Trab. Grad. Doctoral Ingeniería Minera. Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona. España. 281 pp.
- RODRÍGUEZ, M. & L. SANABRIA. 2014. Calidad del Recurso Hídrico de Bogotá (2012-2013). Secretaría Distrital de Ambiente. SDA. Universidad de los Andes, Colombia. 231 pp.
- ROELS, H., J. BUCHET & R. LAUWERYS. 1976. Impact of Air Pollution by Lead on the Heme Biosynthesis Pathway in school age Children. *Arch Environment Health*. 31: 310 – 316.
- ROMERO, A., S. FLORES & W, PACHECO. 2010. Estudio de la Calidad del Agua del Río Santa, Perú. *Rev. Instituto de Investigación. FIGMMG*. 3 (25): 61 – 69.
- ROSAS, H. 2005. Contaminación de sedimentos del río Anoia por metales pesados, Barcelona. España. *Rev. Investigación y Desarrollo*. (5): 75 – 89.
- RUBIO, H., R. ORTIZ, R. QUINTANA, R. SAUCEDO, J. OCHO & N. REY. 2014. Índice de Calidad de Agua (ICA) en la presa la Boquilla en Chihuahua. MEJICO. *Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias*. 1(3):139-150.
- SADIQ, M. 1992. *Toxic Metal Chemistry in Marine Environments*. Marcel Dekker, Inc. New York, 390 p.
- SALAS, D., M. HERMOZA & D. SALAS. 2020. Distribución de metales pesados y metaloides en aguas superficiales y sedimentos del río Crucero, Perú. *Rev. Boliviana de Química*. 37(4): 185 – 193.

- SALAS, F. 2009. Determinación de metales pesados en las aguas del río Ananea, debido a la actividad minero- aurífera, Pono, Perú. *Rev. Investig. Boliviana*. 5(1): 69 – 78.
- SALAS, L. & A. FERNÁNDEZ. 2006. Nueva Metodología para el Análisis de la Variable Intensidad Máxima Anual de Precipitación. *Ecología*. 20: 435- 444.
- SALAZAR, D. 2016. *Procedimiento para Calcular la Oferta Hídrica Superficial por el Método Lluvia-Escorrentía: caso de estudio Quebrada Apauta*. Editorial Universidad Militar Nueva Granada, Colombia. 24 pp.
- SALAZAR, S., C. ALFONSI, B. GÓMEZ, J. BELLO, W, SENIOR & L. TROCCOLI. 2018. Estado de Conservación del Sistema Hidrográfico del río Manzanares, región Caribe Oriental de Venezuela. D. Rodríguez (ed). *Ríos en riesgo de Venezuela*, 6:121-138.
- SALVIOLI, M., V. GUERRERO, M. CIPPONERI & G. LARRIVEY. 2019. Calidad de las aguas superficiales del río Malanza-Riachuelo vertiente del Plata, Provincia de Buenos Aires. V Jornada de Investigación y extensión de la facultad de ingeniería. 544-549 pp.
- SÁNCHEZ, D. 2016. Ingeniería Ambiental: Calidad de las aguas y su control. Escuela de Ingeniería de Caminos, Canales y Puertos de Ciudad Real. Universidad de Castillo La Mancha. España. 112-144 pp.
- SÁNCHEZ, F. 2003. *Hidrología Superficial, Relación Precipitación- Escorrentía*. Dpto de Geología. Universidad de Salamanca, España. 3:121- 150 p.
- SÁNCHEZ, O. 2011. *Áreas de riesgo de inundación del río Manzanares por acumulación de sedimentos, entre los puentes Gómez Rubio y Gonzalo Ocampo, Municipio Sucre, estado Sucre, año 2010*. Trab. Grad. M.Sc. Gerencia Ambiental. Universidad Nacional Experimental Politécnica de la Fuerza Armada. UNEFA. Cumaná, Venezuela. 96 pp,

- SANDERSON, E., M. JAITECH, N. LEVY, K. REDFORD, A. WANNBO & G. WOOLMER. 2002. The Human Footspring and the Lost of the Wild. *Bioscience*. 52: 891- 904.
- SCANLON, B., K. KEESE, A. FLINT, L. FLINT, M. GAYE, M. EDMUNDS & I. SIMMONS. 2006. Global Synthesis of Groundwater Recharge in Semiarid and Arid Regions. *Hydrol. Process*. 20: 335- 370.
- SEMARNAT-NOM001. 2021. Normas sobre descargas de aguas residuales. Instituto mejicano de Tecnología del Agua. Gobierno de Méjico.
- SENIOR, W. 2000. Comportamiento de los elementos; materia orgánica, organismos Coliformes y metales pesados, en la cuenca baja y pluma del río Manzanares. Informe Técnico. Universidad de Oriente, Inst. Oceanogr. Venezuela, departamento de Oceanografía. Cumaná. Venezuela. 34 pp.
- SENIOR W. 1987. Manual de métodos de análisis de agua de mar. Inst. Oceanogr. Venezuela. Univ. Oriente. 119 p.
- SENIOR, W. & G. GODOY. 1991. Estudio de los parámetros físico-químicos del Río Manzanares (Cumaná-Venezuela). *Bol. Inst. Oceanogr. UDO*. 29 (1 y 2): 107 - 111.
- SENIOR, W. 1994. Estudio del sistema lagunar Tacarigua-Unare-Píritu. Proyecto CONICIT PC-074. Informe final. UDO-IOV-CONICIT, UCV-IZT.
- SENIOR, W., F. LÓPEZ & I. FERMÍN. 2003. Principales fuentes de contaminación de río Manzanares, Venezuela. Informe Técnico. Inst. Oceanogr. Venezuela. Cumaná. Venezuela. 23 pp.

- SERNA, J. 2018. *Propuesta de Índice de Calidad del agua, como herramienta para el desarrollo sustentable en cuerpos de aguas superficiales de la ciudad de Bogotá*. Trab. Grad. M.Sc. Desarrollo sustentable y Gestión Ambiental. Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Bogotá. DC. 112 pp.
- SHASKIN, D. 2004. Parametric and non Parametric Statistical Procedure. Boca Ratón. Flo. CHAPMAN y HALL. 423 pp.
- SILVA, G. 2010. Clasificaciones de Pisos Térmicos en Venezuela. *Rev. Geográfica Venezolana*, Mérida. 43(2): 311- 328.
- SINH, V & D. WOOLHISER. 2002. Mathematical Modelling of Water Shed Hydrology. *J. Hydrol. Eng.* 7(4): 270- 292.
- SKRABAL, S & D. BURDEJE. 2000. Pore Water Distribution of Dissolved Copper and Copper Complexing Ligands in Estuarine and Coastal Marine Sediments. *Geochim Cosmochim Acta* 64: 1843 – 1857.
- SORIANO, E. 2016. *Determinación multielemental de metales traza en agua de mar*. Trab. Grad. Doctoral Química Analítica. Universidad de Valencia. España. 387 p.
- SOTERO, V & M. ALVA. 2013. Contenido de Metales Pesados (Pb y Hg) en Aguas y Sedimentos en el Bajo Nanay, Perú. *Ciencia Amazónica*. U.C.P. 3(1): 27 – 36.
- SOURRAL, R & BARROS, V. 2010. Estudio de la Climatología y la Hidrología de la Cuenca de Plata en un Conjunto de Modelos Globales. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. *Meteorológica* 34(1): 23-31.

- STRAHLER, A. 2008. *Visualizing Physical Geography*. Ed John Willey and Sons in collaboration with the National Geographic Society. New York. 626 pp.
- STUM, T. 2009. *Open Channel Hydraulics*. 2nd. Ed., Boston MASS. Mc Graw Hill 325 pp.
- TAMBO, C. 2015. *Propuesta de un Índice de Calidad del Agua como herramienta de Gestión para los humedales capitalino*. Trab. Grad. Ingeniería Ambiental. Universidad de Santo Tomás. Facultad de Ingeniería Ambiental. Bogotá. D.C. 83 pp.
- TCHOBANOGLIOUS, G & F. BURTON. 1996. *Wastewater Engineering-Treatment, Disposal and Reuse*. 3rd ed. MCGRAW HILL Book. Company, New York. 1(8): 57 – 106.
- TERZOUDI, B., T. GENTOS, N. DANALATOS & I. ARGYROKASTRITIS. 2007. Applicability of an empirical run off estimation method in Central Greece Soil and Tillage. *Research* 92:98-212.
- THOMAS, L. & B. MARINO. 2016. Estimación del caudal a partir de la evolución del nivel del agua en un estuario con onda de marea estacionaria. *RIBAGUA. Rev. Iberoamericana del Agua*. 3(1): 8-17.
- THORNES, J. 1980. *Procesos erosivos de las Corrientes de agua y sus controles espaciales: un punto de vista teórico*. En: Erosión de suelos, M.J Kirby and R.P.L. Morgan. Ed. Limusa. Mejico. 165-225 pp.
- TORRES, P., C. CRUZ & P. PATIÑO, P. 2009. Índices de Calidad de aguas en fuentes superficiales, utilizadas en la producción de agua para consumo humano. Una revisión crítica. *Rev. Ingeniería Universidad de Medellín*. Colombia 8(15): 79-94.

- TORRES-VEGA, F. 2009. *Desarrollo y Aplicación de un Índice de Calidad de agua para ríos en Puerto Rico*. Trab. Grad. M.Sc. Ciencias. Universidad de Puerto Rico. 49 pp.
- US. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1991. Water Quality Standards: Code of Federal Regulations, Part 131, Title 40, Ch 1, 272-277 pp.
- VALENTIN, C., J. POSSEN, & Y. LI. 2005. Gully erosion: impacts, factors and control. *Catena* 62: 132-153.
- VÁSQUEZ, L. 2015. *Caracterización de la Relación Precipitación- Escorrentía en las Microcuencas el Guayabo y los Anteojos*. Trab. Grad. Ingeniería Ambiente y Desarrollo. Escuela Agrícola Panamericana Zamorana. Honduras. 52 pp.
- VÁSQUEZ, R. 2010. Modelización de una Microcuenca Altoandina ubicada en el Austro Ecuatoriano. *MUSKANA*. 1: 79- 90.
- VÁSQUEZ, R., P. CÉLLERI, E. SAMANIEGO, P. VANEGAS, L. CAMPOZANO, J. ORELLANA & A. VÁSQUEZ. 2012. Proyecto Gestión de Datos y Modelización Hidrológica para Soporte al Diagnóstico de Alerta Temprana del Sistema Paute Integral. Informe final CELEC. E. P, Cuenca, Ecuador. 23 pp.
- VICENTE, J. 2010. *Biodisponibilidad de metales pesados en dos ecosistemas acuáticos de la costa sub-atlántica Andaluza por Contaminación difusa*. Trab. Grad. Doctoral. Universidad de Cádiz. Facultad de Ciencias. Departamento de Química Analítica. 417-440 pp.
- VICUÑA, S. 2007. Herramientas de Decisión para Evaluar Vulnerabilidades y Estrategias de Adaptación al Cambio Climático. Universidad de California, Asunción, Paraguay. 81 pp.

- VILLENA, J. 2018. Calidad del agua y desarrollo sustentable. Simposio. *Rev. Perú. Med. Exp y Salud Pública* 35(2):304-308.
- VILLÓN, M. 2004. *Hidrología*. 1ra ed. Editorial Tecnológica de Costa Rica. Cartago, Costa Rica. 474 pp.
- WALKER, C., R. SIBLY, & S. PEAKAL. 2012. *Principles of Ecotoxicology*. 4th Edition. CRC Press. Taylor & Francis. Boca Raton. USA. 31-48 pp.
- WANG, H., C. WANG, Z. WANG & C. CAO. 2004. Fractioning of heavy metals in surface sediments of Taihur Lake, East China. *Environ. Geochim. Health*. 26: 303 – 309.
- YANA, E. 2014. *Contaminación por Materia Orgánica en el río Torococha de la ciudad de Juliaca*. Trab. Grad. Lic. Biología. Universidad del Altiplano Puno, Perú. 84 pp.
- ZAR, J. 1996. *Biostatistical Analysis*. Prentice- Hall, New Jersey. USA. 940. pp.

ANEXOS

ANEXO 1

Anexo 1.1 Coeficiente de escorrentía para lluvias cortas y largas para el cálculo de caudales (APARICIO, 1997)

Tipo de Área	C. lluvia corta	C. lluvias largas
Residencial > 150 v/ha	0,70 – 1,00	1,00
Residencial de 100 a 150 v/ha	0,75 – 1,00	1,00
Residencial de 50 a 100 v/ha	0,65 – 0,80	1,00
Residencial de 25 a 50 v/ha	0,40 – 0,70	1,00
Residencial de 10 a 25 v/ha	0,30 – 0,50	-0,80 – 0,90
Residencial de 5 a 10 v/ha	0,25 – 0,35	-0,60 – 0,80
Residencial de 0 a 5 v/ha	0,10 – 0,25	-0,50 – 0,60
Comercial céntrica	0,70 – 0,95	1,00
Comercial periférica	0,50 – 0,70	1,00
Industrial	0,50 – 0,90	1,00
Deportiva	0,20 – 0,35	0,50
Parques y jardines	0,10 – 0,25	0,40
Pavimento hormigón aglomerado	0,90 – 1,00	1,00
Pavimentos adoquinados	0,60 – 0,80	1,00
Pavimentos ladrillos	0,70 – 0,85	1,00
Pavimentos empedrados	0,40 – 0,50	1,00
Pavimentos de grava	0,20 – 0,30	1,00
Cubierta	0,90 – 1,00	1,00
Cultivos (según pendiente)	0,05 – 0,20	0,15 – 0,50
Bosques (según pendiente)	0,05 – 0,15	0,10 – 0,35

Anexo 1.2 Coeficientes de escorrentía según el tipo de suelo, cobertura vegetal y pendiente del terreno en zonas rurales (RAZURI, 1984).

Cobertura Vegetal	Permeabilidad del suelo	Pendiente del terreno				
		Pronunciado >50%	Alto >20%	Media >5%	Despreciable	
					Suave >1%	<1%
Sin vegetación	Impermeable	0,80	0,75	0,70	0,65	0,60
	Semipermeable	0,70	0,65	0,60	0,55	0,50
	Permeable	0,50	0,45	0,40	0,35	0,30
Grama	Impermeable	0,60	0,55	0,50	0,45	0,40
	Semipermeable	0,50	0,45	0,40	0,35	0,30
	Permeable	0,30	0,25	0,20	0,15	0,10
Bosque vegetación densa	Impermeable	0,55	0,50	0,45	0,40	0,35
	Semipermeable	0,45	0,40	0,35	0,30	0,25
	Permeable	0,25	0,20	0,15	0,10	0,05

Anexo 1.3 Área de la cuenca del río Manzanares

Cuenca	Pendiente	Superficie	Área Ha	Área Km ²
Alta	> 50%	9%	10782	107.82
Media	25-50%	55%	65890	658.90
Baja	0-25%	36%	45128	451.28

Datos: CENDES UCV, CORPORIENTE MARNR (1987)

Anexo 1.4 Datos de número de habitantes, viviendas (Datos INE 2011 Estado Sucre
Boletín pag. www.ine.gov.ve/2014.p81)

Municipio	Localidad	Nº habitantes	Viviendas
Montes (6%)	Aricagua	7310	1462
	Cocollar	6379	1276
	San Lorenzo	6990	1398
	Cumanacoa	21439	4288
	Arena	5488	1099
	San Fernando	6283	1257
Sucre (40%)	Parroquia San Juan	15049	3010
	Parroquia Santa Inés	69176	13836
	Parroquia Ayacucho	38522	7705

Fuente: INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA (Boletín 2014) Censo 2011 – Estado Sucre

Anexo 1.5 Coeficientes de Escorrentía ponderado para las cuencas del río Manzanares a)
cuenca alta, b) cuenca media c) cuenca baja $C_p = \sum C_i A_i / \text{Área total}$

Descripción	Área parcial A_i (Ha)	C_i	$C_i \times A_i$
Vivienda unifamiliar: 0 a 5 viv/Ha Tabla 2	33,09	0,55	18,20
Zona de cultivos, bosques, vegetación densa, boscosa, suelos semipermeables pendiente >50% tabla 1	10738,91	0,45	4832,51
Zona industrial: densidad baja	10	0,65	6,5
Área total	10782	$\sum C_i A_i = 4857,21 - C_p = 0,450$	
Vivienda unifamiliar: 5 a 10 viv/Ha	77,216	0,70	54,05
Zona de cultivos, bosques, vegetación densa, boscosa, suelos semipermeables pendiente >25%	65712,78	0,40	26285,11
Zona industrial: densidad media	1000	0,75	75
Área total	65890	$\sum C_i A_i = 26414,16 - C_p = 0,4013$	
Vivienda unifamiliar: 10 a 25 vivi/Ha	173,184	0,70	121,23
Zona de cultivos, grama, suelos semipermeables pendiente 0-25%	44154,82	0,40	17661,93
Zona industrial: densidad alta	800	0,85	680

Área total	45128	$\sum CiAi = 18463,16 - Cp = 0,409$
------------	-------	-------------------------------------

Anexo 1.6 Cuadro comparativo de los caudales del río Manzanares desde 1990 hasta 2016

Año	Cuenca	Caudal (Q) m ³ /seg	
		Sequia	Lluvia
1990	Alta	13,97	241,53
	Media	4,98	6,12
Prom. Histórico	Completa	5,66	15,62
2006	Baja	11,57	40,51
2014	Media	4,75	----
	Baja	3,30	----
2016	Media	----	43,92
	Baja	----	25,43

ANEXO 2

Anexo 2.1. Contaminantes importantes en aguas superficiales y sus fuentes.

Contaminantes	Fuentes
Temperatura	Residuos domésticos industriales
pH	Residuos domésticos industriales
Sólidos en suspensión	Abastecimientos de aguas, residuos domésticos industriales, erosión de suelos, conexiones incontroladas/infiltración
Materia orgánica biodegradable	Residuos domésticos, actividades comerciales e industriales, residuos agrícolas, descomposición natural de materiales orgánicos
Patógenos	Residuos domésticos, infiltración de aguas superficiales, plantas de tratamientos.
Nutrientes	Residuos domésticos, actividades comerciales e industriales, escorrentía natural.
Materia orgánica refractaria	Residuos domésticos, actividades comerciales e industriales.
Metales pesados	Residuos industriales
Componentes inorgánicos no metálicos	Residuos domésticos, abastecimiento de agua, infiltración de aguas subterráneas.
Gases	Descomposición de residuos domésticos, infiltración de aguas subterráneas.

Fuente: METCALF & EDDY 1995.

Anexo 2.2. Leyes y Decretos para la legislación de aguas en Venezuela con énfasis sobre el control de contaminantes.

Resolución 35946 (1996)	Normas sobre la regulación y el control del aprovechamiento de los recursos hídricos y las cuencas hidrográficas.
Decreto 2220. Resolución 4418 (1992)	Normas para regular las actividades capaces de provocar cambios de flujo, obstrucción de cauces y problemas de sedimentación.

Decreto 624. Resolución 4158 (1990)	Decreto que rige el uso de los embalses contruidos por el Estado venezolano y sus áreas adyacentes.
Reglamento de la Ley de Aguas. Decreto 3367 (2018)	Normas que regulan las materias contenidas en la ley de aguas.
Ley de aguas. Resolución 38595 (2007)	Normas que establecen las disposiciones que rigen la gestión integral de las aguas.
Decreto 883. Resolución 5021 (1995)	Normas para la clasificación y control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos.
Resolución 36395 (1998)	Normas sanitarias para la calidad del agua potable.
Convenio internacional para la protección y el desarrollo del medio marino en la región del mar Caribe.	
RAMSAR: Convenio relativo a los humedales de importancia internacional, especialmente como hábitat de aves acuáticas.	
Convenio internacional de las Naciones Unidas para la lucha contra la desertización.	

Anexo 2.3. Significancia de los ICOs

ICO	Grado de Contaminación	Escala de color
0-0,2	Ninguna	Azul
>0,2-0,4	Baja	Verde
>0,4-0,6	Media	Amarillo
>0,6-0,8	Alta	Naranja
>0,8-1	Muy alta	Rojo

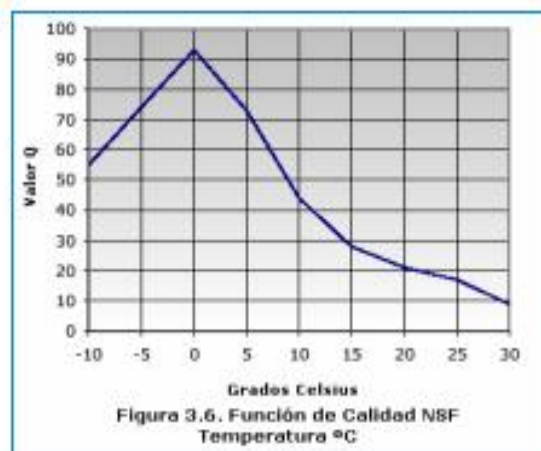
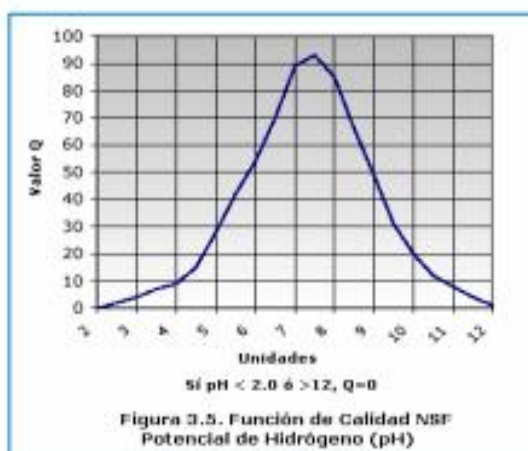
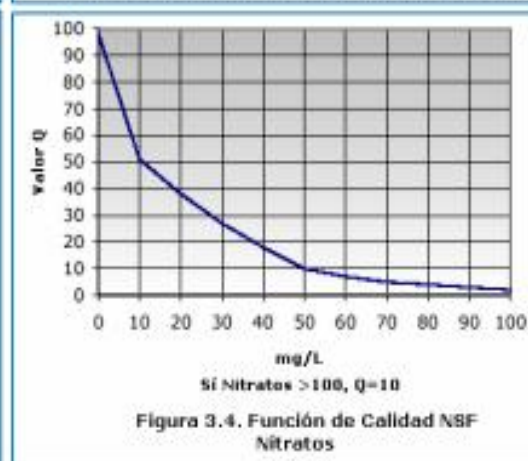
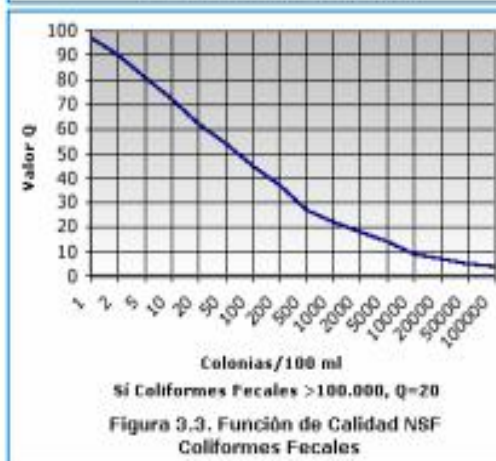
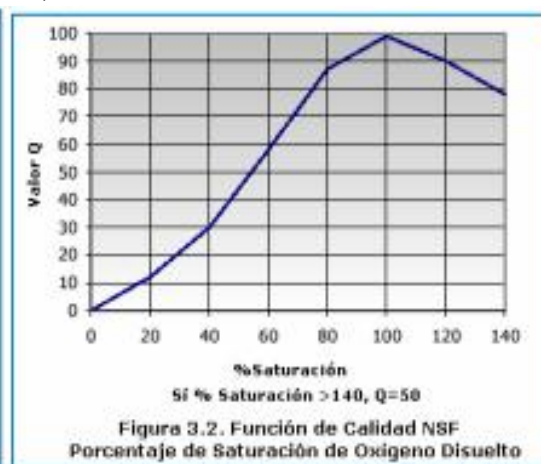
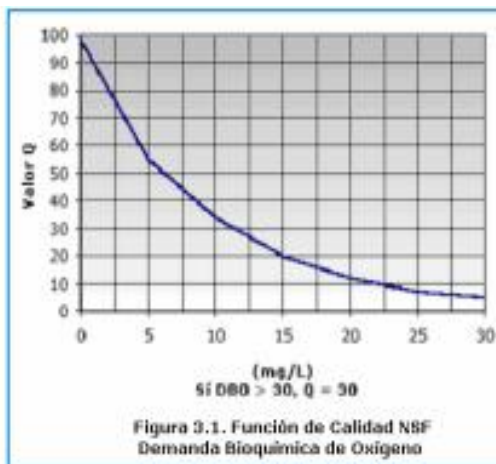
Fuente: RAMÍREZ *et al.* 1999

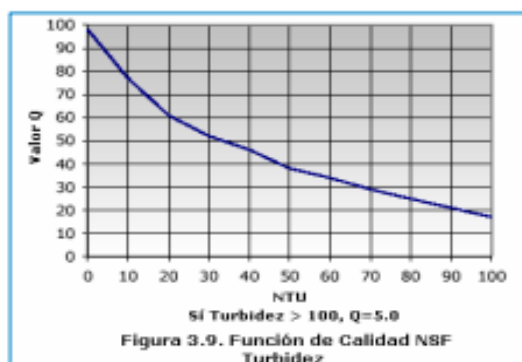
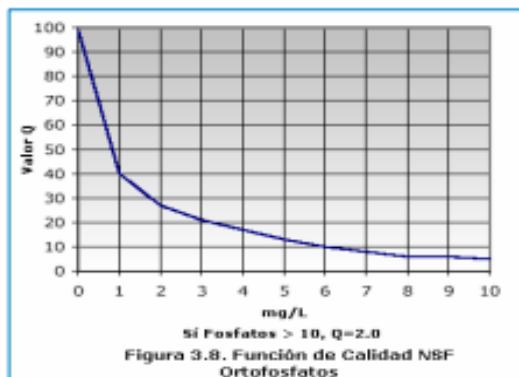
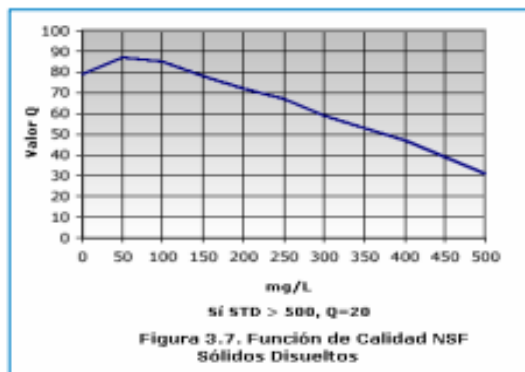
ANEXO 4

Anexo 4.1. Parámetros y sus ponderaciones para el cálculo del WQI

Variable	Ponderación (Wi)
Oxígeno Disuelto	0,17
Coliformes fecales	0,15
pH	0,12
DBO ₅	0,10
Nitrato	0,10
Fosfatos	0,10
Temperatura	0,10
Turbiedad	0,08
Solidos totales	0,08

Anexo 4.2 Curvas de función para el cálculo del Subíndice de Calidad de Agua (QWI) (Ott, 1978)





Anexo 4.3. Descriptores y colores propuestos para presentar el índice general WQI

Descriptores	Ámbito numérico	Color
Muy malo	0-25	Rojo
Malo	26-50	Naranja
Medio	51-70	Amarillo
Bueno	71-90	Verde
excelente	91-100	Azul

Anexo 4.4. Rangos de Calidad del agua según su uso (DINIUS, 1987)

Descriptor General	
91-100	Excelente
81-90	Aceptable
71-80	Ligeramente contaminada
51-70	Contaminada
31-50	Fuertemente contaminada
0-30	Excesivamente contaminada

Anexo 4.4.1 Propuesta para la Clasificación de Aguas en Venezuela

Como: Agua Potable

91-100	No requiere purificación para el consumo
81-90	Purificación menor requerida
71-80	Dudoso consumo sin purificación
51-70	Tratamiento potabilizador necesario
31-50	Dudosa para consumo
0-30	Inaceptable para consumo

Uso en Agricultura

91-100	No requiere purificación para riego
71-90	Purificación menor para cultivos que requieran alta calidad
51-70	Utilizable en la mayoría de los cultivos
31-50	Tratamiento requerido para la mayoría de los cultivos
21-30	Uso solo en cultivos muy resistentes
0-20	Inaceptable para riego

Uso en Pesca y Vida Acuática

71-100	Pesca y vida acuática abundante
61-70	Límite para peces muy sensitivos
51-60	Dudosa la pesca sin riesgo de salud
41-50	Vida acuática limitada y especies muy resistentes
31-40	Inaceptable para actividad pesquera
0-30	Inaceptable para vida acuática

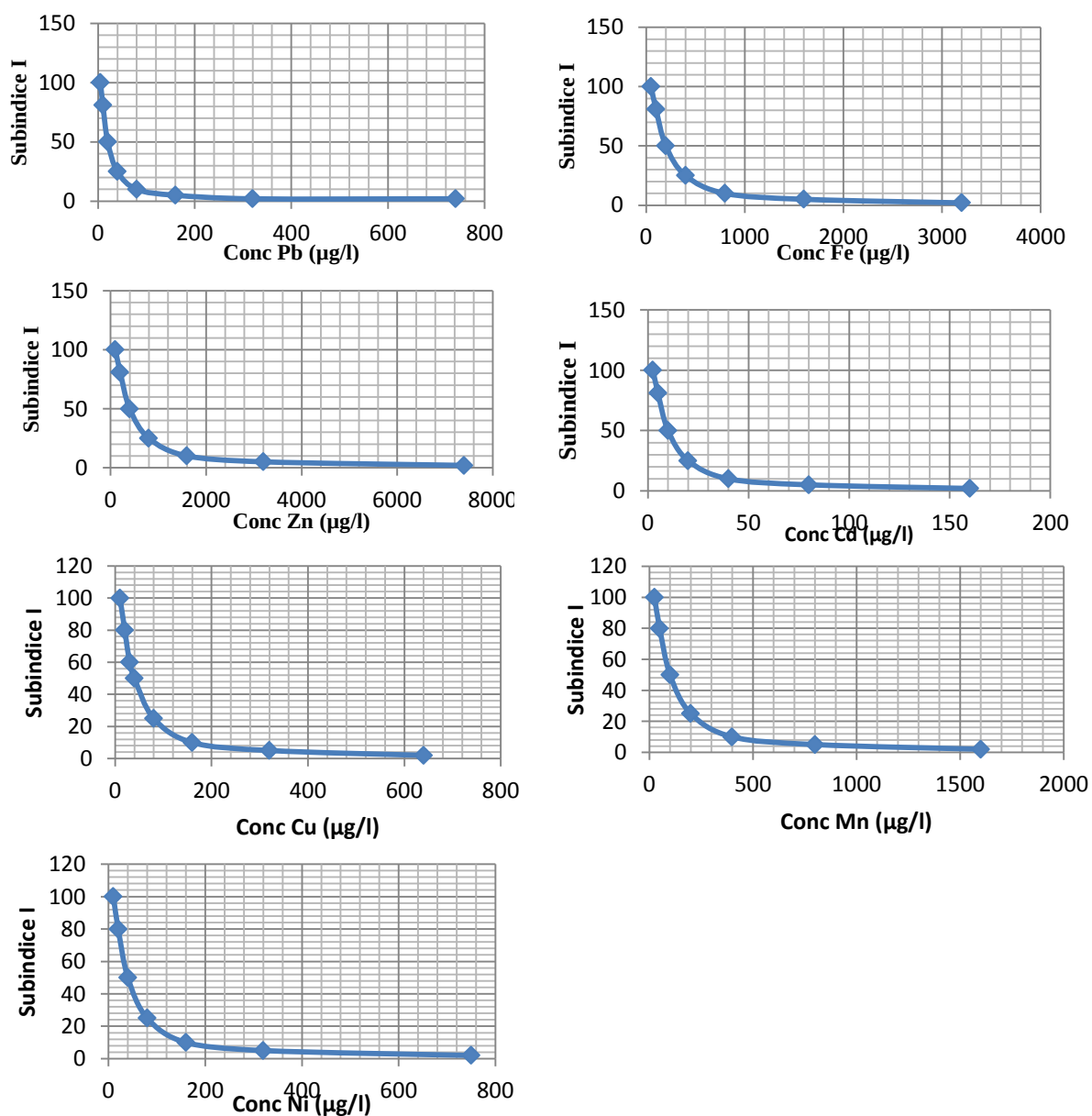
Uso Industrial

91-100	No se requiere purificación
71-90	Purificación menor para industrias que requieran alta calidad de agua para operación
51-70	No requiere tratamiento para la mayoría de las industrias de operación
31-50	Tratamiento para la mayoría de los usos
20-30	Uso restringido
0-20	Inaceptable para cualquier industria

Uso Recreativo

71-100	Cualquier tipo de deporte acuático
51-70	Restringir los deportes de inmersión, precaución si se ingiere dada la posibilidad de presencia de bacterias.
41-50	Dudosa para contacto con el agua
31-40	Evitar el contacto, solo con lanchas
21-30	Contaminación visible, evitar cercanía
0-20	Inaceptable para recreación

Anexo 4.5 Curvas de función para el cálculo del Subíndice de Calidad para metales (IPI)



Anexo 4.6. Valores de metales en un agua segura para consumo en Venezuela Decreto 36.395 Gaceta Oficial 1998 y 5.245 (1998)

Variable	Agua Potable (mg/l)	Tipo I (mg/l)	Peso de Importancia (W)
Fe	0,100	1,00	0,10
Cd	0,005	0,01	0,17
Cu	0,020	0,20	0,16
Mn	0,050	0,50	0,14
Zn	0,200	2,50	0,10
Ni	0,020	0,01	0,16
Pb	0,010	0,05	0,17

Anexo. 4.7. Parámetros y sus ponderaciones para el cálculo del IPI

Variable	Ponderación (Wi)
Fe	0,1428
Mn	0,1428
Cd	0,1428
Pb	0,1428
Ni	0,1428
Zn	0,1428
Cu	0,1428

Anexo 4.8. Descriptores de Calidad del IPI

Categoría de valores del indicador	Calificación de la calidad del agua	Señal de alerta
91-100	Excelente	Azul
81-90	Aceptable	Verde
71-80	Levemente contaminada	Amarillo
51-70	Contaminada	Naranja
31-50	Fuertemente contaminada	Rojo
0-30	Excesivamente contaminada	Negro

Anexo 4.9. Datos pluviométricos para el año 2005.

Año 2005	Periodo	Cuenca alta	Cuenca media	Cuenca alta
Precipitación (mm)	Lluvia	116,25	121,92	161,5
Precipitación (mm)	Sequia	7,08	12,65	2,32
Año 2016				
Caudal (m ³ /s)		115,32	43,65	25,78
Precipitación (mm)	Lluvia	116,47	99,03	58,3
Precipitación (mm)	sequia	16,06	16,45	0,1

Fuente: INAMEH 2005 y 2016 Medidas en las estaciones La Granja, Salsipuede y Cancamure.

Anexo 4.10. Valores IPI para los años 2005-2016 y sus diferencias entre estaciones durante el período lluvioso.

Estación	Cuenca	2005	2016	Diferencia
1	Alta	81,37	71,64	9,73
2		79,51	70,5	9,01
3		69,07	65,36	3,71
4		66,78	62,63	4,15
5		66,69	63,63	3,06
6	media	60,92	61,63	-0,71
7		59,20	58,64	0,56
8		55,08	62,20	-7,12
9		58,49	59,21	-0,72
10		59,06	59,63	-0,28
11	Media	62,63	59,34	3,29
12		58,39	57,36	1,03
13		62,06	58,20	3,86
14		62,92	58,92	4,04
15		55,48	57,36	-1,88
16	Baja	52,77	49,49	3,28
17		49,19	49,48	0,29
18	Zona	49,05	49,20	0,15
19	Fluvial	50,05	52,07	-2,02
20		48,48	51,34	-2,06
21	Zona de Mezcla	49,19	50,47	-1,28
22		47,19	54,35	-7,16
23		43,33	47,34	-4,01
24		43,76	44,92	-1,16
25		41,90	43,91	-2,01
26		42,76	45,05	-2,29
27		45,37	46,48	-1,11
28		44,90	46,20	-1,30
29		45,90	49,49	-3,59
30		47,19	52,06	-4,87
31		54,63	53,35	1,28
32		56,20	54,78	1,42
33		56,63	55,63	1,60
34	Zona marina	63,64	61,06	2,58

Anexo 4.11. Valores IPI para los años 2005-2014 y sus diferencias entre estaciones para el periodo seco.

Estación	Cuenca	2005	2016	Diferencia		
1	Alta	82,80	82,5	0,30		
2		81,65	83,23	-1,58		
3		76,93	83,51	-6,58		
4		73,07	82,64	-9,57	Eventos	+vo, el grado de contaminación del río es mayor con respecto a los años anteriores.
5		76,05	83,23	-7,18	De	
6	Media	72,93	81,37	-8,44	Avenidas	
7		69,78	77,79	-8,01	Abundantes	
8		68,78	72,22	-3,5		
9		67,78	76,08	-8,30		
10		66,35	78,22	-11,87		
11		59,77	80,51	-20,74		-vo el grado de contaminación del río es menor con respecto a los años anteriores.
12		63,35	73,65	-10,3		
14		67,78	75,64	-7,86		
15		69,50	73,51	-4,01	Presentación	
16	Baja	73,93	71,64	2,29	De las	
17		79,51	63,5	16,01	Descargas	
18		78,51	57,34	21,17	Provenientes	
19		82,37	67,36	15,01	De las	
20		79,08	63,21	15,87	Fuentes de	
21		78,08	64,50	13,58	contaminación	
21		78,08	64,50	13,58		
22		76,36	59,06	17,30		
23		66,49	61,49	5,00		
24		73,79	50,77	23,02		
25		70,79	51,63	19,16		
26		67,35	52,20	15,15		
27		68,50	64,63	3,87		
28		74,36	62,07	11,29		
29		73,50	66,92	6,58		
30		72,22	68,34	3,88		
31		77,65	72,08	5,57		
32		77,51	70,22	7,29		
33		79,94	64,21	15,73		

HOJAS DE METADATOS

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 1/6

Título	EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS DE LA CUENCA HIDRÓGRAFICA RÍO MANZANARES, SUCRE, VENEZUELA, MEDIANTE LA APLICACIÓN DE LOS ÍNDICES DE CALIDAD (ICA Y CONTAMINACIÓN, ICOs E IPI)
---------------	---

Autor(es)

Apellidos y Nombres	Código CVLAC / e-mail	
GUTIÉRREZ DE VELÁSQUEZ, ARGELIA MARÍA	CVLAC	4692635
	e-mail	gutierrezargelia23@gmail.com
	e-mail	

Palabras o frases claves:

calidad de agua, ICA, ICO, IPI, pluviometría, aguas fluviales

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 2/6

Líneas y sublíneas de investigación:

Área	Subárea
INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA	Departamento de Oceanografía Química

Resumen (abstract):

Se presentan los resultados de la evaluación de la calidad de las aguas de la cuenca hidrográfica río Manzanares, a través de los Índices de Calidad de Agua (ICA) y de Contaminación (ICO e IPI) y su relación con las fuentes de contaminación, variaciones de caudal y las condiciones climatológicas durante el periodo 2005- 2016. La cuenca hidrográfica río Manzanares se encuentra ubicada en la zona nororiental de Venezuela, recorriendo los Municipios Montes y Sucre del estado Sucre. Las variables involucradas se midieron en 10 muestreos, 5 durante el periodo de sequía 2014 y 5 durante el periodo de lluvia 2016, en 34 estaciones ubicadas a lo largo de todo el sistema hidrográfico; adicionando a estos, la data recopilada durante los dos periodos climáticos del año 2005. Se determinó la relación precipitación-caudal, mediante la aplicación del método racional, con el uso de datos pluviométricos registrados durante el periodo 2012-2016; así mismo, se midieron los caudales experimentales del río mediante el método velocidad-área, durante el lapso 2014-2016. Se caracterizaron las aguas residuales procedentes de las diferentes fuentes de contaminación puntuales; así como, la carga contaminante impuesta al río a través de ésta. Se aplicó un análisis de componentes principales para establecer la relación entre las diferentes variables estudiadas y las fuentes de contaminación. La estimación de la calidad de las aguas a través de la aplicación de los modelos ICA, ICO e IPI permitió establecer que la cuenca hidrográfica río Manzanares presenta características de calidad buena en la cuenca alta, regular en la cuenca media y mala en la cuenca baja, características que disminuyen durante el periodo de lluvia. Por su parte, la aplicación del Índice de Contaminación ICO refleja contaminación de tipo: Orgánico, por Nutrientes, por Sólidos Suspendidos y por mineralización en toda la cuenca hidrográfica, con mayor énfasis en la cuenca baja, condiciones que aumenta durante el periodo de lluvia. La contaminación por metales pesados IPI refleja poca o escasa características contaminantes; sin embargo, la zona de la desembocadura presenta contaminación por Cd y Fe. Atribuyendo todas las condiciones desfavorables en la calidad del agua, a la descarga de aguas residuales agrícolas, domésticas, urbanas e industriales.

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 3/6

Contribuidores:

Apellidos y Nombres	ROL / Código CVLAC / e-mail			
Ivis Fermín	ROL	CA ☐	AS ☒	TU ☐ JU ☐
	CVLAC	5026618		
	e-mail	ivismarina@gmail.com		
	e-mail			
Julián Castañeda	ROL	CA ☐	AS ☐	TU ☐ JU ☒
	CVLAC	8439342		
	e-mail	jjcasta@gmail.com		
	e-mail			
Arístide Márquez	ROL	CA ☐	AS ☐	TU ☐ JU ☒
	CVLAC	4948824		
	e-mail	aristd@gmail.com		
	e-mail			
Adriana Gamboa	ROL	CA ☐	AS ☐	TU ☐ JU ☒
	CVLAC			
	e-mail	adrianacgam@gmail.com		
	e-mail			
Sonia Subero	ROL	CA ☐	A ☐	☐ ☒
	CVLAC			
	e-mail	soniasubero@gmail.com		
	e-mail			

Fecha de discusión y aprobación:

Año	Mes	Día
2022	10	27

Lenguaje: SPA _____

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 4/6

Archivo(s):

Nombre de archivo	Tipo MIME
TG-Argelia Gutierrez1.doc	Aplication/word

Alcance:Espacial: NacionalTemporal: Temporal**Título o Grado asociado con el trabajo:** DOCTOR EN CIENCIAS MARINAS**Nivel Asociado con el Trabajo:** DOCTORADO**Área de Estudio:** CIENCIAS MARINAS**Institución(es) que garantiza(n) el Título o grado:** UNIVERSIDAD DE ORIENTE

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 5/6



UNIVERSIDAD DE ORIENTE
CONSEJO UNIVERSITARIO
RECTORADO

CUN°0975

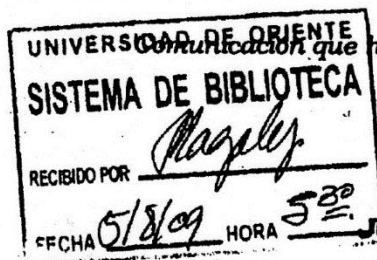
Cumaná, 04 AGO 2009

Ciudadano
Prof. JESÚS MARTÍNEZ YÉPEZ
Vicerrector Académico
Universidad de Oriente
Su Despacho

Estimado Profesor Martínez:

Cumplo en notificarle que el Consejo Universitario, en Reunión Ordinaria celebrada en Centro de Convenciones de Cantaura, los días 28 y 29 de julio de 2009, conoció el punto de agenda **"SOLICITUD DE AUTORIZACIÓN PARA PUBLICAR TODA LA PRODUCCIÓN INTELECTUAL DE LA UNIVERSIDAD DE ORIENTE EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL DE LA UDO, SEGÚN VRAC N° 696/2009"**.

Leído el oficio SIBI – 139/2009 de fecha 09-07-2009, suscrita por el Dr. Abul K. Bashirullah, Director de Bibliotecas, este Cuerpo Colegiado decidió, por unanimidad, autorizar la publicación de toda la producción intelectual de la Universidad de Oriente en el Repositorio en cuestión.



Comunicación que hago a usted a los fines consiguientes.

Cordialmente,

[Signature]
JUAN A. BOLAÑOS CUNVELO
Secretario

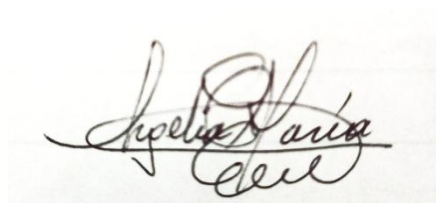


C.C: Rectora, Vicerrectora Administrativa, Decanos de los Núcleos, Coordinador General de Administración, Director de Personal, Dirección de Finanzas, Dirección de Presupuesto, Contraloría Interna, Consultoría Jurídica, Director de Bibliotecas, Dirección de Publicaciones, Dirección de Computación, Coordinación de Teleinformática, Coordinación General de Postgrado.

JABC/YGC/maruja

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso- 6/6

Artículo 41 del REGLAMENTO DE TRABAJO DE PREGRADO (vigente a partir del II Semestre 2008, según comunicación CU-034-2008) : "Los Trabajos de Grado son de la exclusiva propiedad de la Universidad de Oriente, y sólo podrán ser utilizados para otros fines con el consentimiento del Consejo de Núcleo respectivo, quien deberá participarlo previamente al Consejo Universitario para su autorización".

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Argelia Gutierrez', written over a horizontal line.

**M.Sc. ARGELIA GUTIERREZ
AUTORA**

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Ivís Marina Fermin', written over a horizontal line.

**DRA. IVIS MARINA FERMIN
TUTORA**