

**CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA,
MICROBIOLÓGICA E HIDROBIOLÓGICA DE TRES
LAGUNAS COSTERAS EN EL DEPARTAMENTO DEL
ATLÁNTICO Y DESARROLLO DE UN INDICE DE
CALIDAD DEL AGUA PARA SU GESTIÓN**



LABORATORIO PARA LA INDUSTRIA
Y EL MEDIO AMBIENTE LIMA S.A.S.

**Corporación Autónoma Regional del Atlántico
Barranquilla, 2018**

EQUIPO TÉCNICO

Este informe fue elaborado por el Laboratorio para la Industria y el Medio Ambiente LIMA S.A.S. para la Corporación Autónoma Regional del Atlántico.

LIMA S.A.S. es un laboratorio acreditado por el IDEAM bajo la Resolución No 0423 del 02 de mayo de 2012 matriz agua. Resolución de Extensión No 1106 del 24 de junio de 2013. IDEAM. Resolución de Extensión 0423 del 08 de abril de 2015. Resolución de Renovación y Extensión 0743 del 15 de mayo de 2015. Resolución de extensión 0647 del 20 de abril de 2016. Los profesionales involucrados en este trabajo fueron:

Director de proyecto:

Profesional 1:

Profesional 2:

Profesional 3:

Luis Méndez Calvo (Químico Farmacéutico)

Adibe Cárdenas (Biólogo).

Pedro Mancera Quevedo (Biólogo).

María Alvis (Químico)

RESPONSABLE

LIMA S.A.S.

LABORATORIO PARA LA INDUSTRIA Y
EL MEDIO AMBIENTE LIMA S.A.S.

LUIS MENDEZ CALVO.

Gerente/ Director Técnico.

CONTENIDO

Pág

1. INTRODUCCIÓN	10
2. JUSTIFICACIÓN	13
2.1. ALCANCES	14
3. OBJETIVOS	15
3.1. OBJETIVO GENERAL	15
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
4. GENERALIDADES	16
4.1. MARCO CONCEPTUAL	16
4.1.1 Limnológico (a).	16
4.1.2 Limnología.	16
4.1.3 Características físico-químicas de los cuerpos de agua.	16
4.1.4 Características microbiológicas de los cuerpos de agua.	24
4.1.5 Características hidrobiológica de los cuerpos de agua.	26
5. METODOLOGÍA	29
5.1. LOCALIZACIÓN DEL PROYECTO	29
5.1.1 Ubicación de los puntos de monitoreo.	29
5.1.2 Aspectos climáticos del área de muestreo.	32
5.2. TOMA, PROCESAMIENTO Y ANÁLISIS DE MUESTRAS	33
6. RESULTADOS Y ANÁLISIS	37
6.1. CIÉNAGA DE MALLORQUÍN	37
6.1.1 Análisis fisicoquímico de las aguas.	37
Temperatura, pH, Oxígeno disuelto (OD).	37
Sólidos Suspendidos Totales (SST), Sólidos Sedimentables (SSED) y Sólidos Disueltos Totales (SDT).	38
Salinidad y conductividad.	39
Demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO).	41
Compuestos orgánicos.	43
Nutrientes.	44
Turbidez, Alcalinidad Total, Dureza Total, Dureza Magnésica y Dureza Cálcica.	49
Clorofila a.	51
Metales pesados.	51
6.1.2 Aspectos sedimentológicos: Materia Orgánica (MO), sulfuros y pH.	55
6.1.3 Características microbiológicas.	57
6.1.4 Características hidrobiológicas.	60

Productores Primarios.	60
Consumidores.	65

6.2. CIÉNAGA DE BALBOA **70**

6.2.1 Análisis fisicoquímico de las aguas.	70
Temperatura, pH, OD.	70
Sólidos Suspendidos Totales (SST), Sólidos Sedimentables (SSED) y Sólidos Disueltos (SDT).	71
Salinidad y conductividad.	73
Demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO).	74
Compuestos orgánicos.	76
Nutrientes.	77
Cloruros, Sulfatos y sulfuros.	78
Clorofila a.	79
Metales pesados.	80
6.2.2 Aspectos sedimentológicos: Materia Orgánica (MO), sulfuros y pH.	81
6.2.3 Características microbiológicas.	84
6.2.4 Características hidrobiológicas.	87
Productores Primarios.	87
Consumidores.	90

6.3. CIÉNAGA EL RINCÓN **94**

6.3.1 Análisis fisicoquímicos de las aguas.	94
Temperatura, pH, OD.	94
Sólidos Suspendidos Totales (SST), Sólidos Sedimentables (SSED) y Sólidos Disueltos Totales (SDT).	96
Salinidad y conductividad.	97
Demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO).	98
Compuestos orgánicos.	99
Nutrientes.	100
Cloruros, Sulfatos y sulfuros.	102
Turbidez, Alcalinidad Total, Dureza Total, Dureza Magnésica y Dureza Cálcica.	102
Clorofila a.	104
Metales pesados.	104
6.3.2. Aspectos sedimentológicos: Materia Orgánica (MO), sulfuros y pH.	105
6.3.3 Características Microbiológicas.	107
6.3.4 Características Hidrobiológicas.	110
Productores Primarios.	110
Consumidores.	112

ANEXOS **125**

ÍNDICE DE FIGURAS

Pág

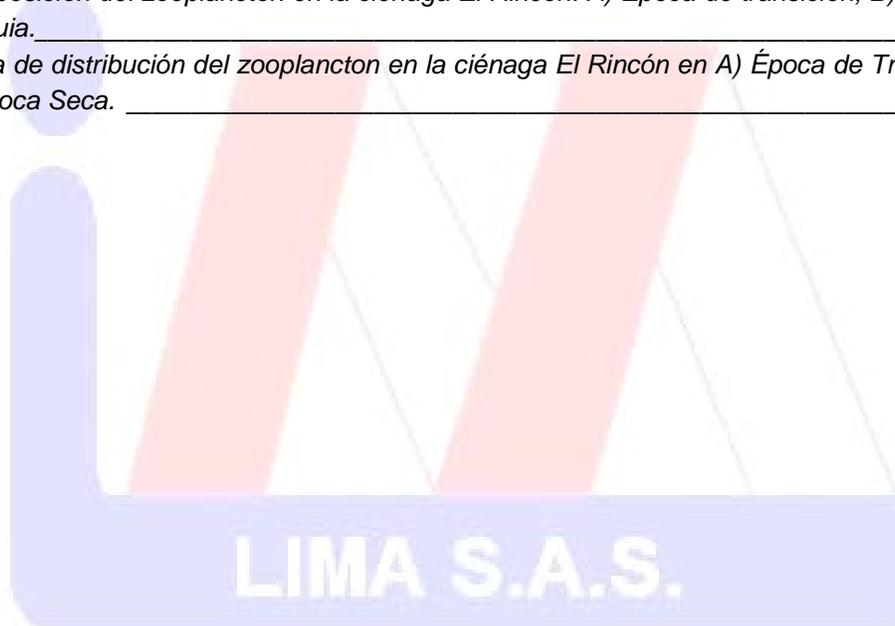
<i>Figura 1. Fotografía satelital de la Ciénaga de Mallorcaín.</i>	30
<i>Figura 2. Fotografía satelital de la Ciénaga de Balboa.</i>	30
<i>Figura 3. Fotografía satelital de la Ciénaga El Rincón.</i>	31
<i>Figura 4. Variación de la temperatura durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorcaín.</i>	37
<i>Figura 5. Distribución superficial del OD en la ciénaga de Mallorcaín. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.</i>	38
<i>Figura 6. Variación de los SST durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorcaín.</i>	39
<i>Figura 7. Variación de los SSED durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorcaín.</i>	39
<i>Figura 8. Variación de los SDT en las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorcaín.</i>	39
<i>Figura 9. Variación de la salinidad durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorcaín.</i>	40
<i>Figura 10. Distribución espacial de la Salinidad (UPS) de la ciénaga del Mallorcaín en las épocas de: A) Transición, B) Lluvias y C) Sequía.</i>	40
<i>Figura 11. Variación de la conductividad durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorcaín.</i>	41
<i>Figura 12. Variación de la DQO durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénagas de Mallorcaín.</i>	41
<i>Figura 13. Distribución superficial de la DQO en la ciénaga de Mallorcaín en: A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.</i>	42
<i>Figura 14. Variación de la DBO durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorcaín.</i>	43
<i>Figura 15. Variación de la de grasas y aceites durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorcaín.</i>	43
<i>Figura 16. Variación de Fenoles durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorcaín.</i>	44
<i>Figura 17. Variación de hidrocarburos totales durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorcaín.</i>	44
<i>Figura 18. Variación de los A) Ortofosfatos y B) Fósforo total, durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorcaín.</i>	45
<i>Figura 19. Distribución espacial de ortofosfatos (A y B) y Fósforo Total (C y D) en el agua superficial en la ciénaga de Mallorcaín en el departamento del Atlántico, respectivamente en épocas de transición y sequía.</i>	46
<i>Figura 20. Variación de la concentración de: A) NO₃⁻ y B) NO₂⁻ en época de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorcaín.</i>	46
<i>Figura 21. Variación de la concentración de nitrógeno de Kjeldahl durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorcaín.</i>	49
<i>Figura 22. Distribución espacial del Nitrógeno de Kjedahl en la época de transición y lluvia.</i>	49
<i>Figura 23. Variación de la concentración de: A) Turbidez, B) Alcalinidad Total, C) Dureza Total, D) Dureza magnésica y E) Dureza cálcica, durante las épocas de transición, lluvia y sequía en ciénaga de Mallorcaín.</i>	50
<i>Figura 24. Variación de la concentración de clorofila a, durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la época de transición, en la ciénaga de Mallorcaín.</i>	51
<i>Figura 25. Distribución espacial de la Clorofila a en el agua superficial de la ciénaga de Mallorcaín. A) Época de transición, B) Época de lluvia y C) Época de sequía.</i>	52

Figura 26. Distribución espacial del hierro (Fe) en el agua superficial de la ciénaga de Mallorca. A) Época de lluvia y B) Época de sequía.	53
Figura 27. Distribución espacial del Cadmio (Cd), en las aguas superficiales de la ciénaga de Mallorca. A) Época de lluvias y B) Época de sequía.	53
Figura 28. Distribución espacial del Plomo (Pb) en aguas superficiales de la ciénaga de Mallorca. A) Época de lluvias y B) Época de sequía.	54
Figura 29. Distribución espacial de la materia orgánica en el sedimento de la ciénaga de Mallorca. A) Época de transición, B) Época de lluvia y C) Época de sequía.	55
Figura 30. Distribución espacial de los sulfuros en el sedimento de la ciénaga de Mallorca. A) Época de transición, B) Época de lluvia y C) Época de sequía.	56
Figura 31. Distribución espacial del pH en el sedimento de la ciénaga de Mallorca. A) Época de transición, B) Época de lluvia y C) Época de Sequía.	57
Figura 32. Variación de los Enterococcus sp. durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorca.	58
Figura 33. Distribución espacial de Enterococcus sp. en el agua superficial de la ciénaga de Mallorca. A) Época de lluvia, B) Época de transición y C) Época de lluvia.	58
Figura 34. Variación de los Pseudomonas durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorca.	59
Figura 35. Distribución espacial de Pseudomonas en el agua superficial de la ciénaga de Mallorca. A) Época de transición, B) Época de lluvia y C) Época de sequía.	60
Figura 36. Composición de las cianobacterias y microalgas del perifiton en la ciénaga de Mallorca. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.	61
Figura 37. Composición de las cianobacterias y microalgas del fitoplancton en la ciénaga de Mallorca. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.	63
Figura 38. Mapa de distribución del fitoplancton en la ciénaga de Mallorca en A) Época de Transición, B) Época de Lluvias, C) Época Seca.	64
Figura 39. Mapa de distribución de los macroinvertebrados bentónicos en la ciénaga de Mallorca en A) Época de Transición, B) Época de Lluvias, C) Época Seca.	66
Figura 40. Composición del zooplancton en la ciénaga de Mallorca. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.	67
Figura 41. Mapa de distribución del zooplancton en la ciénaga de Mallorca en A) Época de Transición, B) Época de Lluvias, C) Época Seca.	69
Figura 42. Variación de la temperatura durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la Ciénaga de Balboa.	70
Figura 43. Variación del oxígeno disuelto (ml/L) durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la Ciénaga de Balboa.	70
Figura 44. Distribución espacial del oxígeno disuelto en las aguas superficiales de la ciénaga de Balboa en Época de lluvias.	71
Figura 45. Variación de los Sólidos Suspendidos Totales durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la Ciénaga de Balboa.	71
Figura 46. Distribución espacial de SST en las aguas superficiales de la ciénaga de Balboa. A) Época de transición, B) Época de lluvia y C) Época de sequía.	72
Figura 47. Variación de los Sólidos Sedimentables durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.	73

Figura 48. Variación de los Sólidos Disueltos Totales durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.	73
Figura 49. Variación de la salinidad durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.	73
Figura 50. Variación de la conductividad durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.	74
Figura 51. Variación de la demanda bioquímica de oxígeno durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.	74
Figura 52. Distribución espacial de DQO en las aguas superficiales de la ciénaga de Balboa. A) Época de transición, B) Época de lluvia y C) Época de sequía.	75
Figura 53. Variación de la Demanda Biológica de Oxígeno durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.	76
Figura 54. Variación de: A) Grasas y aceites, B) Fenoles y C) Hidrocarburos Totales, durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.	77
Figura 55. Variación de la concentración de: A) NO ₃ ⁻ y B) NO ₂ ⁻ durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.	78
Figura 56. Variación de la concentración de N total de Kjeldahl durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.	78
Figura 57. Variación de la concentración de: A) Cloruros, B) Sulfatos y C) Sulfuros durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.	79
Figura 58. Variación de la concentración de clorofila a durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.	79
Figura 59. Distribución espacial de la clorofila a en las aguas superficiales de la ciénaga de Balboa. A) Época de transición, B) Época de lluvia y C) Época de sequía.	80
Figura 60. Distribución espacial de la materia orgánica MO (%) en el sedimento de la ciénaga de Balboa. A) Época de transición, B) Época de lluvia y C) Época de sequía.	82
Figura 61. Distribución espacial de sulfuros en el sedimento de la ciénaga de Balboa en Época de transición.	83
Figura 62. Distribución espacial de pH en el sedimento de la ciénaga de Balboa. A) Época de transición, B) Época de lluvia y C) Época de sequía.	84
Figura 63. Variación de los Enterococcus sp. durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.	85
Figura 64. Variación de P. aeruginosa durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.	85
Figura 65. Distribución espacial de Pseudomonas en las aguas superficiales de la ciénaga de Balboa. A) Época de transición, B) Época de lluvia y C) Época de sequía.	86
Figura 66. Composición de las cianobacterias y microalgas del perifiton en la ciénaga de Balboa. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.	88
Figura 67. Composición de las cianobacterias y microalgas del fitoplancton en la ciénaga de Balboa. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.	88
Figura 68. Mapa de distribución del fitoplancton en la ciénaga de Balboa en A) Época de Transición, B) Época de Lluvias, C) Época Seca.	90
Figura 69. Composición del zooplancton en la ciénaga de Balboa. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.	91
Figura 70. Mapa de distribución del zooplancton en la ciénaga de Balboa en A) Época de Transición, B) Época de Lluvias, C) Época Seca.	93

Figura 71. Variación de la temperatura durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.	94
Figura 72. Variación del pH durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.	94
Figura 73. Distribución espacial del pH en las aguas superficiales de la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de Lluvias y C) Época de Sequía.	95
Figura 74. Variación del Oxígeno disuelto durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.	95
Figura 75 Distribución del OD en las aguas superficiales de la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de Lluvias y C) Época de Sequía.	96
Figura 76. Variación de los SST durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.	96
Figura 77. Distribución espacial del pH en las aguas superficiales de la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de Lluvias y C) Época de Sequía.	97
Figura 78. Variación de los SDT durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.	97
Figura 79. Variación de la salinidad durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.	98
Figura 80. Variación de la conductividad durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.	98
Figura 81. Variación de la DQO durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.	98
Figura 82. Distribución de la DQO en las aguas superficiales de la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de Lluvias y C) Época de Sequía.	99
Figura 83. Variación de la DBO durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.	99
Figura 84. Variación de: A) Grasas y aceites, B) Fenoles y C) Hidrocarburos totales, durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.	101
Figura 85. Variación de la concentración de: A) NO_3^- y B) NO_2^- durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.	101
Figura 86. Variación de la concentración N total de Kjeldahl durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.	102
Figura 87. Variación de la concentración de: A) Cloruros, B) Sulfatos y C) Sulfuros durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.	102
Figura 88. Variación de la concentración de: A) Turbidez, B) Alcalinidad Total, C) Dureza Total, D) Dureza magnésica y E) Dureza cálcica, durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.	103
Figura 89 Variación de la concentración de clorofila a durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.	104
Figura 90. Distribución espacial de a Clorofila a en las aguas superficiales de la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de Lluvias y C) Época de Sequía.	104
Figura 91. Distribución espacial del Hierro (Fe) en el sedimento de la ciénaga El Rincón. A) Época de Lluvias y B) Época de Sequía.	105
Figura 92. Distribución espacial de materia orgánica (MO) en el sedimento de la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de Lluvias y C) Época de Sequía.	106
Figura 93. Distribución espacial del sulfuro en el sedimento de la ciénaga El Rincón. A) Época de Lluvias y B) Época de Sequía.	107
Figura 94. Distribución espacial del pH en el sedimento de la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de Lluvias y C) Época de Sequía.	107
Figura 95. Variación de los P.aeruginosa. durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.	109

Figura 96. . Distribución espacial de <i>Pseudomonas</i> en las aguas superficiales de la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de Sequía.	109
Figura 97. Composición de las cianobacterias y microalgas del perifiton en la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.	110
Figura 98. Composición de las cianobacterias y microalgas del fitoplancton en la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.	111
Figura 99. Mapa de distribución del fitoplancton en la ciénaga El Rincón en A) Época de Transición, B) Época de Lluvias, C) Época Seca.	112
Figura 100. Composición de los peces en la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.	113
Figura 101. Composición de los macroinvertebrados bentónicos en la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.	114
Figura 102. Composición del zooplancton en la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.	115
Figura 103. Mapa de distribución del zooplancton en la ciénaga El Rincón en A) Época de Transición, B) Época de Lluvias, C) Época Seca.	115



LABORATORIO PARA LA INDUSTRIA
Y EL MEDIO AMBIENTE LIMA S.A.S.

1. INTRODUCCIÓN

Basados en la definición de RAMSAR (1971), los humedales son extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2013). En el departamento del Atlántico (Colombia), existe gran diversidad de estos, dentro de los cuales se tienen algunos marinos que incluyen lagunas costeras, humedales ribereños influenciados por ríos y arroyos, y ecosistemas palustres como las ciénagas.

Según Bird (1994), las lagunas costeras son áreas de aguas relativamente someras, que se han separado parcial o totalmente del mar por un cordón litoral, normalmente de arena o grava, formado por la acción de las olas, por encima del nivel de la marea alta. Son el resultado de la sedimentación marina, poseen poca profundidad, se comunican con el mar a través de canales (bocas) que interrumpen la continuidad de la barra (cordón litoral) y debido a la influencia de aguas dulces y saladas, generalmente son salobres, con un gradiente de salinidad que va disminuyendo a medida que se aleja de la boca.

Dentro de la definición de lagunas costeras se encuentran las ciénagas de Mallorquín y la de Balboa, estando la primera influida por el río Magdalena y constituida por los arroyos Grande y León, vinculados al distrito de Barranquilla, mientras segunda colinda con el municipio de Puerto Colombia y tiene su origen en los cambios morfológicos ocurridos en la

línea de costa a raíz de la construcción de los tajamares de Bocas de Cenizas (FEDEC, 2003), quedando separada del mar por una barra de arena que desaparece temporalmente, dejando pasar las aguas saladas que le dan su característica estuarina, mientras que las aguas dulces provienen de los arroyos Juaruco, Caña, Cucambito y El Volcán.

Por su parte, la ciénaga El Rincón, también conocida como “Lago del Cisne”, está ubicada en el municipio de Puerto Colombia y es un cuerpo de agua de poca extensión, lejano a la línea de costa cuyas aguas provienen de escorrentías y del arroyo León, su principal afluente.

Los tres sistemas en estudio, han presentado alteraciones en la calidad de sus aguas principalmente por descargas de aguas residuales provenientes de poblaciones aledañas. También han perdido su capacidad hidrológica (como en el caso de la ciénaga El Rincón) consecuencia de la continua explotación de sus aguas para el uso de mantenimiento de jardines y amplios campos deportivos. Y en el caso de la ciénaga de Mallorquín, además de las afectaciones causadas por la recepción de una carga orgánica considerablemente alta a través del arroyo León, se ha alterado su régimen hidráulico, modificando las entradas naturales de agua a través del río Magdalena y se han transformado las orillas para la construcción de viviendas. Estas intervenciones han traído como consecuencia que las tres ciénagas sean ricas en nutrientes y varíen su diversidad de fauna y flora.

Los humedales, como las ciénagas, figuran entre los medios más productivos del mundo, son reservorios de amplia diversidad biológica y fuente de agua para innumerables especies animales. Debido a su importancia como ecosistemas, como sustento alimenticio de las poblaciones aledañas que explotan sus recursos y a su utilización con fines domésticos y recreativos, es necesario conocer la calidad del agua presente de estos tres ecosistemas, evaluando las tramas tróficas que se desarrollan, que incluyen la flora, la fauna, los microorganismos y las variables físicas y químicas que las rigen, teniendo en cuenta que ante los procesos naturales y las actividades humanas, la estructura de las comunidades biológicas se modifica, por lo cual el conocimiento previo de la composición y estructura de los organismos que ahí habitan y su caracterización continua e integrada, permite comparar las modificaciones, tomar medidas preventivas y/o acciones de recuperación.

Las características del agua se puede evaluar con índices de de Calidad de Agua (ICA). El Servicio Nacional de Estudios Territoriales (SNET) de El Salvador, indica que el ICA propuesto por Brown es una versión modificada del Water Quality Index (WQI) desarrollada por La Fundación de Sanidad Nacional de EE.UU. (NSF, siglas en ingles), que tenía como objeto tener un sistema para comparar ríos en varias regiones del país (SNET). Este índice, diseñado en 1970, aun hoy en día es ampliamente utilizado entre todos los índices de calidad de agua existentes, sirviendo para medir los cambios en la calidad del agua a través del tiempo, comparando la calidad del agua de diferentes sistemas alrededor del mundo. Los resultados

pueden ser utilizados para determinar si dicho sistema es saludable o no.

En Colombia, se han implementado diferentes estrategias que permiten esta evaluación. El Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) ha diseñado diferentes indicadores que calculan la disponibilidad del recurso y las restricciones por afectaciones a la oferta o a la calidad. Estos índices están asociados al régimen natural (Índice de Aridez - IA, Índice de Regulación Hídrica - IRH) y a la intervención antrópica (Índice de Uso del Agua - IUA, Índice de Vulnerabilidad al desabastecimiento - IVH, Índice de Amenaza Potencial por Afectación a la Calidad del Agua - IACAL e Índice de Calidad del Agua - ICA) (Mancera-Quevedo, 2017). Así mismo, Ramírez et al. (1997), desarrollaron cuatro indicadores de contaminación (Índice de contaminación por mineralización-ICOMI, Índice de contaminación por materia orgánica-ICOMO, Índice de contaminación por sólidos suspendidos-ICOSUS e Índice de contaminación trófica-ICOTRO) para la valoración de aguas continentales, que luego fueron complementados con indicadores para la caracterización de aguas naturales y vertimientos (Índice de contaminación por pH-ICOpH, Índice de contaminación termal-ICOTEM y varios índices de contaminación para hidrocarburos aromáticos y alifáticos) en Ramírez et al. (1999). Además, la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC) y la Universidad del Valle adaptaron a partir del ICA NSF un indicador denominado ICAUCA, aplicable a un tramo del río Cauca. También se han usado bioindicadores como los macroinvertebrados acuáticos, en sistemas lóticos y lénticos de altas y bajas latitudes, como índices de la calidad de agua, adaptadas a ecosistemas colombianos (Biological

Monitoring Working Party - BMWP_{COL}) o la BMWP_L adaptadas a sistemas lénticos de Colombia (Castellanos et al., 2017).

García-Quevedo (2012) menciona que la calidad de los recursos hídricos superficiales requiere de todo un marco metodológico de evaluación que permita obtener resultados tanto exactos como reproducibles contextualizados al caso de aplicación, por lo que recomienda realizar o utilizar un ICA específico para cada territorio debido a la particularidad que pueden presentar sus aguas.

Los ICA son una herramienta para la evaluación del recurso hídrico, cuyo principal objetivo es expresar las condiciones de calidad de un cuerpo de agua, mediante el análisis de un valor único, obtenido del cálculo matemático de una combinación de parámetros ambientales (Mancera-Quevedo, 2017). Teniendo en cuenta que para una mejor evaluación de la calidad de los cuerpos de agua, es recomendable diseñar indicadores para cada ecosistema, debido a que estos responden a diversas características locales, se decide construir un Índice de Calidad

Ambiental para tres cuerpos de agua en el departamento del Atlántico (ciénaga de Mallorquín, ciénaga El Rincón y ciénaga de Balboa) que presentan diversas problemáticas ambientales ocasionadas principalmente por intervenciones antrópicas, mediante la fusión de información obtenida de la aplicación del método Delphi (consulta a expertos) y la utilización de correlaciones entre variables físicas, químicas, microbiológicas e hidrobiológicas monitoreadas durante tres épocas climáticas: transición, lluvia y sequía, basados en el diseño del Índice de Calidad de agua WQI (Water quality Index), desarrollado por la Fundación de Sanidad Nacional NSF (National Sanitation Foundation) de los Estados Unidos de América del Norte y los índices de contaminación (ICO) construidos por Ramírez et al., (1997) y Ramírez et al., (1999).

Este documento contiene información de la caracterización fisicoquímica, microbiológica e hidrobiológica de las ciénagas de Mallorquín, El Rincón y Balboa, utilizada para la construcción de un Índice de Calidad Ambiental para cada uno de estos cuerpos de agua.

2. JUSTIFICACIÓN

La sociedad siempre se ha beneficiado ampliamente de los servicios ofrecidos por los diferentes sistemas acuáticos y por consiguiente han generado una gran influencia directa o indirecta sobre ellos y su biota, presión que ha resultado en un detrimento de la calidad ambiental del sistema, en la cual es esencial poner en práctica políticas exitosas de gestión y conservación del agua (Aguilar, 2005). Para activar estas políticas es necesario conocer el ecosistema, tener información base y monitorearlo en el transcurrir del tiempo.

Mediante los índices de calidad de agua, que incluyen variables fisicoquímicas, microbiológicas e hidrobiológicas, se puede conocer cada ecosistema. Pero a pesar que existe una variada oferta de índices, su aplicación en los ecosistemas acuáticos de la costa Colombiana, no permiten obtener resultados efectivos, puesto que es recomendable que los indicadores sean diseñados para cada zona o para cada ecosistema debido a que éstos responden a diversas características locales; lo que se ha evidenciado en varios trabajos realizados por la CRA (CRA 2013, 2014a, 2014b), donde la utilización de alguno de estos índices no siempre arrojan resultados que se ajustan a la calidad observada.

En relación a los índices desarrollados para cada región en Colombia, se tiene que la aplicación de $BWMP_L$ permite clasificar adecuadamente al área estudiada, en el caso del Embalse del Guájaro del departamento del Atlántico, como clase II, es decir, agua con evidentes efectos de contaminación; es importante separar la evaluación por zona y por periodos de lluvia y sequía, a través de

macroinvertebrados bentónicos y macrófitos asociados (Castellanos et al., 2017). Para Mancera-Quevedo (2017) el $ICA_{ciénagas}$ es un indicador que permite evaluar adecuadamente el estado de calidad general de las aguas de las ciénagas que forman parte de la zona inundable del río Magdalena en el departamento del Atlántico, así mismo cada subíndice (ecuación calculada en cada variable) de los que conforman el $ICA_{ciénagas}$ es un indicador de la condición particular de los cuerpos de agua con respecto a ese tipo de contaminación. El Índice de Integridad Biótica de Macroinvertebrados (IIBM) propuesto para el departamento del Cesar, recoge distintos aspectos ecológicos de la comunidad de invertebrados acuáticos y parece mostrar adecuadamente la calidad del agua de las ciénagas, por lo que podría utilizarse en el futuro para hacer seguimiento a la calidad del agua en este tipo de ecosistemas (Pinilla, 2016).

Se evidencia que la creación de ICA para zonas específicas ha sido un gran aporte para el país, sin embargo en la zona norte, influenciada por el mar Caribe, la implementación de índices es poca, se cuentan con algunos casos para cuerpos de agua lóticos, pero en lagunas costeras esto no existe. Y considerando que los humedales son importantes para mantener procesos ecológicos fundamentales, que se caracterizan por poseer una riqueza a nivel de flora y fauna y que reportan beneficios a las comunidades locales y a la sociedad humana en general (RAMSAR, 1971), este estudio de creación de un índice que caracterice las tres Ciénagas: Mallorquín, El Rincón y Balboa, reviste gran interés, debido al aporte de información de

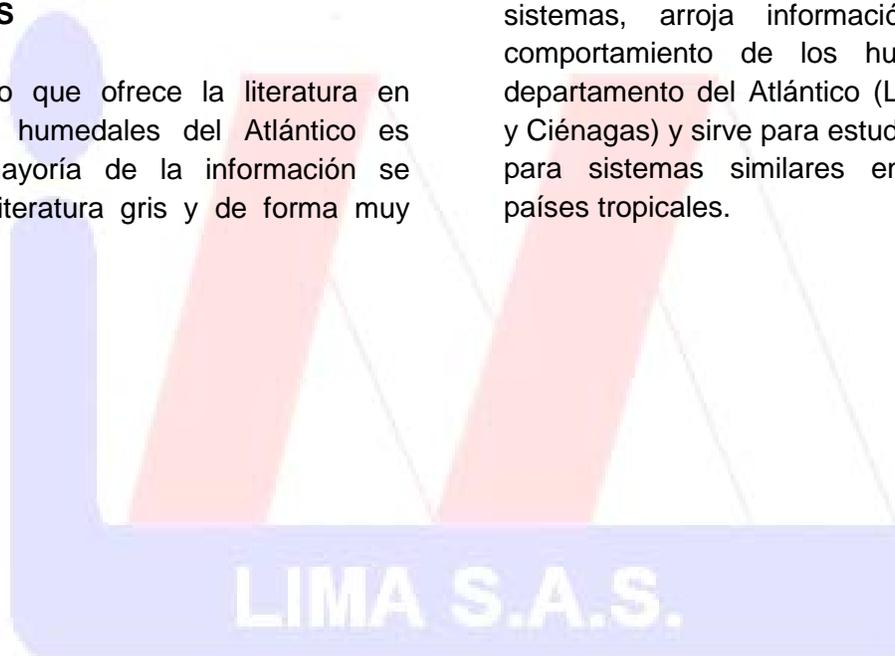
línea base y a la herramienta desarrollada para el monitoreo de las ciénagas y su evolución en el tiempo. Y teniendo en cuenta las características locales de las ciénagas de Mallorquín, El Rincón y Balboa, la construcción de un Índice de Calidad Ambiental para los tres cuerpos de agua del departamento del Atlántico, servirá como instrumento ideal de evaluación y valoración de la calidad de sus aguas.

2.1. ALCANCES

El conocimiento que ofrece la literatura en relación a los humedales del Atlántico es precario, la mayoría de la información se encuentra en literatura gris y de forma muy

puntual y/o aislada, y no responden a una evaluación sistemática, este estudio brinda una información necesaria para la creación un índice de calidad de agua, que es base para establecer planes de manejo, uso y conservación.

De igual manera, el desarrollo de la caracterización de los humedales, deja asentado información valiosa que sirve como línea base a estudios continuos de éstos sistemas, arroja información general del comportamiento de los humedales en el departamento del Atlántico (Lagunas costeras y Ciénagas) y sirve para estudios comparativos para sistemas similares en Colombia y/o países tropicales.



LIMA S.A.S.

LABORATORIO PARA LA INDUSTRIA
Y EL MEDIO AMBIENTE LIMA S.A.S.

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVO GENERAL

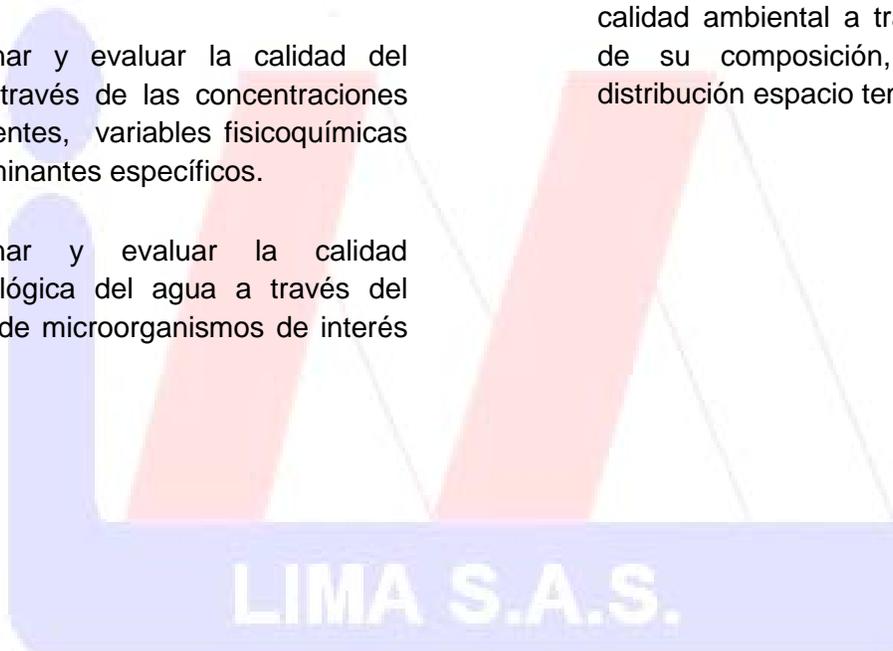
Caracterizar fisicoquímica, microbiológica e hidrobiológicamente las ciénagas de Mallorquín, Rincón y Balboa, con el fin de evaluar su estado actual de calidad, mediante la elaboración de un índice de calidad de agua.

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar y evaluar la calidad del agua a través de las concentraciones de nutrientes, variables fisicoquímicas y contaminantes específicos.
- Determinar y evaluar la calidad microbiológica del agua a través del análisis de microorganismos de interés

como los coliformes totales y fecales, *Pseudomonas*, *Salmonella* y *Enterococcus faecalis*.

- Determinar y evaluar las principales comunidades hidrobiológicas (perifiton, fitoplancton, zooplancton, macrófitas, macroinvertebrados bentónicos e ictioplancton) como indicadores de la calidad ambiental a través del análisis de su composición, abundancia y distribución espacio temporal.



LIMA S.A.S.

LABORATORIO PARA LA INDUSTRIA
Y EL MEDIO AMBIENTE LIMA S.A.S.

4. GENERALIDADES

4.1. MARCO CONCEPTUAL

Se presenta una breve descripción de algunas variables usadas en la caracterización de los humedales en estudio, con el fin de tener una mejor comprensión de los objetivos y resultados alcanzados.

4.1.1 Limnológico (a).

Hace referencia a factores, variables y características estudiadas en el objeto de estudio de la Limnología.

4.1.2 Limnología.

Rama de la ecología que estudia todo lo relacionado a ecosistemas acuáticos continentales, es decir aquellos ecosistemas acuáticos ubicados en continentes, involucrando a lagos, lagunas, ríos, charcas, marismas y estuarios, sin considerar a los no continentales como lo son los mares y los océanos. Esta ciencia es multidisciplinaria, ya que para la comprensión de la dinámica de cada cuerpo de agua intervienen todas las ciencias y su estudio, como lo son la física, la química, la biología y la geología (Ramírez y González, 2005).

Debido a que el desarrollo de las actividades humanas está íntimamente unido a ríos, lagos, estuarios, los estudios limnológicos son fundamentales para el manejo integral sustentable de estos cuerpos de agua. Y debido a que la contaminación y eutrofización de los cuerpos de aguas continentales son cada vez más frecuentes, las investigaciones en el área de la limnología se dirigen a estos temas donde son de importancia los índices de la calidad de las aguas.

4.1.3 Características físico-químicas de los cuerpos de agua.

Para conocer las características físico-químicas de los cuerpos de agua se miden (o usan) a nivel mundial variables como:

Temperatura. Es el estado térmico de un sistema, es decir, el grado mayor o menor de temperaturas bajas (frío) o altas (calor) que presenta (Ramírez y González, 2005). La temperatura limita la riqueza y distribución de la vida acuática (Custodio y Chanamé, 2016). La medición de esta variable es *in situ*.

El pH. La medición del pH, *in situ*, es uno de las actividades más importantes y de mayor frecuencia en las pruebas químicas del agua. El pH indica la concentración de hidrogeniones (H⁺) en el agua o los suelos, lo que expresa el grado de acidez por debajo de 7 unidades o de alcalinidad por encima de 7 unidades (Ramírez y González, 2005). La concentración del ion H⁺ regula el origen, movilidad y disponibilidad de iones y afecta sus diferentes formas en el cuerpo de agua (Arimoro et al., 2017).

El INVEMAR (2003, como se citó en Mancera, 2017) indica que el rango de pH para aguas naturales oscila entre 4 y 9 y la mayoría son ligeramente básicas debido a la presencia de bicarbonatos y carbonatos de metales alcalinos y alcalinotérreos, solo las aguas puras a 25°C tienen un pH neutro igual a 7.

Ramírez y Viña (1998), describen cómo las variaciones del pH conducen a cambios en el carbono presente en el cuerpo de agua. Así: en el rango de 4,5 a 8 se reduce el CO₂ e

incrementan los bicarbonatos, en pH mayores a 8 descienden los bicarbonatos y aumentan los carbonatos. En medios oligotróficos el carbono se mantiene como bicarbonato, pero en sistemas eutróficos la reacción puede dirigirse a los extremos, produciendo cambios drásticos en el pH en el ciclo día-noche: durante el día el CO_2 presente en el agua es consumido al incorporarse a los organismos autótrofos en el proceso de fotosíntesis, lo que conduce a incrementos en el pH que a su vez determinan aumento en las concentraciones de bicarbonatos y carbonatos, este proceso se invierte en la noche.

Oxígeno disuelto (OD). Es la cantidad de oxígeno presente en el cuerpo de agua, encontrándose su mayor concentración en las aguas más superficiales (Ramírez y González, 2005). Las concentraciones de OD en aguas naturales dependen de las características fisicoquímicas (ej. Temperatura) y la actividad bioquímica de los organismos en los cuerpos de agua (Mancera, 2017). El OD con valores de 8 a 10 mg/L es un agua no contaminada (Arimoro *et al.*, 2017), por debajo a 5 mg/L pone a la vida acuática bajo presión y niveles por debajo de 1 – 2 mg/L causará la muerte de la biota en pocas horas.

El oxígeno constituye uno de los elementos de mayor importancia en los ecosistemas acuáticos, ya que su presencia y concentración definen el tipo de especies que lo habitan de acuerdo con sus tolerancias y rangos de adaptación, y por ende establecen toda la estructura y funcionamiento biótico de estos sistemas. El análisis del OD es clave en el control de la contaminación en las aguas naturales y en los procesos de tratamiento de las aguas residuales, industriales o domésticas.

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO). Es el consumo de oxígeno en un cuerpo de agua, producto de la degradación bioquímica de los componentes orgánicos por parte de la acción de microorganismos heterotróficos, en general por un periodo de cinco días (DBO_5) a 20°C , en un ambiente oscuro y bajo condiciones aeróbicas; se expresa en mg/L (Ramírez y González, 2005). El aumento de los desechos orgánicos en el agua requiere una alta demanda de oxígeno.

Demanda química de oxígeno (DQO). La DQO determina la cantidad de oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica en una muestra de agua, bajo condiciones específicas de agente oxidante, temperatura y tiempo. Durante la determinación de la DQO, la materia orgánica se convierte en dióxido de carbono y agua, sin importar que tan asimilable biológicamente sea la sustancia, por ejemplo, la glucosa y la lignina son oxidadas completamente. Como resultado, los valores de la DQO son mayores que los de la DBO_5 y la diferencia puede ser mucho mayor cuando se presentan cantidades significativas de materia orgánica resistente o refractaria, como ocurre en el caso de los desechos de pulpa de madera, a causa de su alto contenido en lignina (Roldan y Ramírez, 2008).

Transparencia. Propiedad del agua, lo cual permite que la luz se transmita a través de ella (Ramírez y González, 2005). La forma más común de medirla es con el uso del disco de Secchi cuyo diámetro es de 20 a 30cms, dividido en cuatro porciones que se pintan de blanco y negro de forma alterna. Las mediciones se realizan desde la superficie del agua, desde donde se introduce el disco atado a una cuerda graduada y se anota la

profundidad en metros que el disco alcanza antes de perderse de vista.

Turbidez. Es la disminución de la transparencia del agua por la presencia de material en suspensión, como partículas de arcilla o limo, organismos muertos o pequeñas plantas y animales vivos (Ramírez y González, 2005).

Sólidos. De la diferencia entre los sólidos totales de una muestra de agua no filtrada y los sólidos de la muestra filtrada resultan los sólidos suspendidos totales, formado por partículas insolubles mayores a 0,45 μ , provenientes de la erosión del suelo, la remoción de arena y los efluentes domésticos e industriales que se pueden eliminar por filtración (Ramírez y González, 2005).

Por su parte, los sólidos coloidales consisten en limo fino, bacterias, partículas causantes de color, virus, etc., los cuales no sedimentan sino después de periodos razonables, y su efecto global se traduce en el color y la turbiedad de aguas sedimentadas sin coagulación (IDEAM, 2007).

Mientras que los sólidos disueltos, materia orgánica e inorgánica, son invisibles por separado, no son sedimentables y globalmente causan diferentes problemas de olor, sabor, color y salud, a menos que sean precipitados y removidos mediante métodos físicos y químicos (IDEAM, 2007).

La influencia de este tipo de sólidos en la columna de agua, reduce la penetración de la luz al agua por reflexión y puede explicar la turbidez del sistema (Velásquez *et al.*, 2007).

Salinidad. Proporción de cloruro de sodio presente en un cuerpo de agua y aunque hay varios métodos para medirla, siempre se expresa en parte por mil (ppm) o unidades prácticas de salinidad (UPS).

Conductividad. La conductividad es un indicativo de las sales disueltas en el agua y mide la cantidad de iones, especialmente de Ca, Mg, Na, P, bicarbonatos, cloruros y sulfatos, siendo una medida indirecta de los sólidos disueltos. En general se puede decir que las aguas que tienen altas concentraciones de conductividad son corrosivas. Los valores habituales de conductividad son menores de 50 μ S/cm en aguas de bajo contenido iónico y desde 500 hasta 2000 μ S/cm para las fuertemente mineralizadas (Sierra-Ramírez, 2011).

Dureza. La dureza del agua o dureza total, es la suma de las durezas individuales debidas a los iones alcalinotérreos (magnesio, calcio, estroncio y bario), fijados en formas de carbonatos, sulfatos, cloruros, nitratos y fosfatos, expresadas en mmol/L (Ramírez y González, 2005). El contenido de los iones nombrados dependerá del suelo del que provienen.

Alcalinidad. Es la capacidad que tiene el agua para neutralizar ácidos fuertes (Ramírez y González, 2005). En las aguas naturales la alcalinidad se debe a la presencia de iones carbonatos (CO_3^{2-}) y bicarbonatos (HCO_3^-) los cuales ingresan al agua debido a la acción del CO_2 sobre los materiales naturales del suelo (Sierra-Ramírez, 2011).

Fósforo (P). El fósforo, junto al nitrógeno, es un nutriente esencial para la productividad primaria. Los fosfatos y los compuestos de

fósforos se encuentran en pequeñas concentraciones en las aguas naturales, por lo que sus altas concentraciones son indicativas de contaminación. Los ortofosfatos PO_4^{3-} son un tipo de fosfato cuya ausencia limita el crecimiento de las plantas.

Los fosfatos disueltos en los suelos son obtenidos por productores primarios e incorporados a sus células, para luego ser consumidas por los animales que absorben de ellas el fósforo. Cuando las plantas mueren o excretan productos de desecho, las bacterias fosfatizantes degradan la materia orgánica y la transforman en fosfatos inorgánicos disueltos, estando de nuevo disponible para los productores primarios.

La clasificación de los cuerpos de agua está directamente relacionada con la concentración de P, los oligotróficos (bajas concentraciones de fósforo) son nutricionalmente pobres y biológicamente improductivos, con aguas claras y mínima producción vegetal y pesquera; el incremento nutricional conduce a cuerpos de agua mesotróficos (medias concentraciones de fósforo) con crecimiento de plantas, aguas verdes o amarillas y con mayor cantidad de peces, y por último están los eutróficos (altas concentraciones de P), nutricionalmente ricos, con crecimiento prolífico de algas, plantas y peces, y baja calidad para recreación y otros usos (Baena, 2012).

Amonio, nitritos y nitratos. La naturaleza suministra importantes cantidades de nitratos, cuyos yacimientos resultan de la transformación del nitrógeno (N) a partir de materia orgánica descompuestas por microorganismos (Ramírez y González, 2005). Para obtener el N del que disponen los

productores primarios, ocurre un proceso de nitrificación en presencia de oxígeno, donde el amonio es transformado a nitrito (NO_2^-) por las bacterias de los géneros *Nitrosomonas* y/o *Nitrosococcus*, luego el NO_2^- se transforma al nitrato (NO_3^-) por medio de las bacterias *Nitrobacter*. Este NO_3^- es absorbido por las plantas e incorporado a sus tejidos en forma de un grupo funcional amino ($-\text{NH}_2$) que será ingerido por los animales y finalmente excretado como amonio, para iniciar de nuevo el ciclo.

La concentración de nitrato en aguas superficiales normalmente es baja (0-18 mg/L), sus valores óptimos pueden encontrarse en 25mg/L, pero puede llegar a alcanzar elevados niveles como consecuencia de las prácticas agrícolas o residuos urbanos y ganaderos (especialmente granjas), o por la aportación de aguas subterráneas ricas en nitrato (Rodríguez et al., 2012). El amonio es un indicador de posible contaminación del agua por bacterias, aguas residuales o residuos animales. Mientras la presencia de NO_2^- indica contaminación fecal reciente en los sistemas acuáticos, pues es un estado de oxidación intermedio entre el amonio y los nitratos.

Cloruros. El ion cloruro es uno de los iones inorgánicos que se encuentran en mayor cantidad en las aguas naturales, no suelen sobrepasar los 50 – 60 mg/L, sus altas concentraciones perjudica la vida de los productores primarios.

Grasas y Aceites. Las grasas son compuestos orgánicos que se forman de carbono, hidrógeno y oxígeno, siendo la fuente más concentrada de energía en los alimentos; pertenecen al grupo de las sustancias llamadas lípidos y vienen en forma líquida o

sólida, siendo combinaciones de ácidos grasos saturados y no saturados (Clesceri et al., 1992). La presencia de grasas y aceites en el agua no sólo provoca problemas en el tratamiento de éstas sino que también da lugar a la contaminación del suelo y los cuerpos de agua donde son descargadas. Las grasas y aceites que son altamente estables e inmiscibles con el agua, proceden en su mayoría de desperdicios alimenticios, a excepción de los aceites minerales que proceden de otras actividades, y al ser inmiscibles con el agua van a permanecer en la superficie, dando lugar a la aparición de natas y espumas que entorpecen cualquier tipo de tratamiento, biológico o físico – químico (Kemmer y McCallion, 1999).

Fenoles Totales. Grupos de compuestos orgánicos que en concentraciones bajas producen malos olores y mal gusto en las aguas, y en concentraciones altas son tóxicos para la vida acuática (Ramírez y González, 2005). Están presentes en el agua como resultado de la contaminación ambiental y de procesos naturales de descomposición de materia orgánica. Su concentración natural es usualmente inferior a 1ug/L y su nivel guía es de 2ug/L.

Los compuestos más frecuentemente identificados son fenol, cresol y los ácidos siríngico, vainílico y p-hidroxibenzoico, aunque en aguas contaminadas es posible detectar otros tipos como: clorofenoles, fenifenol y alquifenol.

Clorofila a. Pigmento esteroideo verde presente en todas las especies de fitoplancton, incluyendo organismos eucarióticos (algas) y procariotas (cianobacterias), que actúa como receptor de la energía lumínica en los

procesos fotosintéticos (Ramírez y González, 2005; Mancera, 2017). Es un indicador indirecto de la abundancia de microalgas en la columna de agua, las cuales incrementan su densidad a medida que aumentan las concentraciones de nutrientes disponibles (Mancera, 2017).

Sulfatos y sulfuros. La forma más común como se encuentra el azufre en el agua es el ion sulfato (SO_4), los cuales pueden ser fácilmente lixiviados. El sulfato entra al agua con la lluvia y por disolución de las rocas que contengan compuestos como sulfato de calcio (CaSO_4) y pirita (FeS_2). En suelos anaeróbicos el azufre predomina en forma de sulfuros y polisulfuros, como ocurre en lagunas costeras y manglares.

El azufre orgánico proveniente del detritus vegetal es descompuesto por bacterias en sulfatos o sulfuros, dependiendo de las condiciones de aireación. Otra fuente importante de azufre es la actividad volcánica. El hombre actualmente aporta a la atmosfera una cantidad de SO_4 dos a cuatro veces la actividad volcánica, a través de la actividad industrial, principalmente por la combustión del carbón (Roldan y Ramírez, 2008).

La Organización Mundial de la Salud sugiere un máximo de 250 mg/L de sulfatos en las aguas para consumo humano. Un exceso del mismo puede ser un laxativo para el ser humano.

En el caso de los sulfuros, viene a ser tóxico para la mayoría de los organismos aeróbicos incluyendo la vegetación.

Hidrocarburos Totales del Petróleo (HTP). Compuestos orgánicos utilizado generalmente como combustible y lubricante, su presencia es

indicativo de contaminación. Los HTP destruyen el plancton, la vegetación, causa daños a las aves marinas y demás biota del sistema (Ramírez y González, 2005). Los principales factores que evidencian la contaminación de suelos y cuerpos de agua por hidrocarburos son los derrames accidentales durante la exploración, extracción y transporte de los mismos.

Detergentes. Son las sustancias que tienen la propiedad de separar partículas de suciedad adheridas a un cuerpo y conservarla luego en solución o en suspensión. Tiene propiedades emulsionantes, dispersantes, disolventes, humectantes o espumantes, y es un agente contaminante de los cuerpos de agua (Ramírez y González, 2005).

El poder contaminante de los detergentes se manifiesta en los vegetales acuáticos inhibiendo el proceso de la fotosíntesis, originando la muerte de la flora y la fauna acuática. A los peces les produce lesiones en las branquias, dificultándoles la respiración y provocándoles la muerte.

Aluminio (Al). El Al puede ser considerado un elemento bastante común por estar presente en casi todas las actividades humanas y aunque no es esencial se encuentra en los tejidos animales, sangre y orina en muy pequeñas cantidades (Cámara, 2011). El Al puede ser acumulado en diversos tipos de plantas y causar problemas de salud para los animales que lo consuman.

Lenntech (como se citó en Cámara, 2011) indica que los efectos del Al han llamado la atención de los investigadores, principalmente por los problemas de acidificación en el medio y la posibilidad de reaccionar con los iones

fosfatos, haciendo que estos últimos no estén disponibles para los organismos acuáticos.

Arsénico (As). El As es un metaloide sólido, cristalino, grisáceo, con valencias -3, 0, +3 y +5 cuya forma química predominante en agua depende esencialmente del pH y el potencial redox del medio, existe en la naturaleza de varias formas químicas, incluidas especies orgánicas e inorgánicas como resultado de su participación en complejos biológicos, procesos químicos y algunas aplicaciones industriales (Cámara, 2011). El As es un agente contaminante del agua, presente en casi todos los sulfuros metálicos naturales (Ramírez y González, 2005).

Los altos niveles de toxicidad del arsénico son muy bien conocidos en el hombre, quien lo puede absorber por vía oral o respiratoria, causando problemas cardiovasculares, del sistema nervioso, infecciones de los ojos, cáncer de piel, entre otros. Los organismos marinos acumulan cantidades substanciales de As de modos más eficientes que los terrestres. Las algas marinas absorben arseniatos, forma predominante de As en el agua de mar, debido a su similitud con los fosfatos, y estos pasan a formar parte de la cadena alimenticia. La toxicidad del As puede variar en varias órdenes dependiendo de su especiación (Cámara, 2011).

Cadmio (Cd). Dentro de los metales, el Cd es un elemento no esencial para el funcionamiento normal de los organismos y su presencia en el medio ambiente corresponde en su mayor parte a fuentes antropogénicas, este metal se vierte en el ecosistema marino desde fábricas de plásticos, pinturas, tubos fluorescentes, tubos de televisión, baterías, industria de autos y aviones, y puede

presentarse naturalmente en el petróleo crudo, gasolina, fertilizantes inorgánicos tales como fertilizantes fosfatados y lodos de agua negras usados en tierras agrícolas, los vertimientos municipales también son fuentes importantes de contaminación.

El Cd es considerado un contaminante importante debido a los efectos tóxicos en los organismos, aún en concentraciones muy pequeñas. Según la FAO (como se citó en Tovar, 2006) su concentración en el ambiente marino está generalmente por debajo de $1 \times 10^6 \mu\text{g/L}$ en el agua de mar y por debajo de 1 mg/Kg en el sedimento.

El Cd^{+2} representa uno de los contaminantes que ha recibido mayor atención entre los moluscos en estudios de toxicología ambiental, dada su ubicuidad en los ecosistemas marinos y peligrosidad de contaminación a través de la cadena trófica.

Cobre (Cu). EL Cu se presenta en la naturaleza como metal nativo y en minerales sulfurados como calcopirita, calcosita y cuprita u óxido cuproso natural. En general, el Cu se purifica mediante procesos de refinados electrolíticos y solo un 10% recurren al método de fusión de sales.

Es un poderoso tóxico para los peces y su concentración activa depende de la calidad del agua. En las plantas, el Cu produce lesiones en las raíces, inhibe el crecimiento radicular y promueve la formación de numerosas raicillas secundarias; las plantas acuáticas asimilan tres veces más cobre que las plantas terrestres.

El Cu precipita en agua salada, explicando el escaso contenido de Cu en este sistema, en

comparación con el agua dulce. El mayor contenido de Cu en agua potable con pH bajo se debe a la corrosión de la cañería, la mayoría de las veces. Esto puede modificar el color del agua y producir precipitados verdosos.

Cromo (Cr). El Cr es uno de los elementos que pueden encontrarse en las aguas residuales procedentes de una gran variedad de procesos industriales. Su toxicidad depende del estado de oxidación y concentración en que se encuentra.

El Cr puede presentarse en estado de oxidación +3 y +6, el trivalente Cr (III) es esencial en cantidades pequeñas para el metabolismo de mamíferos, mientras que a altas concentraciones puede ser tóxico. El hexavalente Cr (IV) es la forma química más tóxica, reportados por la International Agency for Research on Cancer (IARC) en el grupo I de carcinógenos. En su umbral tóxico, en baja cantidad produce irritación y úlceras, en alta cantidad daños hepáticos, renales, nerviosos y circulatorios.

Se halla de forma natural en rocas, plantas y suelos, en donde existe en combinación con otros elementos para formar diversos compuestos. A nivel industrial, tiene gran variedad de aplicaciones como pigmentos textiles, catalizadores, fungicidas, recubrimientos metálicos, fabricación de pigmentos para cemento, pintura, papel y caucho y otros que producen aguas residuales contaminadas con Cr, siendo un riesgo ambiental.

Hierro (Fe). El Fe es el cuarto elemento más abundante de la corteza terrestre, representando el 6,2% de su peso. Navas-

Pereira et al. (como se citó en Câmara, 2011) define al Fe como un micronutriente indispensable en el metabolismo de los seres vivos y ejerce gran influencia en el ciclo de otros nutrientes importantes como el fosfato, pero puede tornarse tóxico cuando se encuentra en exceso o cuando forma complejos orgánicos.

La sedimentación, los procesos químicos e hidrotérmicos y el desgaste de las rocas por la acción del intemperismo son los principales mecanismos formadores de depósitos de Fe. Las cantidades variables de Fe afectan el crecimiento de fitoplancton, lo que perjudica los intercambios gaseosos en la interface aire – agua, más allá de influenciar los ciclos del carbono y de azufre y de causar cambios climáticos globales (Câmara, 2011). En general el Fe tiene poca toxicidad, pero se muestra el más tóxico dentro de otros elementos trazas.

Mercurio (Hg). Metal de color gris claro que se conserva en estado líquido a temperaturas ordinarias y se solidifica a -38.5°C , es insoluble en agua y soluble en ácido nítrico, producida por la utilización de combustible fósil, las centrales de energía eléctrica, procesos de minería y pasta de papel, es un grave contaminante de alimentos que provienen del mar y un veneno para el sistema nervioso central (Ramírez y González, 2005). El Hg puede contaminar el agua o la tierra a causa de depósitos naturales de este metal o por el que se eliminan en los basureros (Fajardo et al., 2017).

El mercurio es un elemento constitutivo de la tierra, representa el $8,5 \times 10^{-6}\%$ en peso de la corteza. Raramente se encuentra libre en la naturaleza, en pequeñas gotas junto al cinabrio

su principal mineral, o junto a otros de menor abundancia como la livinstonita, el calomelano, coloradoita y tiemannita, cuando aumenta su temperatura produce vapores tóxicos y corrosivos, más pesados que el aire. Debido al comportamiento aleatorio de este metal, algunas veces no es claro si las altas concentraciones de mercurio, encontradas en un determinado ecosistema, son por causas naturales o por factores antropogénicos (Benítez y Varón, 2012).

Níquel (Ni). Muchas hidrogenasas contienen Ni, especialmente aquellas cuya función es oxidar al hidrógeno. El Ni está también presente en la enzima metil CoM reductasa y en bacterias metanogénicas.

El Ni aparece en forma de metal en los meteoritos junto con el Fe (formando las aleaciones kamacita y taenita) y se encuentra en el núcleo de la tierra también junto al Fe y al iridio; es liberado al aire por las plantas de energía y las incineradoras de basuras, se deposita en el suelo o cae después de reaccionar con las gotas de lluvia y finalmente puede terminar en la superficie del agua, sobre todo cuando forma parte de las aguas residuales.

Las altas concentraciones de Ni en suelos arenosos puede dañar a las plantas y altas concentraciones en aguas superficiales puede disminuir el rango de crecimiento de las algas. Microorganismos pueden también sufrir una disminución del crecimiento debido a la presencia de Ni, pero ellos usualmente desarrollan resistencia al mismo.

Para los animales, el Ni es un elemento esencial en pequeñas cantidades, pero puede ser también peligroso cuando se excede la

máxima cantidad tolerable. Esto puede causar varios tipos de cáncer en diferentes lugares del cuerpo de los animales, mayormente en aquellos que viven cerca de refineries. En el hombre el exceso produce problemas cardíacos y hepáticos, alergias en la piel y disminución de peso. No es conocido que el níquel se acumule en plantas o animales, por lo que no se biomagnifica en la cadena alimentaria.

Plomo (Pb). El Pb es un metal blando y pesado de color gris azulado, contaminante, resistente a las condiciones existentes en la intemperie. Sin embargo más rápido o más lento, el plomo se disuelve y contamina el agua, microorganismos, flora y fauna, y de esta manera se incorpora a las cadenas tróficas alimentarias.

El Pb no sólo se origina en la erosión de depósitos naturales, también pueden provenir de las aguas residuales domésticas que contienen desechos metabólicos, jabones y detergentes, los cuales contribuyen con cantidades apreciables de los mismos, así como de cromo y zinc. El Pb también es un aditivo de la gasolina y se encuentra presente en las baterías de los carros (Fajardo et al, 2017). Su principal fuente de contaminación es una materia antidetonante del petróleo, los plaguicidas y las industrias químicas; es un tóxico que afecta a las enzimas y altera el metabolismo celular, acumulándose en los sedimentos marinos y en el agua potable (Ramírez y González, 2005). Se acumula en los órganos del cuerpo humano causando anemias, lesiones en riñón y el sistema nervioso central, cambios de conducta, intranquilidad, irritabilidad, vómitos y dolores abdominales (Ramírez y González, 2005).

Zinc (Zn). El Zn es un micronutriente esencial para los microorganismos, plantas y animales de todos los niveles de organización. Tiene un papel fundamental en procesos fisiológicos y metabólicos de muchos organismos, como la síntesis de muchas enzimas, producción de antibióticos, en citocromo sintetasa, en el control de la disminución de síntesis de ácidos grasos acoplados al aumento de la producción celular y fijación de nitrógeno (Cámara, 2011). En grandes cantidades se torna tóxico afectando el sistema nervioso y provocando mutación y cáncer.

Teódulo (citado en Cámara, 2011) comenta que en ambientes acuáticos, el Zn queda retenido al material suspendido antes de acumularse en el sedimento, pero algunas condiciones físicas y químicas como la ausencia de materia orgánica, pH bajos, altas salinidades, hidróxidos de Fe y Mn, provocan una re-solubilización y lo hacen más biodisponible. De ésta forma puede ser acumulado en animales acuáticos y representar de 51 a 1130 veces la concentración presente en el agua.

4.1.4 Características microbiológicas de los cuerpos de agua.

El agua es el elemento más apropiado para el desarrollo de la vida, tanto animal como vegetal, especialmente en su forma más elemental (Ramírez y González, 2005). Este recurso se obtiene de fuentes naturales que en el tiempo han sido impactadas por las descargas de aguas orgánicas e inorgánicas provenientes de poblaciones aledañas a los ecosistemas, industrias, entre otros, modificando así sus características iniciales y llevándolo de una condición oligotrófica a la eutrofización acelerada.

Un cuerpo de agua eutrofizado es rico en nutrientes (fosfatos y nitratos) y tiene un crecimiento excesivo de los productores primarios y microorganismos, producto del exceso de materia orgánica, lo que conlleva a un agotamiento del oxígeno, la muerte de muchos organismos, descomposición del agua y reducción de los usos potenciales que tienen los recursos hídricos. Su conservación y mantenimiento en el tiempo dependerá de la evaluación de la calidad de las aguas mediante el uso de índices específicos entre los que se incluye la evaluación microbiológica.

Ávila y Estupiñan (2009) indican que la contaminación fecal de las aguas que sirven como fuente de abastecimiento, es uno de los problemas más preocupantes en los países en vías de desarrollo pues actúan como reservorios de agentes patógenos (bacterias, virus, protozoos, helmintos y cianobacterias) transmisores de enfermedades. Determinar el tipo de microorganismos presentes en el agua y su concentración proporciona herramientas indispensables para conocer la calidad de la misma y para la toma de decisiones en relación al control de vertidos, tratamiento de aguas y conservación de ecosistemas, evitando así el riesgo de contaminación de las personas y daño al ambiente. Entre éstos microorganismos se pueden encontrar los coliformes y los géneros *Salmonella*, *Pseudomonas*, *Enterococcus*, *Escherichia*, *Enterobacter* y *Proteus*. Siendo evaluados en este estudio los cuatro primeros.

Coliformes. Los coliformes fecales son contaminantes comunes del tracto intestinal tanto del hombre como de los animales de sangre caliente, su presencia en el agua indica la contaminación bacteriana reciente y constituye un indicador de degradación del

sistema. La inactivación de los coliformes fecales se debe a factores ambientales como la humedad, temperatura, luz ultravioleta, pH, ya que estos microorganismos al no encontrarse en un ambiente favorable y al no obtener los nutrientes necesarios para su crecimiento se hacen susceptibles a la inactivación (Fuccz-Gamboa, 2007 citado por Mancera-Quevedo, 2017).

Ávila y Estupiñan (2009) indican que los coliformes fecales y *Escherichia coli* (bacteria gran negativa, incluida dentro de los coliformes totales) en particular, se han seleccionado como indicadores de contaminación fecal debido a su relación con el grupo tifoide-paratifoide y pierden gradualmente la capacidad de producir colonias en medios diferenciales y selectivos. Un factor determinante para detectar la presencia de coliformes fecales en aguas es que los métodos deben ser más específicos que para coliformes totales, y de esta manera asegurar la resucitación del estrés fisiológico a que son sometidas las células bacterianas y en particular la *E. coli*. Santiago-Mercado (como se citó en Ávila y Estupiñan, 2009) refiere que los pocos estudios en los que se ha examinado la eficacia de la recuperación de coliformes fecales en aguas tropicales, se encuentra una gran variedad de grado de recuperación, por lo tanto, sugieren que la *E coli* podría no ser un indicador de contaminación fecal en aguas tropicales.

Enterococcus. Este grupo incluye a especies tales como *Enterococcus faecium* y *Enterococcus faecalis*, que se encuentran en heces humanas y animales. Debido a su resistencia a los factores medioambientales, como la congelación y la desecación, tienen un mayor tiempo de supervivencia en suelos

contaminados y ambientes acuáticos, por lo tanto, son considerados como indicadores de contaminación fecal antigua, siendo usados en ambientes donde se sabe que hay contaminación fecal y no se detectan coliformes ni *E. coli*, pues éstos últimos mueren en descargas intermitentes o antiguas (Ávila y Estupiñan, 2009).

Pseudomonas. Bacteria con gran capacidad para catabolizar distintos hidrocarburos aromáticos y alifáticos, PAHs, derivados del petróleo, naftalenos, benzenos, toluenos y xilenos, metales pesados y materia orgánica. La *P. aeruginosa* junto a *P. fluorescens* y *P. maltophilia* son bacterias que no se consideran autóctonas del agua, derivan generalmente de heces humanas y animales, su detección en aguas se relacionan con polución por descargas de aguas residuales, por lo cual hay una relación bastante fuerte con la presencia de la bacteria y la contaminación (Halaby et al., 2017).

Salmonella. Las especies de éste género gram-negativo pertenecen a la familia Enterobacteriaceae. Son bacilos patógenos que causan diferentes manifestaciones clínicas, entre ellas la gastroenteritis, bacteremia o septicemia y fiebre tifoidea. *Salmonella* spp se distribuye ampliamente en el ambiente aunque algunas especies tienen hospederos específicos incluyendo el hombre. Algunos serotipos pueden afectar humanos y un amplio rango de animales como aves domésticas, cerdos, vacas, ovejas y también reptiles. Estos patógenos típicamente entran al agua a través de la contaminación fecal proveniente de aguas residuales, ganado y animales silvestres. *Salmonella* spp se propaga por ruta oral, ya sea por consumo de

agua, alimentos o animales contaminados (World Health Organization, 2004).

4.1.5 Características hidrobiológica de los cuerpos de agua.

En cuanto a los elementos biológicos de los cuerpos de agua, éstos deben poseer características semejantes a su estado original en aspectos como distribución y abundancia, para considerar que la calidad del agua es buena. Los elementos biológicos escogidos para definir esta calidad son los invertebrados acuáticos, los peces, macrófitas, zooplancton, fitoplancton y perifiton.

Perifiton. Es un componente importante en la cadena trófica, formada por una comunidad de microbiota (algas bacterias, hongos animales, detrito orgánico e inorgánico) que se adhiere a un sustrato. Su estudio permite comprender el funcionamiento en un ecosistema o servir como indicador de la calidad del agua y de procesos de contaminación mediante su composición y estructura (Montoya y Aguirre, 2013).

En los estudios de perifiton, las diatomeas predominan el ensamblaje algal en los ambientes lóticos, en embalses y en el páramo. En las ciénagas la dominancia de clorofíceas reemplaza a las diatomeas. La especie *Ankistrodesmus fusiformis*, prefiere aguas poco ácidas y no contaminadas, es sensible a los herbicidas, mientras clorofíceas de los géneros *Pediastrum*, *Spyrogina*, *Desmodesmus* y *Cosmarium*, son comunes de aguas oligotróficas a mesotróficas y el género *Closterium* es cosmopolita, rara vez está en aguas alcalinas y ambientes eutróficos, son resistentes a la presencia de cromo y cuando la densidad es alta se le confiere un olor a

pepino de agua (Osorio y Manjarres-García, 2015).

Fitoplancton. El fitoplancton o plancton vegetal, juega un papel muy importante como base de las redes tróficas y como indicadores de la calidad del agua. El número de individuos de determinadas especies varía de acuerdo a las condiciones ambientales presentes. Estas condiciones determinan su densidad, beneficiando o afectando su proliferación (Oliva-Martínez et al., 2014; Mancera, 2017). En ecosistemas lacustres continentales el fitoplancton puede presentar baja diversidad en ambientes muy eutrofizados.

Zooplancton. El zooplancton tiene su interés en las redes tróficas, porque además de regular la productividad algal y microbiana por pastoreo, transfiere la energía primaria del fitoplancton a los peces al ser consumidos. Están influenciados por la prevalencia de factores bióticos y abióticos que determinan su presencia y abundancia (Arimoro et al., 2017). Y al igual que el perifiton y fitoplancton, la abundancia y diversidad de especies indica la calidad del agua en el sistema estudiado.

Ictioplancton. El ictioplancton es la parte vertebrada del zooplancton, conformada por los peces en los estados de huevo, larva y algunos juveniles tempranos, quienes han sido utilizados como indicadores de la calidad del agua en diversos países. Los peces son capaces de indicar diversos niveles de degradación y de definir el éxito de restauración de los ecosistemas acuáticos, ya que no solo reflejan los efectos directos e indirectos de los problemas ambientales crónicos, sino también los impactos de las perturbaciones episódicas (Aguilar, 2005). Su estudio puede ser enfocado a resolver

problemas taxonómicos, ecológicos, pesqueros y ambientales, por lo que su valoración es de utilidad como componente estructural y funcional de los ecosistemas donde habitan (Miller y Kendall, 2009).

Macrófitas. Son las plantas acuáticas de tamaño macroscópico, enraizado o flotante, que se encuentran sumergido o emergente en un sistema (Ramírez y González, 2005). Son consideradas indicadores útiles para determinar los parámetros que generan reducción en la transparencia del agua, eutrofia y variación de la mineralización, debido a su participación en la biomineralización y reciclaje de nutrientes. La cobertura total de estas sobre el espejo de agua puede ser un indicador del estado trófico del sistema (Mancera-Quevedo, 2017).

Macroinvertebrados acuáticos. A nivel mundial se están usando los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores. Siendo eficientes en la detección y mapeo de las alteraciones en la calidad del agua, reflejando la condición que existió a lo largo tiempo, además de tener un uso económico, rápido y preciso (Castellanos et al., 2017). Los macroinvertebrados actúan como testigos del nivel de deterioro ambiental en sistemas lóticos y lenticos. Por vivir en el sustrato, reflejan las alteraciones del agua y del sustrato, lo que los hacen elementos importantes para la evaluación del sistema (Hernández et al., 2016).

El zooplancton, plantas acuáticas y macroinvertebrados, muestran cambios ocurridos en meses puesto que sus ciclos de vida no son tan cortos como las algas ni tan largos como los peces (Pinilla, 2016).

Peces. Según Velázquez y Vega, (2004), muchos grupos organismos han sido propuestos como indicadores de la calidad ambiental en ecosistemas acuáticos. Sin embargo, las comunidades de peces han emergido como indicadores para los programas de monitoreo biológico por muchas razones, entre las que se incluyen las siguientes: son organismos relativamente fáciles de capturar e identificar; existe una amplia información sobre las historias de vida

de muchas especies; las comunidades generalmente comprenden una amplia variedad de especies que representan diferentes niveles tróficos (incluyendo especies que consumen alimentos tanto de origen acuático como terrestre); son los organismos mejor conocidos de estos hábitats, tanto por el público general como por los científicos, y están presentes en los pequeños cuerpos de agua y aun en aquellos ecosistemas con ciertos niveles de contaminación.



LABORATORIO PARA LA INDUSTRIA
Y EL MEDIO AMBIENTE LIMA S.A.S.

5. METODOLOGÍA

5.1. LOCALIZACIÓN DEL PROYECTO

5.1.1 Ubicación de los puntos de monitoreo.

La identificación de los sitios de muestreo en cada una de las ciénagas a estudiar tuvo en cuenta características específicas como: cercanía a vertederos, presencia de asentamientos humanos, captaciones de agua y entradas naturales de agua, entre otras.

Estos sitios fueron georeferenciados mediante un Sistema de Posicionamiento Global (GPS). La ubicación de los puntos de muestreo se muestra en la Tabla 1 y los detalles de ubicación geográfica se pueden apreciar en las Figuras 1, 2 y 3.

Tabla 1. Identificación y ubicación de los puntos de muestreo.

Cuerpo de Agua	Puntos de muestreo		Coordenadas	
		Nombre	Latitud (N)	Longitud (O)
Ciénaga de Mallorquín	Punto 1	Mezclas de Agua con el Arroyo León	11°02'42.91"	74°52'05.71"
	Punto 2	Boca de La Barra	11°03'05.46"	74°51'08.05"
	Punto 3	Sector Central	11°02'39.42"	74°50'53.62"
	Punto 4	Barrio La Playa	11°02'18.80"	74°51'33.75"
	Punto 5	Ciénaga Grande	11°02'08.78"	74°50'37.75"
	Punto 6	Las Flores	11°02'34.09"	74°50'3.15"
	Punto 7	Box Coulvert	11°03'26.15"	74°50'33.97"
Ciénaga de Balboa	Punto 1	Sector Este cerca a Población	10°59'03.52"	74°57'57.97"
	Punto 2	Sector Central	10°58'44.55"	74°58'36.30"
	Punto 3	Sector Oeste. Arroyo	10°58'24.96"	74°59'32.89"
Ciénaga El Rincón	Punto 1	Mezclas con aguas tratadas	11°00'57.44"	74°53'24.58"
	Punto 2	Box Coulvert	11°00'51.75"	74°53'32.17"
	Punto 3	Sector Oeste	11°00'59.55"	74°53'45.13"
	Punto 4	Norte Club Lagos de Caujaral	11°01'09.22"	74°53'36.22"
	Punto 5	Central	11°01'00.52"	74°53'35.80"
	Punto 6	Arroyo León	11°01'12.99"	74°53'05.56"



Imagen tomada de Google Eart el 30-marzo-2017. Fotografía satelital del 28-diciembre-2016.

Figura 1. Fotografía satelital de la Ciénaga de Mallorcaín.



Imagen tomada de Google Eart el 30-marzo-2017. Fotografía satelital del 24-marzo-2016.

Figura 2. Fotografía satelital de la Ciénaga de Balboa.



Imagen tomada de Google Earth el 30-marzo-2017. Fotografía satelital del 19-diciembre-2016.

Figura 3. Fotografía satelital de la Ciénaga El Rincón.

La **ciénaga de Mallorquín** es un humedal de características estuarinas de importancia nacional, que se encuentra afectado, por su deterioro ambiental progresivo, con erosión de las anteplayas, la barra de arena y algunos importantes parches de manglares. El retroceso de la línea de costa ha alcanzado el orden de los 2.200 metros desde la posición cartografiada para 1980 con respecto a la expresión del año 2010.

La ciénaga de Mallorquín hace parte de una cuenca denominada con el mismo nombre y está constituida por los arroyos Grande y León, administrativamente vinculada al Distrito de Barranquilla y los municipios Puerto Colombia, Galapa, Tubará y Baranoa (CRA, 2006).

En tanto, la **ciénaga de Balboa** cuenta con un área de 120 ha aproximadamente, se encuentra localizada a orillas del Mar Caribe en el Municipio de Puerto Colombia al

noroccidente del Departamento del Atlántico y tiene su origen en los cambios morfológicos ocurridos en la línea de costa a raíz de la construcción de los tajamares de Bocas de Cenizas (FEDEC, 2003). Cuenta con tres cuencas que aportan los caudales de escorrentía superficial directamente sobre ella.

Sin embargo, no es un hidrosistema que se ve afectado solamente por los aportes de su cuenca aferente directa, sino que además se encuentra conectada directamente con el Mar Caribe mediante una boca, el cual regula los niveles en la ciénaga, esta boca en temporadas de aumento de los niveles de ciénaga se abre y en las de estiaje se cierra, mientras que las aguas dulces provienen de los arroyos Juaruco, Caña, Cucambito y El Volcán. Su problemática principal está relacionada con el recibimiento de aguas servidas de algunas zonas del municipio de Puerto Colombia.

Mientras que la **ciénaga El Rincón** o Lago del Cisne es un humedal ubicado en el municipio de Puerto Colombia, de poca extensión y aislado de la línea de costa, pero que hace parte de la Cuenca Litoral. Las aguas de la ciénaga provienen de las escorrentías y los afluentes el arroyo León y sus afluentes como el arroyo Mosquito, Granada y caños que desembocan en diferentes tramos a lo largo del recorrido de este en la parte sur del departamento del Atlántico.

Durante la sequía la profundidad máxima es de dos metros en el sector central y un valor de 0.7 metros en la desembocadura del arroyo debido a la cantidad de sedimentos aportados durante las lluvias y la extracción del agua para riego a través de canales, lo que disminuye sustancialmente el nivel del agua. Las mayores profundidades se registran en la época de lluvia son de 5.6 metros en la parte central y suroccidental.

En los últimos años, este cuerpo de agua sufrió una completa desecación que indujo a la pérdida de total de la columna de agua por lo cual fue sometida a un proceso de llenado y dragado para la recuperación de su capacidad de almacenamiento de agua y la diversidad biótica. Este proceso de llenado se realizó mediante el bombeo de aguas previamente tratadas del arroyo León, que había perdido su conexión por la alta cantidad de sedimentos que taponaron la entrada de este hacia la ciénaga.

Es importante mencionar que este proceso fue ampliamente debatido, criticado por algunos y defendido por otros, debido a que las aguas del arroyo León son reconocidas por su alto contenido de carga orgánica producto del vertimiento de aguas de la estación

“depuradora” de aguas residuales (EDAR) de la empresa de Agua, Alcantarillado y Aseo de Barranquilla (Triple A). No obstante, este proyecto ha sido reconocido como un ejemplo nacional de recuperación ecosistémica y paisajística.

5.1.2 Aspectos climáticos del área de muestreo.

Basados en las evaluaciones continuas de la C.R.A., la ciénaga Mallorquín registra una distribución general de la lluvia casi estable a lo largo del año, con periodo lluvioso de mayo a octubre, siendo octubre el que reporta mayor precipitación con índices de 173 mm³/mes. El periodo seco, que son los meses restantes, tiene precipitaciones que oscilan entre 1 y 22 mm³/mes. Reporta una temperatura máxima de 35.4°C – 35.7°C durante los meses de mayo a junio, así como una temperatura mínima de 21.4°C – 21°C para los meses de enero y febrero, respectivamente. Su humedad relativa es homogénea como la temperatura, con promedio anual que varía entre 77 y 83%.

En la ciénaga Balboa, las temperaturas medias mensuales multianuales en la zona son muy constantes y tienen promedios anuales máximos y mínimos que oscilan entre 25.2 °C y 29.1 °C respectivamente. En relación a las lluvias, las máximas precipitaciones se presentan en el mes de mayo con 320.8 mm y la mínima en julio con 1.1 mm. La distribución anual de las lluvias es del régimen bimodal, en el que se alternan dos temporadas lluviosas en los meses de mayo a junio y de agosto a noviembre y dos secos de diciembre a abril y de junio a julio (Ortiz y Morgado, 2009).

En Puerto Colombia se presenta un clima con temperaturas mayores a 28°C y escasas lluvias y predomios de suelos salinos, donde

se desarrolla vegetación propia de un clima tropical muy seco.

En la ciénaga El Rincón, el promedio de precipitación total media mensual multianual en el primer periodo de lluvia del año el cual va desde abril a julio es de 85.8 mm y en el segundo periodo de lluvia del año el cual se presenta en los meses de agosto a noviembre es de 148,4 mm. Las temperaturas medias mensuales multianuales en la zona está entre 27,04°C y 27,79°C. Mientras el valor de humedad relativa máximo es de 86 % en el mes de octubre lo cual coincide con la segunda temporada de lluvia del año y el valor mínimo se encuentra en los meses de febrero y marzo 78%.

5.2. TOMA, PROCESAMIENTO Y ANÁLISIS DE MUESTRAS

La evaluación de la calidad del agua para caracterizar los sistemas, se realizó mediante un programa de monitoreo, que permitió

determinar variables fisicoquímicas, microbiológicas e hidrobiológicas en la columna de agua y en los sedimentos (Tabla 2).

Los procedimientos y técnicas empleadas son las oficiales establecidas en el Capítulo XIV del Decreto 1594/84, las recomendadas en el Handbook for Analytical Quality Control in Water and Waste Water Laboratories, de la Asociación Americana de los Trabajadores del Agua – AWWA- en su Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water 22 edición 2012, la Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales del MAVDT (2010), y otros autores cuyas publicaciones son reconocidas en cada componente.

Tabla 2. Variables fisicoquímicas, microbiológicas e hidrobiológicas definidas para la caracterización.

Variables	
Fisicoquímicas y contaminantes específicos	
1. Sólidos Suspendidos Totales	24. Hidrocarburos Totales del Petróleo (HTP)
2. Sólidos Disueltos Totales	25. Turbidez
3. Sólidos Sedimentables	26. Arsénico
4. Grasas y Aceites	27. Cadmio
5. Sulfatos	28. Zinc
6. Nitrógeno de Nitrato	29. Cobre
7. Nitrógeno de Nitrito	30. Cromo
8. Nitrógeno Amoniacal	31. Hierro
9. Nitrógeno Total	32. Mercurio

Variables	
10. Fosfatos	33. Níquel
11. Fósforo Total	34. Plomo
12. Dureza Total	35. Aluminio
13. Dureza Cálcica	36. Plaguicidas Organoclorados
14. Dureza Magnésica	37. Plaguicidas Organofosforados
15. Fenoles Totales	38. Conductividad (<i>In situ</i>)
16. Detergentes	39. Salinidad
17. DBO ₅	40. pH (<i>In situ</i>)
18. DQO	41. Temperatura (<i>In situ</i>)
19. Clorofila a	41. Oxígeno Disuelto (<i>In situ</i>)
20. Sulfuros	43. pH en sedimentos
21. Cloruros	44. Sulfuros en sedimentos
22. Cianuro	45. Materia orgánica en sedimentos
23. Alcalinidad	
Microbiológicas	
46. Coliformes Totales	50. Estreptococos Fecales
47. Coliformes termotolerantes	
48. Salmonella	
49. Pseudomonas	
Hidrobiológicas	
53. Perifiton	57. Macrófitas
54. Fitoplancton	58. Macroinvertebrados Bentónicos
55. Zooplancton	59. Macroinvertebrados Asoc. a vegetación
56. Ictioplancton	60. Ictiofauna

5.3 ANALISIS DE LA INFORMACIÓN

5.3.1 Estadística descriptiva e índices ecológicos

Se desarrollaron análisis univariados e índices que permiten describir la estructura y variaciones espaciales y temporales de las comunidades hidrobiológicas consideradas y las características físico-químicas de cada ambiente acuático monitoreado.

Específicamente para las comunidades hidrobiológicas, se aplicaron diferentes índices entre ellos, Diversidad de Shannon-Wiener (H'), dominancia de Simpson (I') y equidad de Pielou (J').

5.3.2 Índices de calidad

Para la construcción del índice se tuvo en cuenta la clasificación vigente o existente de los usos que la corporación (C.R.A.) ha formulado para estos cuerpos de agua.

Se realizaron análisis multivariados, Análisis de Componentes Principales (ACP) y análisis de correspondencia canónica (ACC), con el objetivo de identificar tendencias y seleccionar las variables más representativas de los diferentes tipos de contaminación, condiciones o procesos que identifican cada cuerpo de agua. Una vez seleccionadas las variables, se realizaron las curvas de calidad asignando valores de calidad de acuerdo con diferentes niveles de cada variable; para ello se realizó una revisión sobre información secundaria de las variables con relación a los valores límite de acuerdo con los diferentes usos del recurso según normas nacionales o internacionales, límites de detección de los métodos analíticos, investigación específica sobre ensayos de toxicidad aguda y crónica, y toda información pertinente que permitiera asignar valores de calidad. De manera complementaria, se tuvo en cuenta la consulta a expertos, realizada por el método DELPHI.

Con el fin de localizar la heterogeneidad o diferencias entre hábitats o estaciones, para cada comunidad se realizó el análisis de clasificación (Q) utilizando el coeficiente de similitud de Bray Curtis (1957) según la composición y abundancia, previa transformación de los datos a $(\log X+1)$.

Las matrices, dendrogramas e índices se elaboraron empleando los programas Excel para Windows 8.1 y PRIMER v.5.2.9.

Junto con la construcción de las curvas se generó la ecuación matemática que la define, lo cual se realizó mediante el uso del programa Curve Expert.

Para la construcción del índice, se tuvo en cuenta al formulación de subíndices de manera que agrupasen variables indicadoras del mismo tipo de contaminación, para evitar sobrevalorar alguna condición específica dentro del índice y la agregación de estos subíndices y de las variables dentro del índice general tuvo en cuenta las características propias de cada sistema, asignando valores de ponderación representativos de la importancia de cada uno dentro del funcionamiento de las ciénagas o de las fuentes de perturbación.

Para facilitar la interpretación de del índice, se emplearon escalas de valor y color similares a las propuestas en índices de uso frecuente como los de Ramirez *et al.*, (1997, 1999). Los resultados se expresaron gráficamente mediante modelos gráficos a través de isoclasas mediante interpolación de los datos obtenidos, que permite proyectar superficies continuas a partir de datos discretos, lo cual

facilita la visualización de los gradientes de calidad. El proceso y construcción de las

isolineas se llevó a cabo mediante el uso del programa SURFER 10.



LABORATORIO PARA LA INDUSTRIA
Y EL MEDIO AMBIENTE LIMA S.A.S.

6. RESULTADOS Y ANÁLISIS

6.1. CIÉNAGA DE MALLORQUÍN

6.1.1 Análisis fisicoquímico de las aguas.

Temperatura, pH, Oxígeno disuelto (OD).

En las épocas de transición, lluvia y sequía, la temperatura varió desde una mínima de 23.5°C en época de sequía y una máxima de 33.9°C en la época de transición. Se puede señalar que las aguas de la ciénaga de Mallorca son ligeramente cálidas, donde la poca profundidad, el escaso intercambio con los sistemas vecinos y la radiación incidente en la superficie juegan un papel fundamental en las variaciones en las épocas de lluvia y transición. Así mismo, el mayor intercambio con el mar y el aumento de brisas, probablemente son los determinantes para que en época de sequía la temperatura presente los registros más bajos (Figura 1). Los valores de temperatura son similares a los reportados por Mangones-Cervantes y León-Luna (2014), Franco y León (2010) y CRA (2017) para la ciénaga de Mallorca.

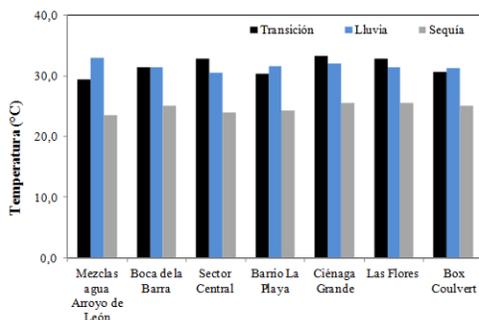


Figura 4. Variación de la temperatura durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorca.

El pH se mantuvo estable, sin cambios bruscos aparentes en todos los puntos de muestreo con valores entre 8 y 8.9 unidades en todos los monitoreos. Los valores coinciden con los

detectados por Mangones-Cervantes y León-Luna (2014), quienes reportaron un rango entre 7.15 – 8.78 con una tendencia hacia la basicidad, como la presentada en este estudio. Por su parte, Guzmán *et al.* (2015) señalan un pH entre 6.5 – 9.0 como agua apta para consumo humano.

La concentración de OD promedio fue de 5.61 mg/L. Estos valores sugieren niveles adecuados de oxígeno en la ciénaga según la resolución 258 del 2011 de la Corporación Regional Autónoma del Atlántico (CRA), debido a que se encuentran dentro del rango aceptable de 4,0 mg/L, para consumo humano y doméstico. Sin embargo, en el punto de muestreo “Mezcla de Aguas del Arroyo León” se detectaron concentraciones bajas, principalmente en época de transición (1.92 mg/L). Es importante mencionar que debido a que el arroyo León es un afluente importante de la ciénaga de Mallorca y la ciénaga El Rincón, y con la finalidad de realizar un análisis más detallado del comportamiento fisicoquímico e hidrobiológico de estos cuerpos de agua, para este estudio se determinó el monitoreo de un punto sobre el arroyo, el cual en las tres épocas registro valores <1,8 mg/L. En este sentido, el punto de muestreo “Mezcla de Aguas del arroyo León”, estuvo por debajo del límite regulatorio para cuencas hidrográficas de la región. La concentración máxima de oxígeno fue de 7,9 mg/L.

En relación a la distribución espacial de OD en la ciénaga de Mallorca, se observa una zona de poco oxígeno correspondiente al extremo sureste de la zona de mezcla del Arroyo de

León, una zona intermedia y una zona de alta concentración de OD que coincidente con la

zona del antiguo basurero y barrio Las Flores, para las tres épocas (Figura 2).

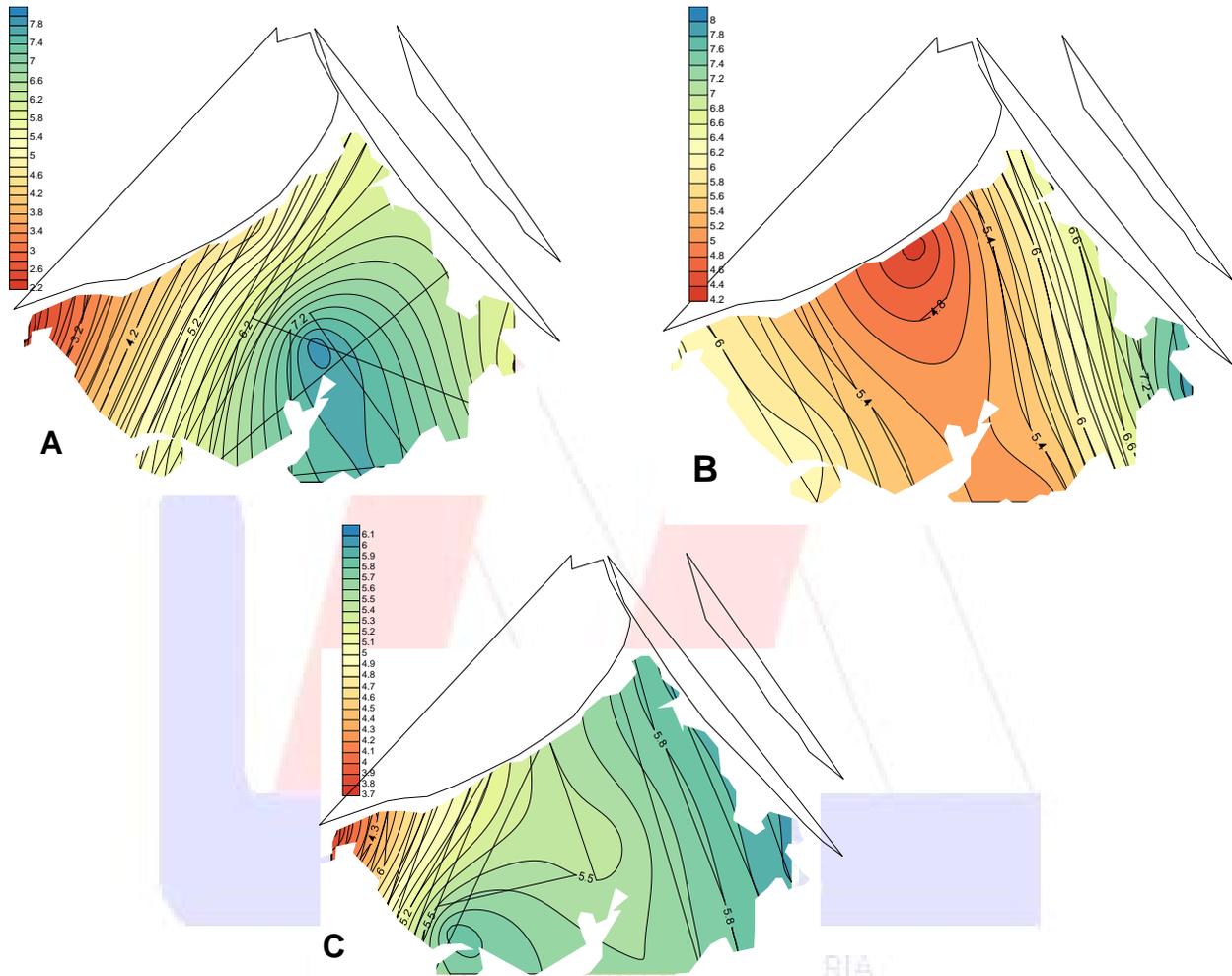


Figura 5. Distribución superficial del OD en la ciénaga de Mallorquín. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.

Los valores promedio de OD son comparables con los obtenidos por CRA (2017) para la ciénaga de Mallorquín y se deben principalmente a la dinámica de vientos provenientes del mar Caribe que producen oxigenación en las aguas superficiales, además de los tiempos de residencia cortos, que permiten la renovación de aguas en pocos días y la entrada del agua marina, que también

favorecen la buena oxigenación. No obstante, son valores inferiores a lo reportado por Corrales y Redondo (2008), con un valor promedio de 7 mg/L.

Sólidos Suspendidos Totales (SST), Sólidos Sedimentables (SSED) y Sólidos Disueltos Totales (SDT).

La concentración de SST en la ciénaga de Mallorquín obtuvo valores que fluctuaron entre

menores al límite de detección y un máximo de 301.43 mg/L en el punto de muestreo “Ciénaga Grande” en época de sequía. En general los mayores valores se observaron en la época de la sequía lo que se puede explicar por la influencia de los vientos alisios que pueden ocasionar la remoción del fondo, llevando el sedimento hacia la columna de agua.

Según la resolución 258 del 2011 de la CRA, estos valores no son admisibles para el consumo humano y doméstico, sin embargo son admisibles para el uso pecuario y agrícola (Figura 3).

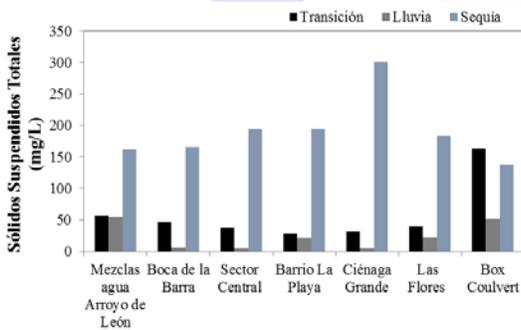


Figura 6. Variación de los SST durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorquín.

En relación a los SSED, la mayor cantidad se detectó en época de transición, con un máximo 2 mg/L, iguales a los reportados por CRA (2017), en el mismo punto de muestreo (Figura 4).

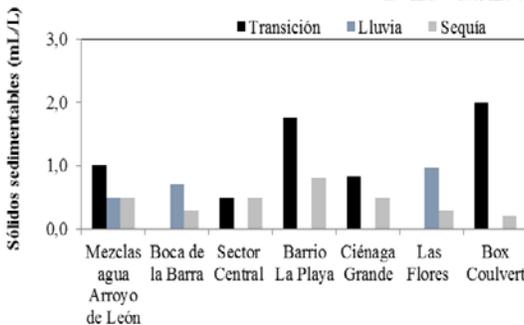


Figura 7. Variación de los SSED durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorquín.

En cuanto a los SDT, los valores obtenidos muestran una moda cercana a 2000 mg/L (Figura 5), lo que se puede considerar como concentraciones altas. Variables como los SST y la conductividad evidencian una tasa de sedimentación alta para la ciénaga a partir de las entradas de agua dulce provenientes de arroyo León y el río Magdalena, siendo una de las causas de la colmatación o disminución de la profundidad de la ciénaga.

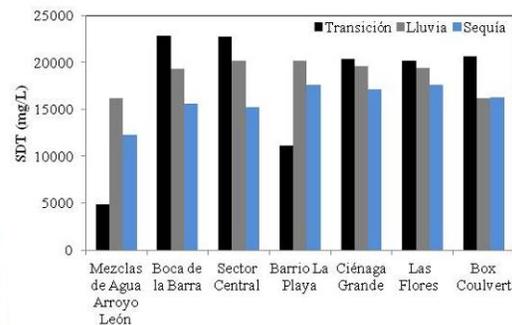


Figura 8. Variación de los SDT en las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorquín.

Salinidad y conductividad.

Con respecto a la salinidad, el valor promedio fue de 16.4 UPS. La salinidad más baja se detectó en el punto “Mezcla de Aguas del Arroyo León” durante las tres épocas (5.8 – 16.3 UPS), mientras que las concentraciones más altas se detectaron en el punto “Sector Central” en la época de transición (22.0 US), como se aprecia en la Figura 10. Esta variable fluctuó en un rango muy estrecho en las tres épocas, evidenciándose la influencia del arroyo León sobre las características de la ciénaga de Mallorquín (Figura 6).

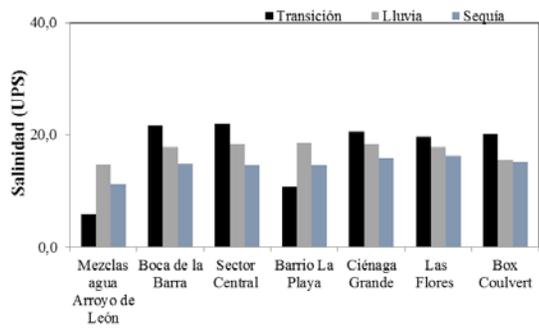


Figura 9. Variación de la salinidad durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorquín.

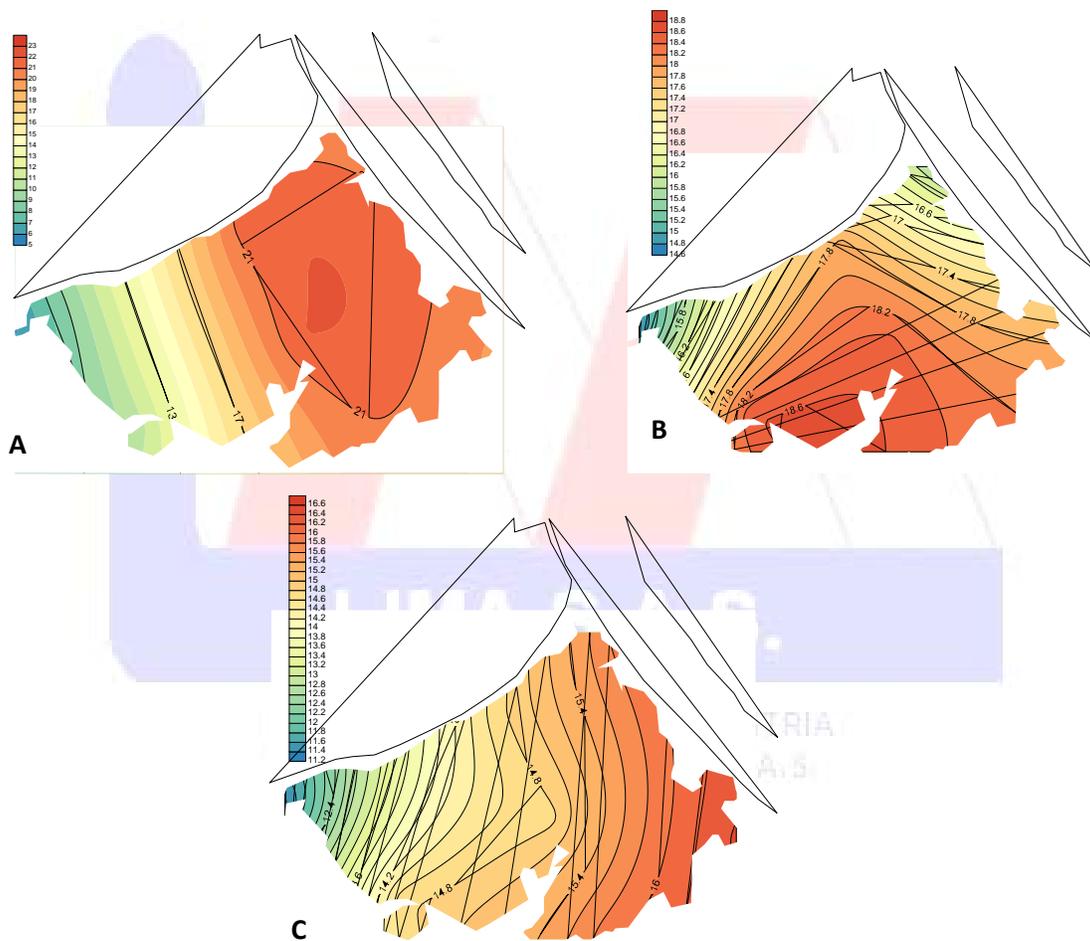


Figura 10. Distribución espacial de la Salinidad (UPS) de la ciénaga del Mallorquín en las épocas de: A) Transición, B) Lluvias y C) Sequía.

Los valores más altos de conductividad se detectaron en época de transición, con 33233.3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ el punto de muestreo “Sector Central” y 32806.7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el punto “Boca de

la Barra”. Así mismo, en esta misma época se registró el valor más bajo (10176.7) en época de sequía (Figura 8). Existe una relación directa entre la salinidad y la conductividad,

pudiendo esta última llegar a valores superiores a 30000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (CRA, 2014), como lo observado en la ciénaga de Mallorquín durante estos monitoreos.

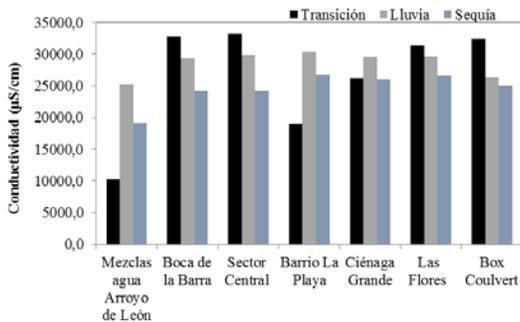


Figura 11. Variación de la conductividad durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorquín.

Rodríguez-Zamora (2009) señala que la conductividad es la habilidad de una solución para conducir electricidad, donde pequeñas partículas cargadas eléctricamente, llamadas iones, pueden llevar una corriente eléctrica a través de soluciones de agua, estos iones provienen principalmente de los ácidos y sales de la solución de fuente y entre más concentrado de solución de fuente sea añadido al agua, el número de iones se incrementa junto con la conductividad.

Demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO).

La DBO y DQO son indicadores de materia orgánica y aportan básicamente la misma información, la diferencia entre los valores de estas variables se origina primordialmente en la estabilidad de los ácidos húmicos y fúlvicos que aumentan la DQO, pues solo se oxidan en presencia de dicromato. Esos ácidos, en

condiciones naturales llegan a constituir cerca del 80% de la DQO (Waite, 1984).

La ciénaga de Mallorquín obtuvo un valor mínimo de 11.2 mg O_2/L en punto de muestreo “Boca de la Barra” en época de transición y un máximo de 354.69 mg O_2/L en el punto “Sector Central” en época de sequía. Los datos obtenidos sobrepasan los valores permisibles de 25 mg O_2/L presentes en aguas de excelente calidad, los cuales fueron establecidos por Pérez-Castillo y Rodríguez (2008), a excepción del valor registrado en la “Boca de la Barra”. Pérez-Castillo y Rodríguez (2008), también establecen un rango entre 41 a 60 mg O_2/L para aguas de mala calidad, por lo que se deduce que de acuerdo a esta variable, la ciénaga de Mallorquín posee alto grado de contaminación (Figura 9).

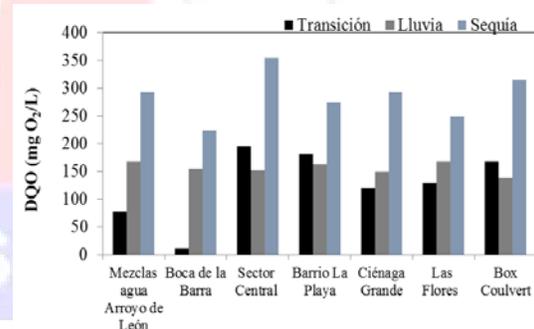


Figura 12. Variación de la DQO durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénagas de Mallorquín.

En cuanto a la distribución espacial DQO, en la época de transición se destaca una zona central intermedia en sentido sur-norte que parte del punto “Barrio La Playa” pasando frente al antiguo basurero hasta la barra de arena que limita con el río Magdalena. En la época de lluvia se observa la influencia de la pluma del arroyo León y del sector del Barrio La Playa. Es de resaltar que estos valores no

se diferencian mucho del resto de sectores de la ciénaga (Figura 10).

Por su parte, los valores de DBO estuvieron por debajo del límite de detección (5.7 mg O₂/L) en época de lluvias, en la mayoría de puntos de muestreo en época de transición y en los puntos “Boca de la Barra”, “Sector Central” y “Las Flores” en época seca. Los únicos puntos de muestreo donde se

registraron concentraciones detectables de DBO en la época de transición (Mezcla de aguas con el Arroyo León y Barrio la Playa) y en los puntos “Mezcla de aguas con el Arroyo León”, “Barrio la Playa” y “Ciénaga Grande” en época seca, se registraron valores que superaron el límite máximo establecido por la CRA en su resolución número 258 del 13 de abril de 2011 (7 mg O₂/L) (Figura 11).

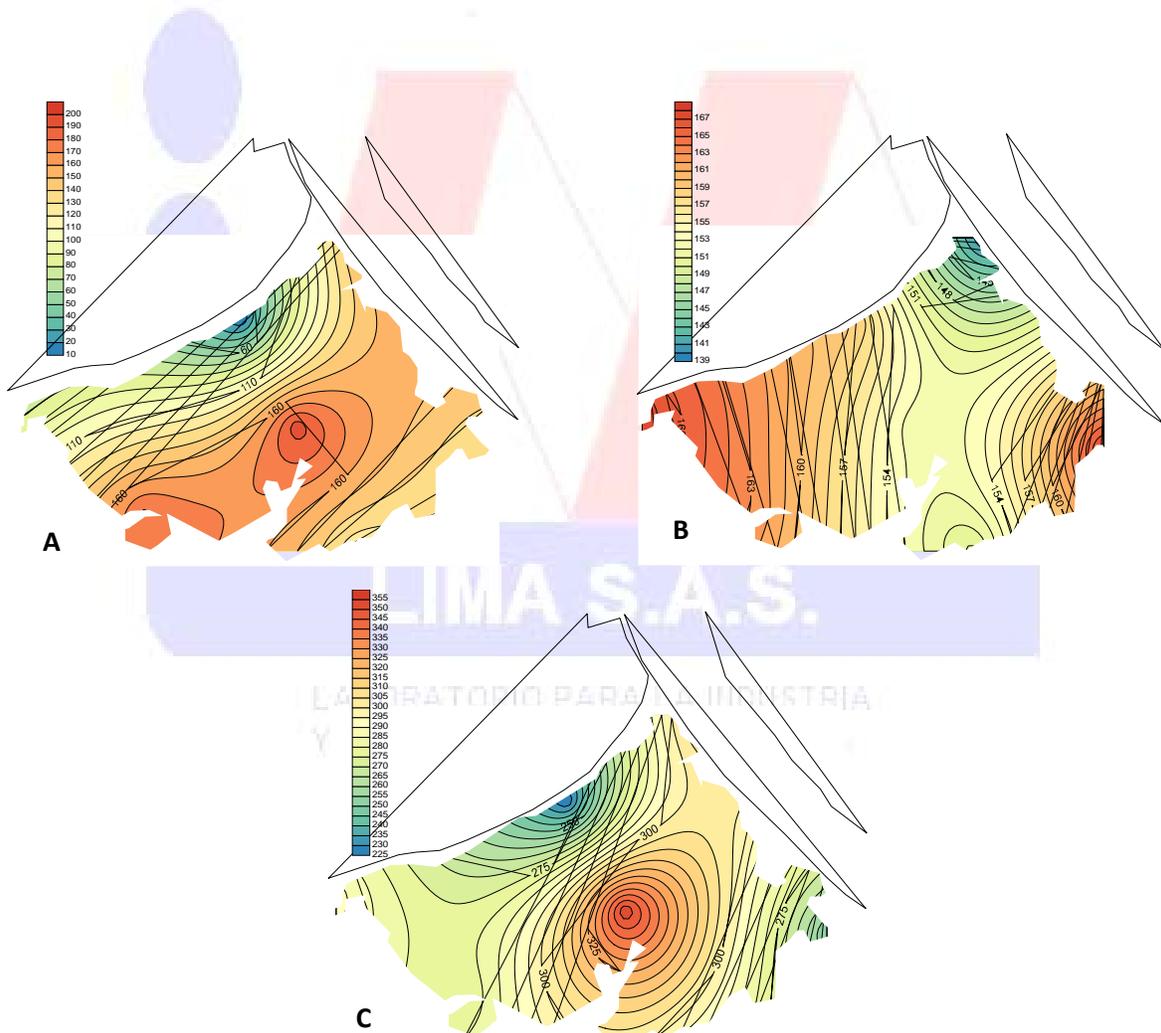


Figura 13. Distribución superficial de la DQO en la ciénaga de Mallorquín en: A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.

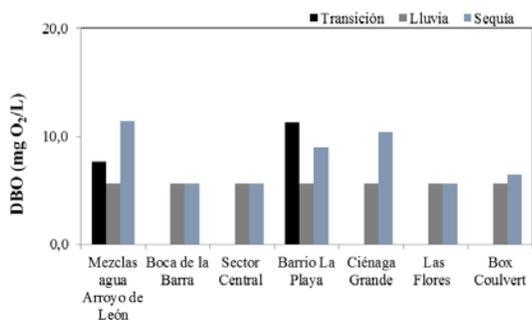


Figura 14. Variación de la DBO durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorquín.

El arroyo León tiene una gran influencia sobre la Ciénaga de Mallorquín y El Rincón, debido a la gran carga orgánica de aguas residuales tratadas y sin tratamiento que aumentan el consumo de OD para la oxidación bacteriana de la materia orgánica (CRA, 2014).

Compuestos orgánicos.

La presencia de grasas y aceites en la ciénaga de Mallorquín se manifestó en las tres épocas estudiadas. Los datos fluctuaron entre valores no detectados en los puntos de muestreo “Mezcla de aguas con el Arroyo León” y “Boca de la Barra” en época de sequía, hasta un máximo de 28.37 mg/L en el punto “Ciénaga Grande”, también en época de sequía (Figura 12).

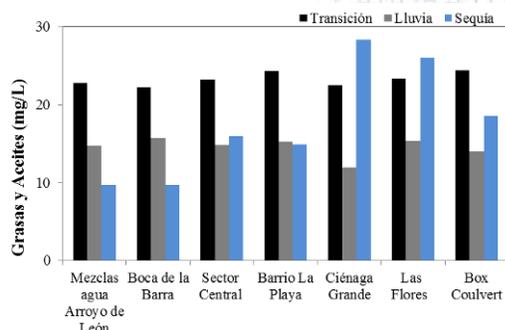


Figura 15. Variación de la de grasas y aceites durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorquín.

La legislación colombiana establece como límite de concentración de grasas y aceites valores <10 mg/L. No obstante, gran parte de los valores registrados en los tres monitoreos sobrepasan ese límite, con lo que se puede considerar que con respecto a las grasas y aceites, los niveles encontrados son inadecuados para el desarrollo de la vida acuática.

La presencia de dichos compuestos en el agua de la ciénaga se debe a la entrada de fuentes de origen exógeno de tipo antropogénico divergente. En esta ciénaga, provienen a través del arroyo León y las aguas residuales de las poblaciones aledañas, sumado a la afectación por transporte de embarcaciones de la pesca artesanal, turística y deportiva (CRA-INVEMAR, 2007).

De otro lado, los fenoles, que son el resultado de procesos industriales, biogeoquímicos y degradación de pesticidas, se detectaron únicamente en la época de transición. Los valores máximo y mínimo se obtuvieron respectivamente en el punto de muestreo “Las Flores” (0.18 mg/L) y “Barrio La Playa” (0.14 mg/L) (Figura 13). Según el Decreto 1594 de 1984 del Ministerio de Agricultura los límites de fenoles son de 0.5 mg/L en aguas destinadas a la preservación de flora y fauna y de 0.002 mg/L en aguas destinadas para consumo humano, uso doméstico y agrícola, es decir, los resultados aquí obtenidos no sobrepasan los límites establecidos para preservación de flora y fauna.

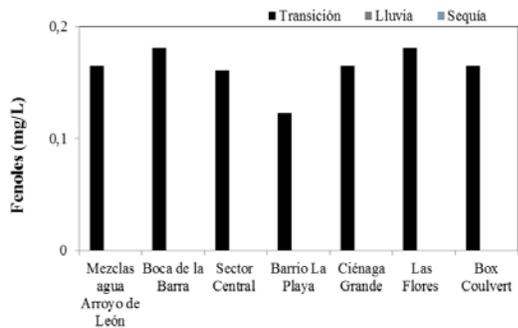


Figura 16. Variación de Fenoles durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorquín.

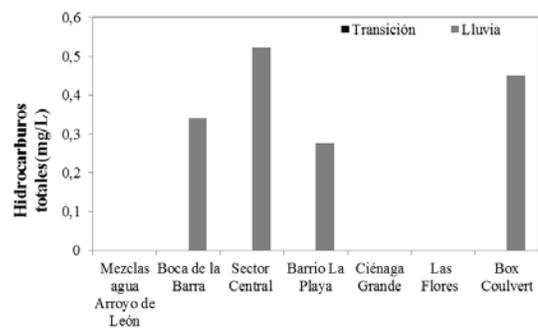


Figura 17. Variación de hidrocarburos totales durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorquín.

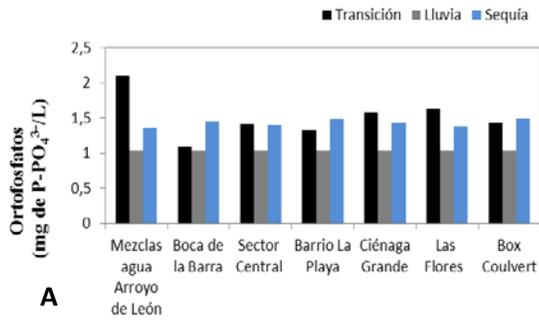
Su presencia, en la ciénaga de Mallorquín puede tener diferentes orígenes entre los cuales está la entrada de lixiviados del antiguo basurero de la ciudad de Barranquilla y la influencia del arroyo León y el río Magdalena que traen consigo distintos compuestos orgánicos.

Por su parte, los hidrocarburos solo fueron registrados en pocas estaciones en época de lluvias, presentándose un valor máximo de 0.522 mg/L en el punto de muestreo “Sector Central”. La normatividad colombiana para este tipo de compuestos no tiene establecido valores de referencia, por lo tanto se realizó una comparación con las legislaciones Norteamericana (MADEP/EPA) y Canadiense para aguas marinas, donde se establece un límite de 0.110 mg/L para protección acuática y 0.2 mg/L para consumos humano en aguas marinas y costeras en puertos (Quintero et al., 2010). Teniendo en cuenta estos valores, la ciénaga de Mallorquín en las épocas estudiadas, poseen aguas de mala calidad (Figura 14).

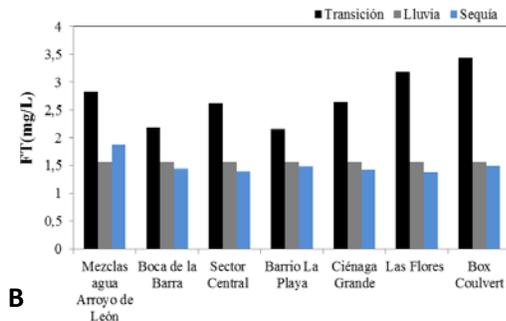
Estos resultados sugieren el transporte de estos compuestos por fuentes antrópicas de tipo exógenas. Según la ATSDR (2016), al ambiente acuático puede ingresar a partir de accidentes, desde industrias o como productos secundarios a raíz de su uso comercial o privado. Cuando hay derrames y escapes, los hidrocarburos tienden a flotar debido a la diferencia de densidad que presentan con respecto al agua, bloqueando de esta manera la penetración de la luz y el intercambio de gases, también pueden depositarse en los sedimentos, de ambas maneras afectan las comunidades acuáticas (Velázquez, 2017).

Nutrientes.

Con respecto a los ortofosfatos y el fósforo total, éstos fueron detectados solo en época de transición y sequía. La concentración máxima alcanzada para ortofosfatos fue de 2.09 mg/L en el punto “Mezcla de aguas con el Arroyo León” y para fósforo total de 3.43 mg/L en punto “Box Coulvert”, ambas en época de transición. Las concentraciones mínimas, registradas, fueron de 1.1 mg/L para ortofosfatos en el punto “Boca de la Barra” en época de transición y de 1.4 mg /L para fósforo total en “Sector Central” en época de sequía.



A



B

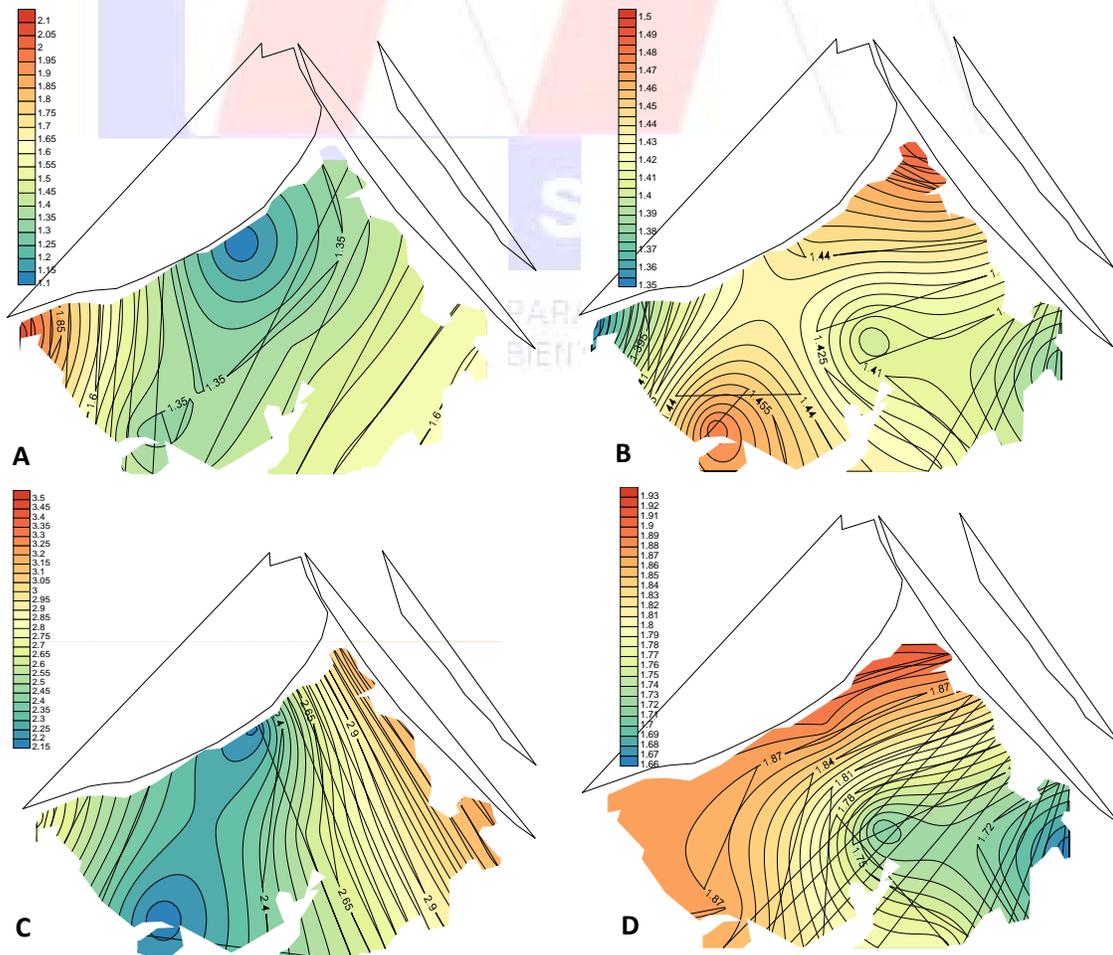


Figura 18. Variación de los A) Ortofosfatos y B) Fósforo total, durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorquín.

En la Figura 16 sde pueden apreciar los mapas de isolneas de los ortofosfatos y el fósforo total en la ciénaga de Mallorquin, en los cuales se representa el comportamiento en las épocas donde se detectaron concentraciones de estas variables.

Figura 19. Distribución espacial de ortofosfatos (A y B) y Fósforo Total (C y D) en el agua superficial en la ciénaga de Mallorcaín en el departamento del Atlántico, respectivamente en épocas de transición y sequía.

En relación con la concentración de nitratos (NO_3^-), se registraron valores mínimos de 0.35 mg/L en los puntos “Mezcla de aguas con el Arroyo León”, “Boca de la Barra” y “Sector Central” en la época de transición y un máximo de 20.27 mg/L en el punto “Box Coulvert” en época de sequía. Puesto que los nitratos son el estado final de la oxidación del nitrógeno en el mar, en un medio como la ciénaga de Mallorcaín, altamente oxidante, es evidente que los nitratos se han originado a partir de procesos oxidantes. En los puntos de muestreo “Barrio La Playa”, “Ciénaga Grande”, “Las Flores” y “Box Coulvert” en época de sequía, los valores obtenidos fueron mayores a 10 mg/L (Figura 17), por lo cual se infiere que la presencia de dichos compuestos son de origen antrópico, por influencia de las poblaciones humanas cercanas que descargan las aguas residuales, así como la entrada de las aguas del río Magdalena y los lixiviados del antiguo basurero de la ciudad de Barranquilla próximo a la ciénaga, esta observación concuerda con Mangones-Cervantes y León-Luna (2014). Por su parte, los nitritos (NO_2^-) tuvieron un comportamiento parecido a los nitratos, es decir, se registraron bajas concentraciones en épocas de transición y lluvia, mientras que en época de sequía, en algunos puntos, las concentraciones son altas (Figura 17).

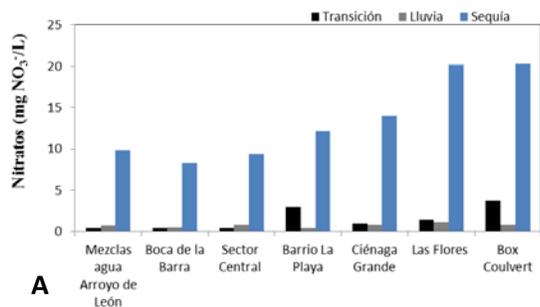


Figura 20. Variación de la concentración de: A) NO_3^- y B) NO_2^- en época de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorcaín.

Aparentemente las condiciones generadas durante la sequía favorecen la concentración de altos niveles de nitrógeno en cualquiera de sus formas. Senior (2009) indica que en aguas estuarinas, asociados a las bajas concentraciones de OD, la reducción de los iones NO_3^- puede dar lugar a concentraciones de NO_2^- superiores a 5 μM . En sequía y transición, en la ciénaga de Mallorcaín al parecer predominan los procesos de reducción para transformar parte de ese NO_2^- en exceso, a iones NO_3^- , alcanzando ambas altas concentraciones en la mayoría de puntos de muestreo. Según los límites de control para los ecosistemas acuáticos en Colombia, valores superiores a 1 mg/L de NO_2^- indica que las

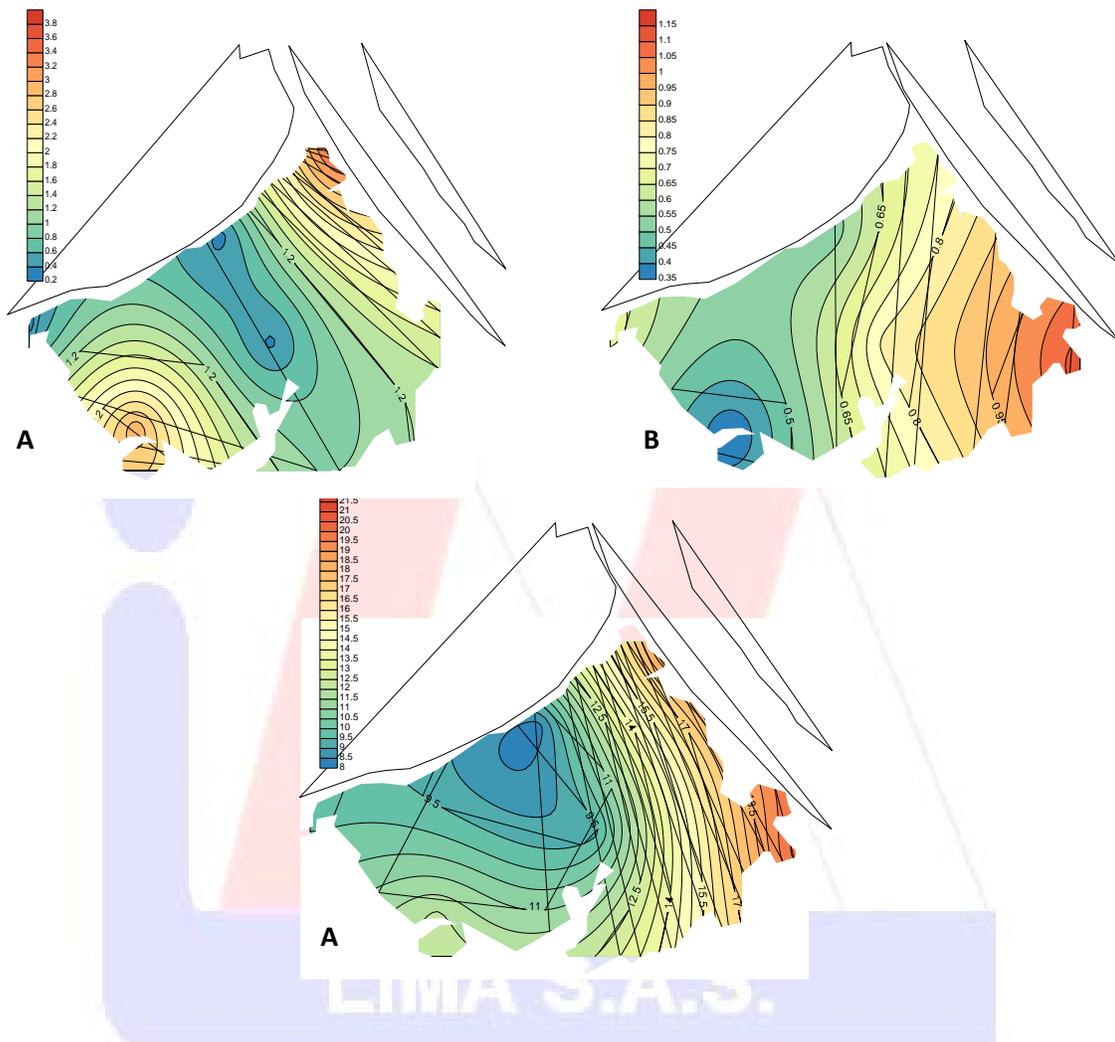
aguas son de mala calidad tanto para preservación de fauna y flora como de consumo y uso pecuario.

Los mapas de distribución espacial de los nitratos en el agua superficial de la ciénaga de

Mallorquín, se presentan en la Figura 18, representando su comportamiento en las épocas de transición, lluvia y sequía.



LABORATORIO PARA LA INDUSTRIA
Y EL MEDIO AMBIENTE LIMA S.A.S.



La concentración de Nitrógeno amoniacal fue mayor en la época de lluvias, con un rango entre 2.28 y 2.85 mg/L, superando el límite permisible por la legislación Colombiana que es de 0.5 mg/L. esta variable puede tener su origen en la ciénaga de las excreciones animales y de la descomposición bacteriana de los compuestos orgánicos nitrogenados.

El Nitrógeno total de Kjeldahl es un parámetro importante en estaciones depuradoras de aguas residuales ya que mide el nitrógeno total capaz de ser nitrificado a NO_2^- y NO_3^- , y posteriormente y en su caso, desnitrificado a

nitrógeno gaseoso. No incluye, por tanto, los NO_2^- ni los NO_3^- . Esta variable fue detectada en mayores concentraciones en todos sus puntos estudiados durante la época de transición, con valores entre 13.8 y 16.8 mg/L. En época de lluvia, las concentraciones no sobrepasaron los 4.2 mg/L, mientras que en época de lluvias las concentraciones estuvieron por debajo del límite de detección (2.99 mg/L) (Figura 19).

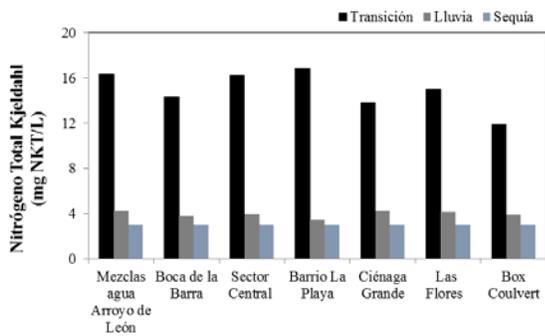


Figura 21. Variación de la concentración de nitrógeno de Kjeldahl durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorquín.

La ciénaga de Mallorquín, presenta elevadas concentraciones de nutrientes, por lo que se puede considerar que este ecosistema se encuentran en estado de eutrofización.

En la Figura 20 se pueden apreciar los mapas de isolíneas del Nitrógeno de Kjedahl, en los cuales se representa el comportamiento de esta variable en la columna de agua en las épocas de transición y lluvia.

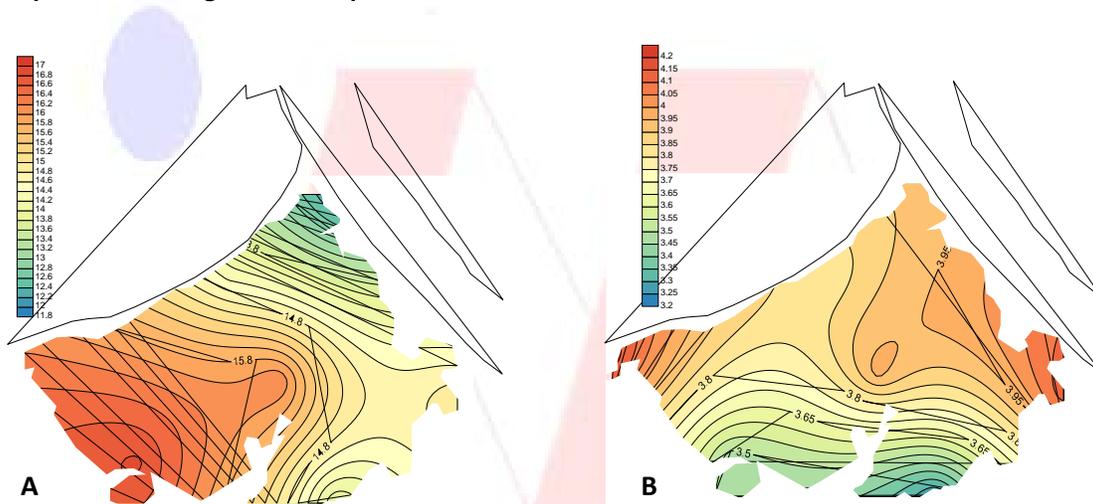


Figura 22. Distribución espacial del Nitrógeno de Kjedahl en la época de transición y lluvia.

Turbidez, Alcalinidad Total, Dureza Total, Dureza Magnésica y Dureza Cálcica.

La mayor turbidez se detectó durante la época de sequía, se registró un promedio general de 25,6 NTU. En potabilización del agua y tratamiento de aguas residuales, la turbidez es considerada como un buen parámetro para determinar la calidad del agua, a mayor turbidez menor calidad. Guzmán et al. (2015) señalan que la turbidez puede llegar hasta 5 NTU, pero según la OMS (Organización Mundial para la Salud), la turbidez del agua para consumo humano no debe superar en ningún caso las 2 NTU y estar idealmente por debajo de 1 NTU. La turbidez en época de

transición y sequía sobrepasa el límite permitido para aguas de consumo humano, registrándose respectivamente valores entre 6.9 y 67.8 NTU en la primera y entre 21 y 120 NTU en la segunda. En época de lluvias los valores fueron inferiores a 1, exceptuando el punto “Mezcla de aguas con el Arroyo León” que registró 5 NTU (Figura 21A).

La alcalinidad total se mantuvo por debajo de 200 mg CaCO₃/L durante las tres épocas. La única excepción se apreció en época de lluvias en el punto de muestreo “Ciénaga Grande” con una concentración de 1358.23 mg de CaCO₃/L. Guzmán et al. (2015) señalan que la

alcalinidad, no sólo representa el principal sistema amortiguador del agua dulce, sino que también desempeña un rol principal en la productividad de cuerpos de agua naturales, sirviendo como una fuente de reserva para la fotosíntesis. Históricamente, la alcalinidad ha sido utilizada como un indicador de la productividad de los cuerpos de agua, donde niveles altos indicarían una productividad alta y viceversa (Figura 21B).

En cuanto a la dureza, Rodríguez-Zamora (2009) indica que el agua dura es la que contiene un alto nivel de minerales y posee cantidades variables de compuestos, en particular sales de magnesio y calcio, causantes de la dureza del agua, siendo el grado de dureza directamente proporcional a la concentración de estas sales. En la ciénaga de Mallorquín, la dureza total y dureza magnésica presentaron altas concentraciones en todos los puntos estudiados y en todas las épocas (Figura 21C y Figura 21D).

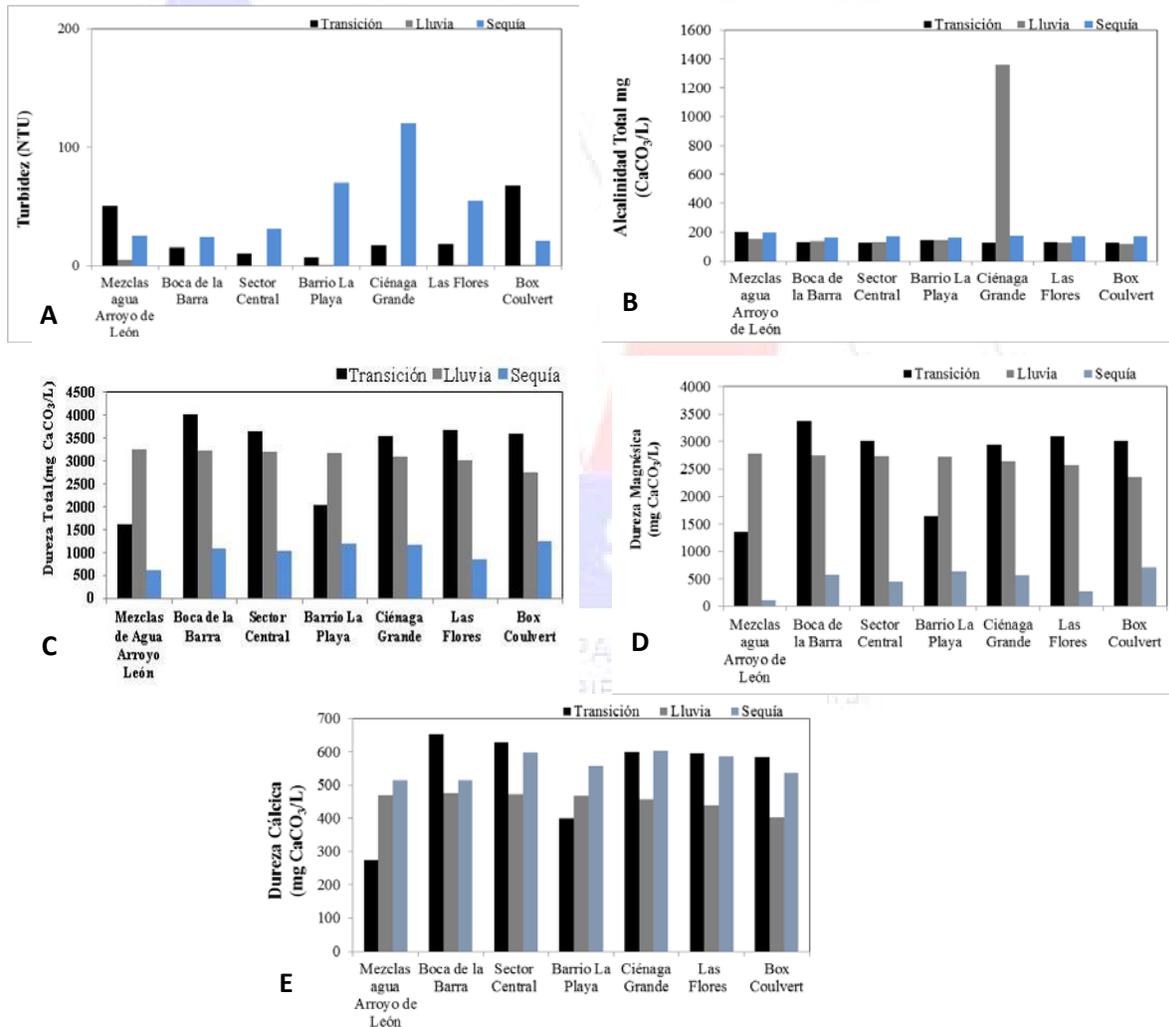


Figura 23. Variación de la concentración de: A) Turbidez, B) Alcalinidad Total, C) Dureza Total, D) Dureza magnésica y E) Dureza cálcica, durante las épocas de transición, lluvia y sequía en ciénaga de Mallorquín.

Clorofila a.

La ciénaga de Mallorquín, en relación a la concentración de clorofila a, en épocas de transición y sequía, posee con concentraciones no detectables ($<0.2 \text{ mg/m}^3$) o mínimos por debajo de $1,0 \text{ mg/m}^3$, mientras que en época de lluvias alcanzó valores relativamente altos en algunos puntos de muestreo, registrando un valor mínimo de 3.6 mg/m^3 en el punto “Las Flores” y un máximo de 42.2 mg/m^3 en el punto “Sector Central”.

La clorofila a, la cuál es un pigmento usado para medir la potencialidad productiva de un sistema y también como un indicativo de eutrofización (Carlson, 1977; Contreras, 1994). No siempre mantiene la correlación directa con la productividad primaria, pero sí indica la biomasa fitoplanctónica presente, la cual bajo condiciones adecuadas representará altos valores de productividad. Las concentraciones de clorofila a pueden ser un indicativo de eutrofización, aunque también va a depender de cuan eficiente sea esa transferencia energética a los niveles tróficos siguientes. Estos resultados también difieren de los reportados por Mangones-Cervantes y León-Luna (2014) (Figura 22).

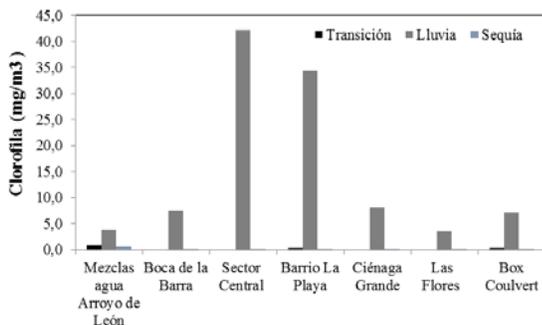


Figura 24. Variación de la concentración de clorofila a, durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la época de transición, en la ciénaga de Mallorquín.

En la Figura 23 se muestran los mapas de isoclasas de la Clorofila a en la ciénaga de

Mallorquín, en los cuales se representa el comportamiento de esta variable en la columna de agua en las épocas de transición, lluvia y sequía.

Metales pesados.

El orden de las concentraciones promedio de los metales pesados en el agua superficial de la ciénaga de Mallorquín se presentó en orden decreciente $\text{Fe} > \text{Pb} > \text{Cd}$. El hierro en las aguas superficiales de la ciénaga de Mallorquín fluctuó entre 0.5 y 15.0 mg/L, con un promedio de 2.8 mg/L. Los valores máximos se detectaron punto de muestreo “Ciénaga Grande” en época de sequía, y los mínimos en época de lluvia en el punto “Las Flores”. En la época de lluvias se denota la influencia del Arroyo León en el aporte de concentraciones de hierro y en la época de sequía en áreas cercanas a la población (Figura 24).

Los resultados obtenidos en esta investigación al ser comparados con los límites admisibles de hierro para usos agrícolas (5.0 mg/L), propuesto por el Decreto 1594 de 1984 de la legislación colombiana, muestran que en los puntos “Mezcla de aguas con el Arroyo León” en época de lluvias y “Ciénaga Grande” en época de sequía, los resultados superan los límites permisibles.

Estos máximos valores de Fe en estos puntos de muestreo nos sugieren que durante el período de sequía existen menores valores de pH, altas temperaturas y un mayor tiempo de residencia de las aguas que acelera los procesos de descomposición de la materia orgánica presente en agua y sedimentos, lo que propicia la liberación del hierro en forma biodisponible y aumentando de esta forma sus concentraciones (Martínez et al., 2006; Márquez et al., 2009).

En la ciénaga de Mallorquín se han venido desarrollando estudios sobre presencia de metales pesados en agua, sedimentos y organismos, dada la toxicidad de estos en el medio acuático. Dichos estudios han reportado

la presencia de hierro, cuya elevada acumulación podrían tener efectos nocivos para la población vecina que constantemente se abastece de dicho recurso para su sustento (Uninorte, 2014).

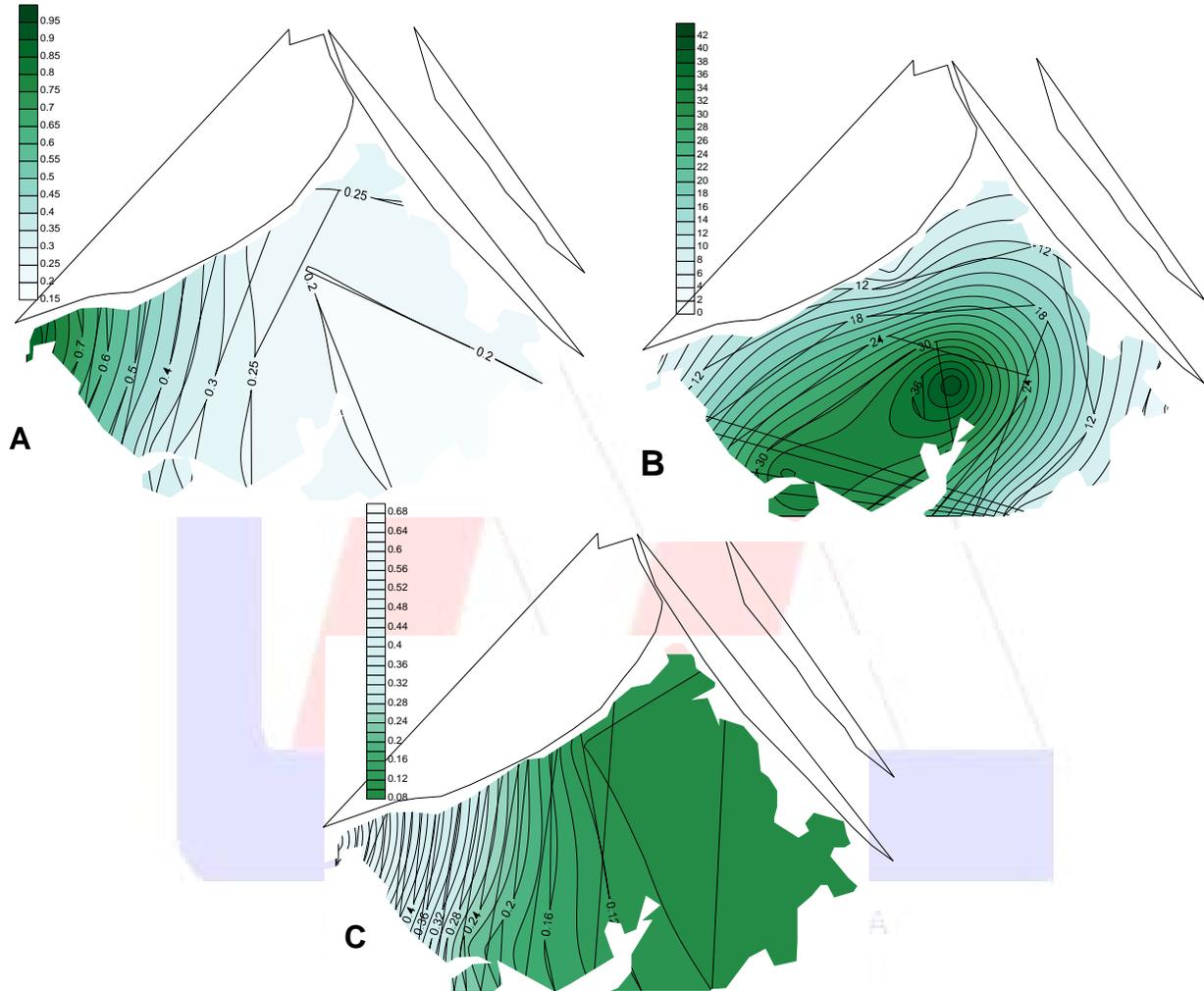


Figura 25. Distribución espacial de la Clorofila a en el agua superficial de la ciénaga de Mallorquín. A) Época de transición, B) Época de lluvia y C) Época de sequía.

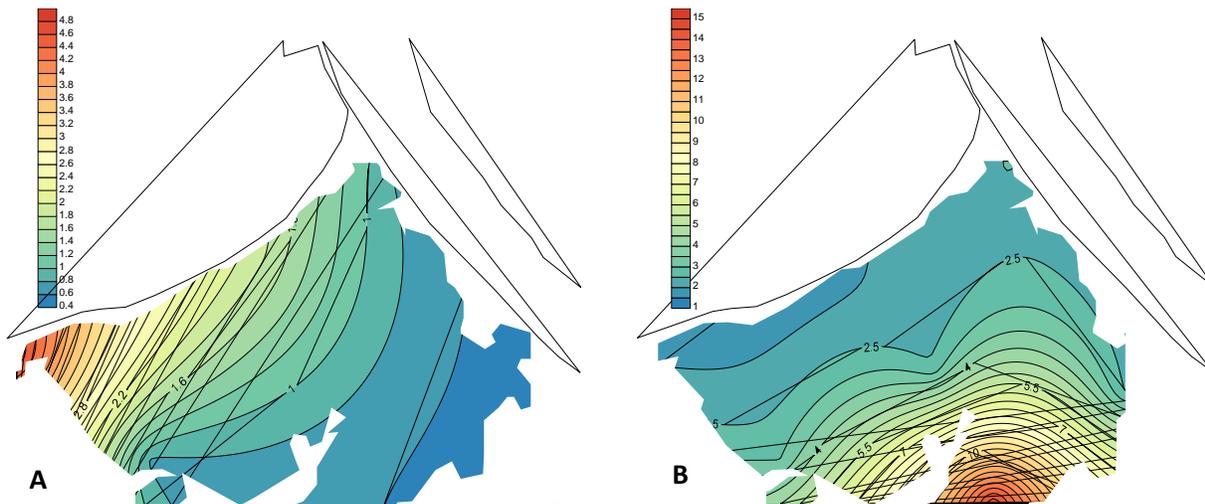


Figura 26. Distribución espacial del hierro (Fe) en el agua superficial de la ciénaga del Mallorquín . A) Época de lluvia y B) Época de sequía.

Dentro de los metales pesados estudiados también se encuentra el Cadmio, con valores en época de lluvias alrededor de 0.05 mg/L y en época seca de 0,02 mg/L en la mayoría de las estaciones, a excepción del punto de muestreo “Barrio La Playa” donde se obtuvieron 0,2 mg/L. este valor máximo nos sugiere entradas de cadmio por aguas

residuales provenientes de la población, dada la época. Además, Franco y León (2010), enfatizan que en época de sequía donde hay aumento de salinidad, la biotoxicidad del cadmio y contaminación aumenta debido a su mayor biodisponibilidad en el cuerpo de agua (Figura 25).

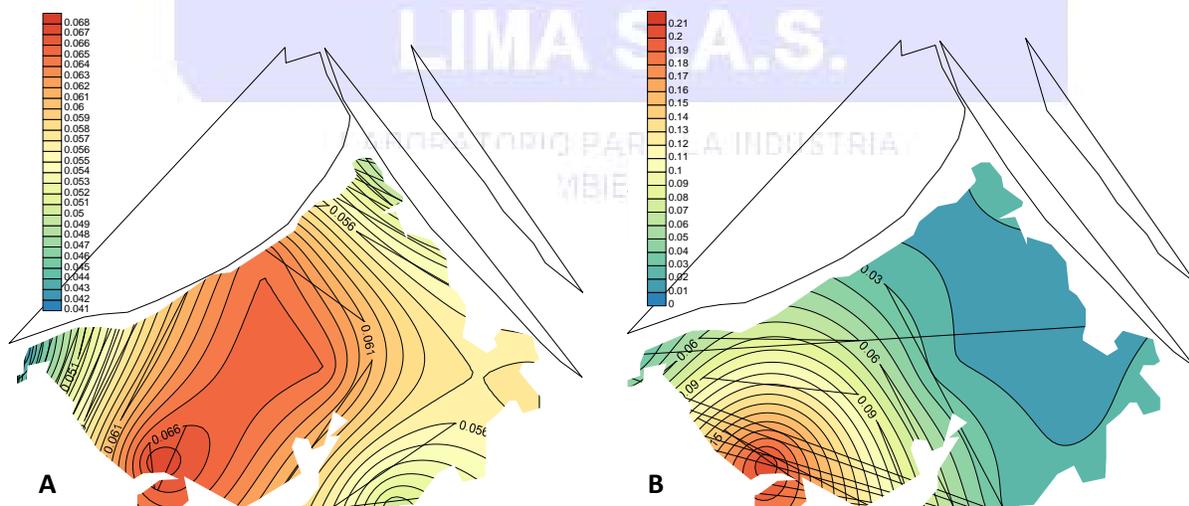


Figura 27. Distribución espacial del Cadmio (Cd), en las aguas superficiales de la ciénaga de Mallorquín. A) Época de lluvias y B) Época de sequía.

Según el decreto 1594 de 1984 de la legislación colombiana, los límites permisibles de cadmio para uso del recurso para consumo humano, doméstico y uso agrícola es de 0.01 mg/L, valor que sobrepasaron todos los registros en los puntos monitoreados en ambas épocas.

En un informe realizado por el INVEVAR (2004) se explica que según los niveles de concentración de metales pesados como el Cd y el Pb, las zonas más afectadas son la desembocadura del río Magdalena y el sector industrial de Las Flores en Barranquilla, con valores promedio mayores que el resto de las zonas marinas y costeras del país. Según Butter y Timperley (1996), plantean que en los sistemas acuáticos el cadmio ingresa por medio de aguas servidas, efluentes industriales y la utilización de fertilizantes fosfatados en prácticas agrícolas; estos últimos contienen hasta 10 mg de Cd por Kg suelo. Dado que el cadmio es un elemento ampliamente aprovechado en la industria de

estabilización de plásticos, baterías y aleaciones metálicas. Para la fabricación de extintores, alarmas de incendios y de fusibles eléctricos. También, se utiliza una aleación de Cd, Pb y Zn para soldaduras de Fe. Las sales de Cd se emplean en fotografía, en la elaboración de fuegos artificiales, caucho, pinturas fluorescentes, vidrio y porcelana (Gerlach, 1981). Sin embargo Vázquez et al. (2005) sugieren mayores estudios de las fuentes de ingreso a fin de poder definir las posibles fuentes, de entrada y de movimiento de cadmio en dichos ecosistemas.

Con respecto al plomo, los valores máximos se registraron en la época de lluvia con registros entre 0.49 -1.2 mg/L y mientras que en época de sequía fueron inferiores a 0.4 mg/L. Sus valores fueron superiores a los límites establecidos por el decreto 1594 de 1984 de la legislación colombiana para el uso del recurso para consumo humano y doméstico (0.05 mg/L), y pecuario (0,1 mg/L), respectivamente (Figura 26).

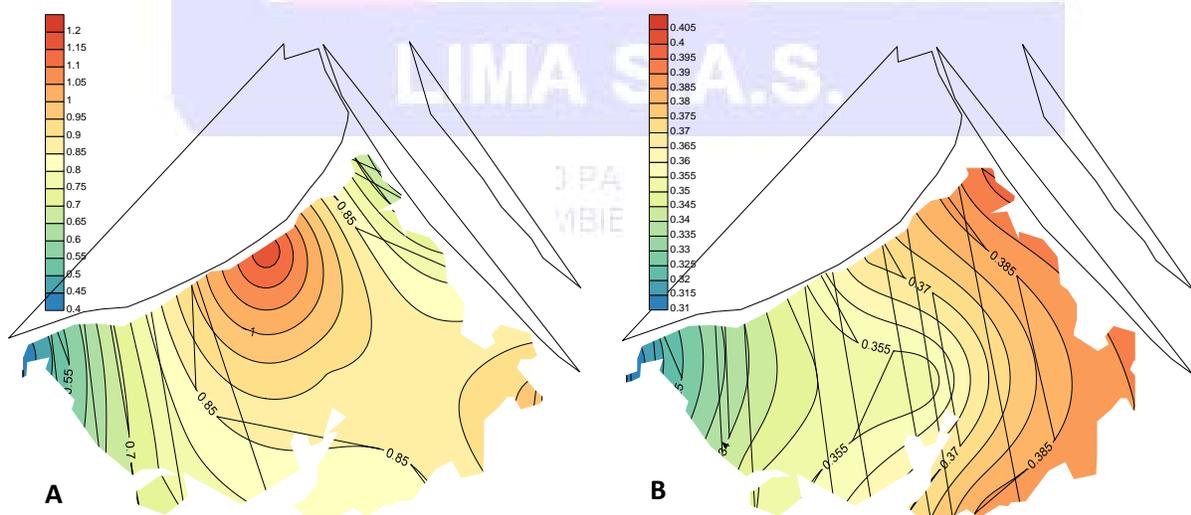


Figura 28. Distribución espacial del Plomo (Pb) en aguas superficiales de la ciénaga de Mallorquín. A) Época de lluvias y B) Época de sequía.

En la ciénaga de Mallorquín estos elevados valores de plomo nos sugieren como primera fuente el aporte del río Magdalena ya que según Vázquez et al. (2005), los ríos transportan distintos compuestos inorgánicos en especial metales pesados.

Los metales pesados analizados en laboratorio pero no mencionados en este informe presentaron valores por debajo del límite de detección o poco significativos para ser considerados contaminantes.

6.1.2 Aspectos sedimentológicos: Materia Orgánica (MO), sulfuros y pH.

Los valores de MO en los sedimentos fluctuaron entre 0,11 – 4,08%, con un promedio de 2.02%. El mínimo se registró en punto “Boca de la Barra” en la época de transición y el máximo en el punto “Las Flores” en la época de sequía. De forma general la MO en este ecosistema en la época de lluvia y sequía en los sectores cercanos al río Magdalena y al barrio Las Flores mostraron valores mayores del 3%. Estos dos sectores se caracterizan por presentar sedimentos fangosos, como lo reporta Franco y León (2010), quienes encontraron altos valores de MO (13,55%). Así mismo, Padilla (2005) indica que estas zonas presentan problemas de contaminación orgánica debido a los lixiviados del antiguo basurero de la ciudad de Barranquilla y por las aguas residuales domésticas de un sector de la población de dicha ciudad conocido como Barrio Amarillo. En la Figura 27 se presenta la distribución de esta variable en los sedimentos de la ciénaga de Mallorquín en los tres periodos estudiados.

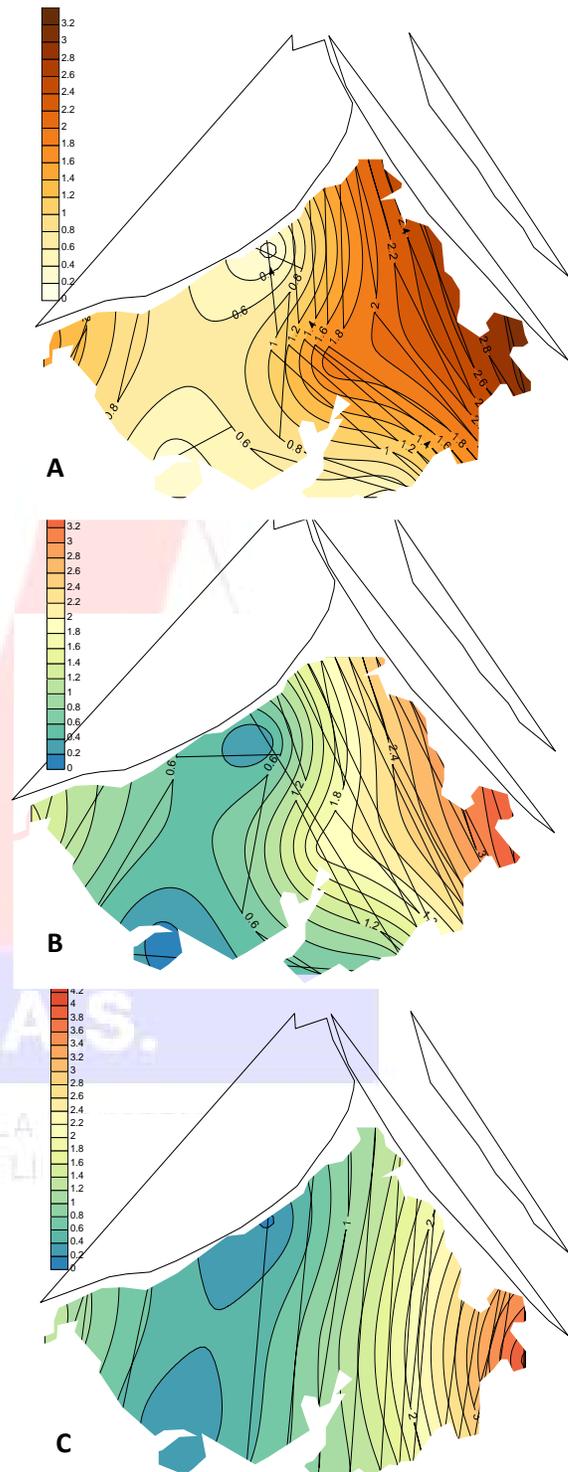


Figura 29. Distribución espacial de la materia orgánica en el sedimento de la ciénaga de Mallorquín. A) Época de transición, B) Época de lluvia y C) Época de sequía.

El sulfuro es generado por las bacterias por la reducción de sulfatos y mantiene un equilibrio químico entre la disociación de HS_2^- , HS^- y H_2S , y se mantiene el equilibrio químico controlado por el pH (Bagarinao, 1992).

Para la ciénaga de Mallorquín solo se registró la presencia de sulfuros en el sector central en época de transición y lluvias con valores de 6.2 y 20 mg/L. Dado que en Colombia no se han

establecido normatividad al respecto, se tomaron valores de referencia propuestos por países como Canadá y Estados Unidos, donde son aceptadas concentraciones de sulfuros mayores de 1mg/L, es decir, los registros sobrepasan los valores mínimos de calidad. La distribución de los sulfuros en los sedimentos de la ciénaga de Mallorquín en los tres periodos estudiados se aprecia en la Figura 28.

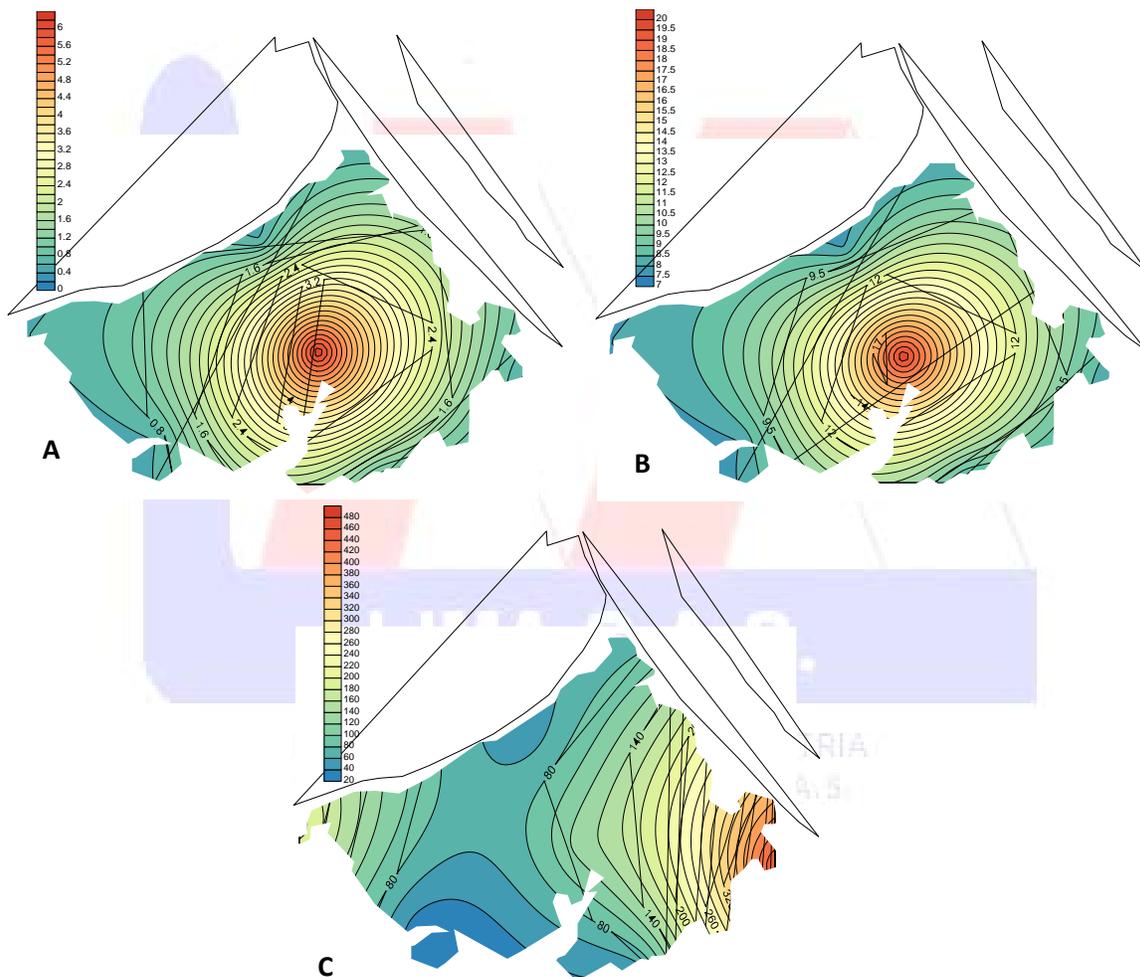


Figura 30. Distribución espacial de los sulfuros en el sedimento de la ciénaga de Mallorquín. A) Época de transición, B) Época de lluvia y C) Época de sequía.

El pH en el sedimento presentó valores promedios de 8.0 Unidades en la época de transición, 7.36 Unidades en la época de lluvias y 8.10 Unidades en época de sequía

(Figura 29). Por lo que podría inferir que la presencia de sulfuros en los sedimentos en la época de transición se dio por pH cercanos a 7, donde hay una reducción de sulfatos a

sulfuro de hidrógeno debido a la degradación

de la MO.

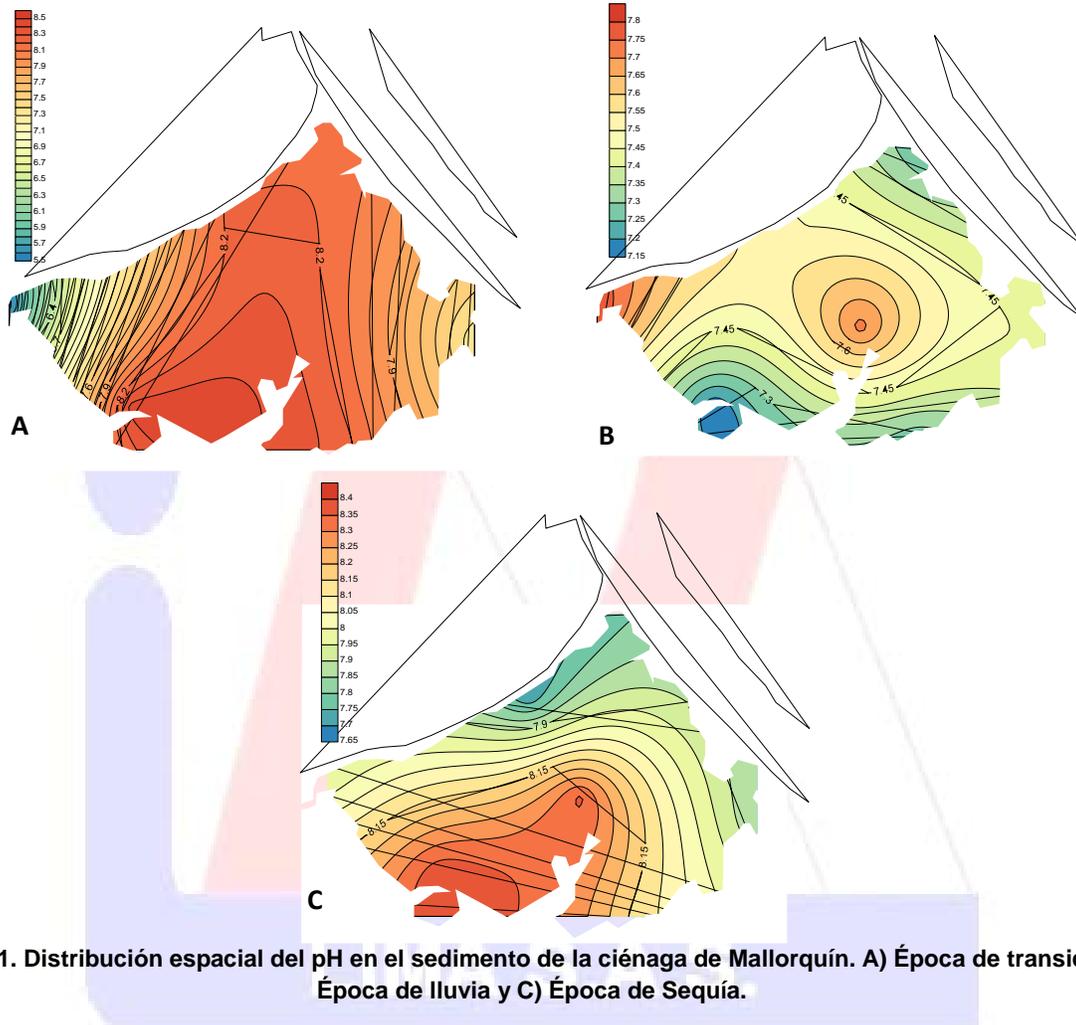


Figura 31. Distribución espacial del pH en el sedimento de la ciénaga de Mallorquín. A) Época de transición, B) Época de lluvia y C) Época de Sequía.

6.1.3 Características microbiológicas.

Las ciénagas cumplen funciones ambientales muy importantes, ya que retienen grandes cantidades de agua, regulan caudales de los ríos y maximizan los procesos de decantación y deposición de materiales. De esta manera ayudan en el mejoramiento de la calidad del agua proveniente de las partes altas de la cuenca y de los asentamientos humanos adyacentes que vierten directamente sus aguas residuales. En estos sistemas se alberga una gran variedad de especies de flora y fauna que dan refugio, alimento y protección a especies migratorias de peces y aves

(Aguilera, 2004). Desde el punto de vista microbiológico, la evaluación de la calidad del agua, tiene como objetivo determinar la presencia de ciertos grupos de bacterias, que revelen contaminación por materia fecal o por materia orgánica (Aguilera, 2004).

De las variables microbiológicas analizadas, los Enterococcus fueron registrados en altas concentraciones en época seca, presentando valores entre 1 NMP/100 ml en el punto de muestreo “Box Couvert” y 921 NMP/100 ml en el punto “Sector Central”. En la época de transición solo fueron detectados en el punto

“Mezcla de aguas con el Arroyo León” con un valor de 16 NMP/100 ml, en tanto que en época de lluvias en el punto “Mezcla de aguas con el Arroyo León” se registraron 63 NMP/100 ml y en los puntos “Boca de la Barra”, “Las Flores” y “Box Couvert” se detectaron valores de 10 NMP/100 ml (Figura 30).

Los *Enterococcus* fecales han sido utilizados junto con los coliformes fecales para diferenciar la contaminación fecal del hombre de otros animales de sangre caliente. Un rango mayor de 4 es considerado indicativo de contaminación fecal humana, un rango menor a 0.7 sugiere contaminación por una fuente no humana (Ávila y Estupiñan, 2009).

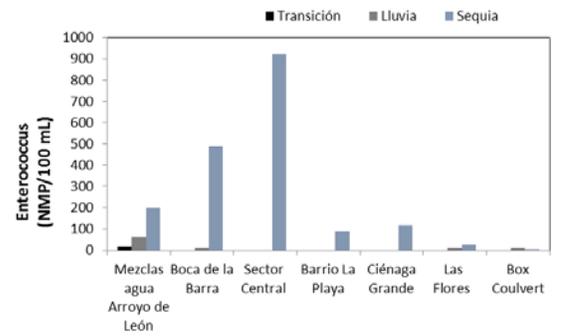


Figura 32. Variación de los *Enterococcus* sp. durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorquín.

Las distribución espacial de los *Enterococcus* en la columna de agua en las tres épocas monitoreadas, se representan en los mapas de isocotas que se presentan en la Figura 31.

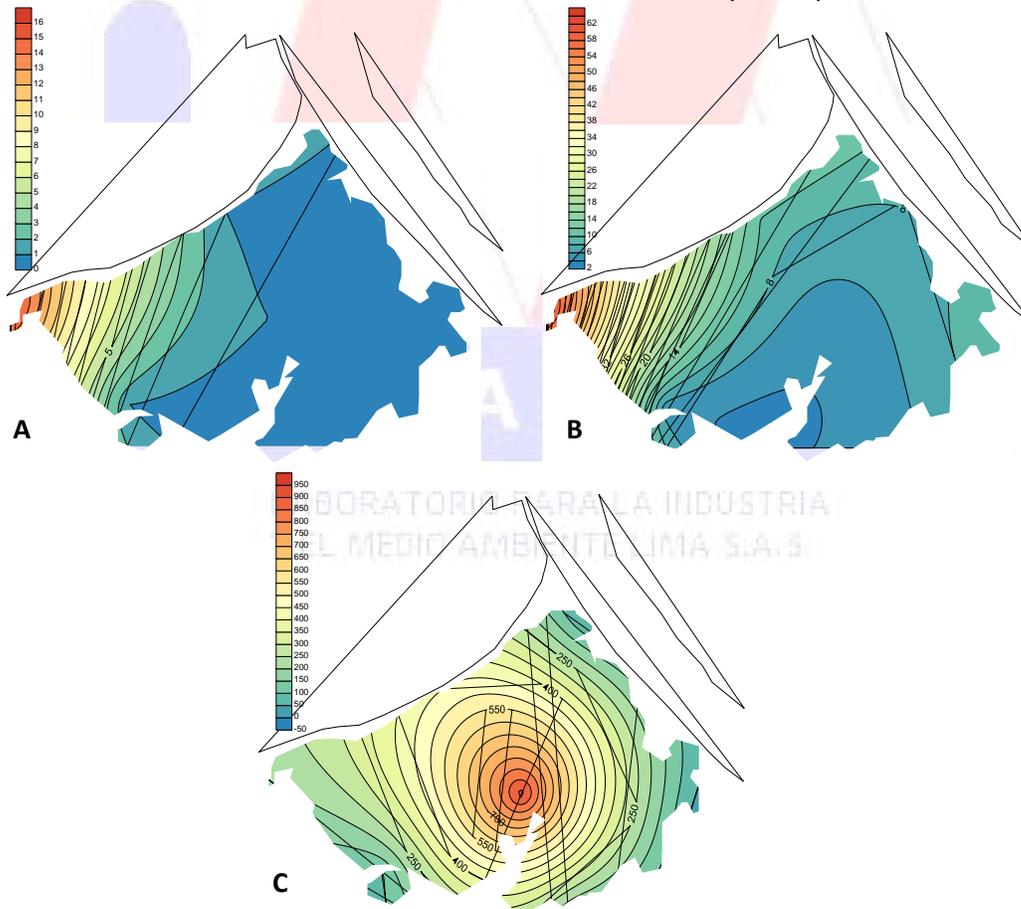


Figura 33. Distribución espacial de *Enterococcus* sp. en el agua superficial de la ciénaga de Mallorquín. A) Época de lluvia, B) Época de transición y C) Época de sequía.

Por su parte, las *Pseudomonas* registraron su valor más alto en el punto “Sector Central” en época de sequía con 857 NMP/100 ml, mientras que en los demás puntos de muestreo los valores oscilaron entre 1 y 41 NMP/100 ml. En época de lluvias en los puntos “Mezcla de aguas con el Arroyo León”, “Boca de la Barra” y “Las Flores” se registraron valores altos, respectivamente con 475, 505 y 218 NMP/100 ml, en tanto que en los demás puntos los valores fluctuaron entre 10 y 30 NMP/100 ml. Contrario a esto, en época de transición únicamente fueron detectadas en el punto de muestreo “Mezcla de aguas con el Arroyo León” con 59 NMP/100 ml (Figura 32).

Estas bacterias prefieren las aguas cálidas y poco salinas, se hallan comúnmente en el suelo y algunas especies son clasificadas como patógenos oportunistas, para el hombre y los animales. Específicamente *Pseudomonas aeruginosa* es una bacteria que no se considera autóctona del agua, puede derivar de heces humanas y animales, su detección en agua se asocia con contaminación por descarga de aguas residuales, por lo tanto hay una estrecha correlación de su presencia en ambientes acuáticos con fenómenos de contaminación. Este microorganismo crece en muy baja concentración de nutrientes en medio ambiente acuoso y puede sobrevivir durante muchos meses en aguas a temperatura ambiente. Es un importante patógeno oportunista y es causa de una amplia variedad

de infecciones, especialmente en oídos, ojos y piel, por lo tanto su control en aguas destinadas a la recreación es una obligación en varios países del mundo (Moore et al., 2002).

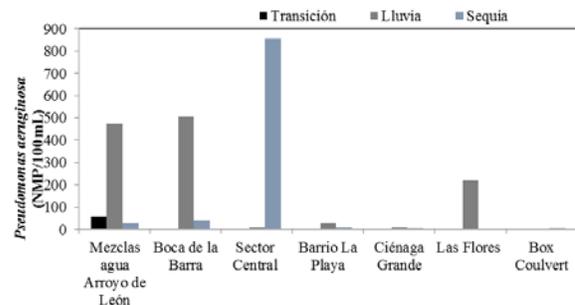


Figura 34. Variación de los *Pseudomonas* durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Mallorca.

En cuanto a su distribución espacial, se aprecia la fuerte influencia del arroyo León en el aporte de *Pseudomonas* a la ciénaga de Mallorca en las épocas de transición y lluvia. En contraste en la época de sequía, se observa un foco de acumulación de estas bacterias hacia el punto de muestreo “Sector Central” (Figura 33).

En cuanto a los coliformes se registran valores desde $4,5 \times 10^7$ NMP/100 ml, muy por encima del límite para el uso industrial de las aguas que es de 20,000 NMP/100 ml, por los que se puede considerar esta ciénaga como un cuerpo de agua muy contaminado.

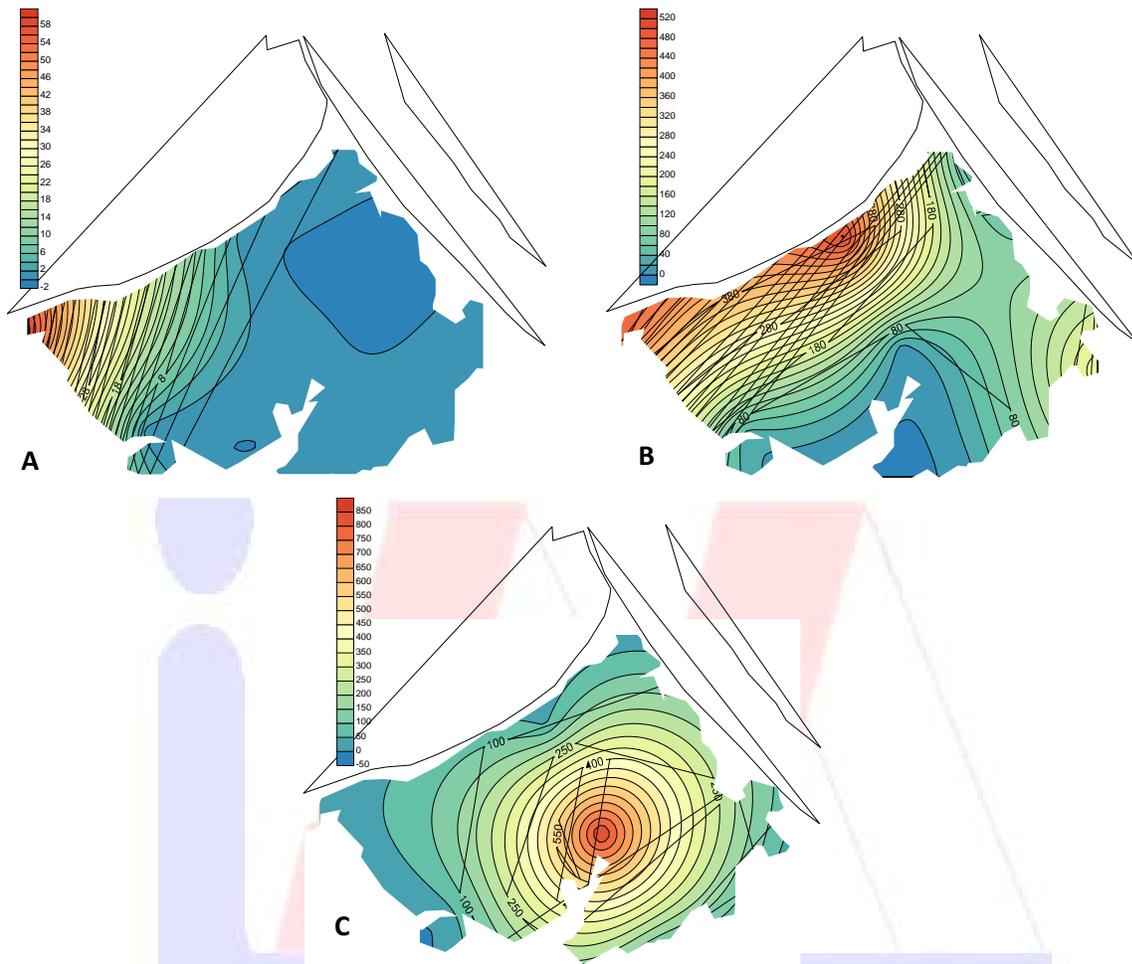


Figura 35. Distribución espacial de *Pseudomonas* en el agua superficial de la ciénaga de Mallorquín. A) Época de transición, B) Época de lluvia y C) Época de sequía.

6.1.4 Características hidrobiológicas.

Productores Primarios.

La composición de organismos en la ciénaga de Mallorquín es producto de la interacción de aguas marinas con aguas provenientes del río Magdalena y el arroyo León, lo que favorece la reproducción de especies tolerantes a medios enriquecidos y salinizados.

De los productores primarios, las macrófitas son los organismos menos representativos en esta ciénaga, quizá por la naturaleza estuarina de sus aguas. Únicamente, en el punto de

mezcla de aguas con el arroyo León, en todos los monitoreos, se observó la presencia de la especie *Eichhornia crassipes*, colonizadora de ambientes cuyo flujo hídrico ha sido alterado y que recibe además, aportes orgánicos extras provenientes, por ejemplo de la actividad agropecuaria, absorbiendo estos nutrientes y reproduciéndose (sexual o asexualmente) tanto como sea capaz (Rial, 2013). Es importante resaltar que las aguas del arroyo León generalmente están cargadas de altas concentraciones de nutrientes debido a que este es el cauce donde se realizan los vertimientos de la estación depuradora de

aguas residuales de “El Pueblito” de la ciudad de Barranquilla. Así mismo, teniendo en cuenta que las muestras de perifiton en este ecosistema se obtienen de superficies naturales, principalmente macrófitas, la falta de estas (como superficie de colonización) limita los atributos de este grupo como bioindicador, no obstante, se pudo apreciar un mayor número de especies de Bacillariophyta en todos los monitoreos (Figura 34), alcanzando riquezas superiores al 60% en cada uno de ellos, donde además se presentaron promedios de densidad total de 75815.18, 3007.00 y 290.49 Ind/cm², respectivamente en épocas de transición, lluvia y sequía, de las cuales las especies de Bacillariophyta constituyeron densidades superiores al 85% en la época de transición, 63% en época de lluvias y 61% en época seca.

Las diatomeas (Bacillariophyta) son organismos que crecen fuertemente adheridos al sustrato lo que les confiere mayor resistencia a factores físicos como la herbivoría, además bajo ciertas condiciones de bajas intensidades lumínicas y limitantes de nutrientes, puede presentarse como un taxón dominante impidiendo el crecimiento de otros organismos perifíticos (Stevenson, 1996). Por ello, la sucesión de algas perifíticas está determinada por factores fisiológicos (luz y temperatura), factores abióticos (tipo de sustrato y composición química del agua) y factores bióticos (herbivoría y competencia) (Ramírez, 2001).

Una característica sobresaliente en el perifiton en los 3 monitoreos fue la abundancia de morfoespecies de los géneros Navicula y Nitzschia, que generalmente están asociadas con sistemas mezclados, turbulentos y con conductividad alta (Pinilla, 2000).

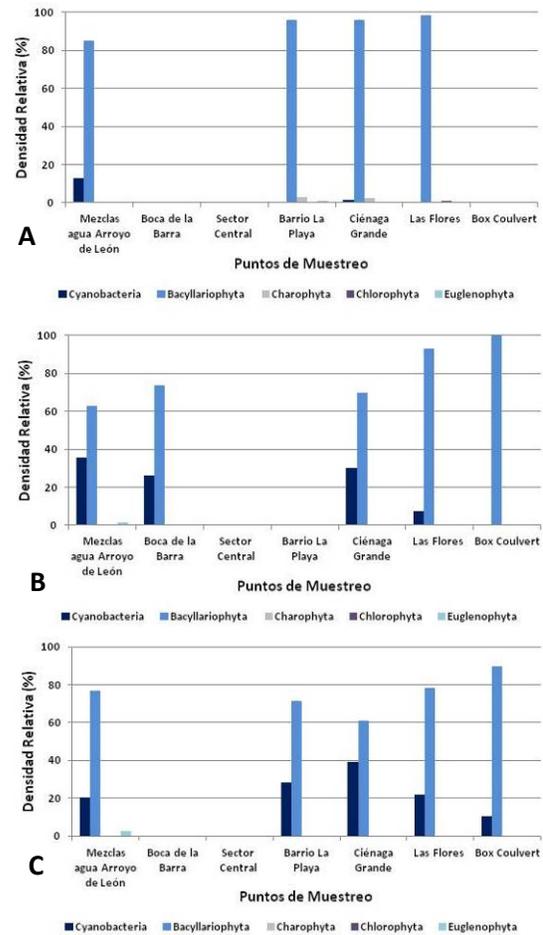


Figura 36. Composición de las cianobacterias y microalgas del perifiton en la ciénaga de Mallorquín. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.

Contrario a lo anterior, el fitoplancton fue un grupo representativo compuesto por altas densidades de organismos, sobre todo en época de transición, sin embargo, al igual que el perifiton mostró un decrecimiento temporal de las densidades, siendo estas mayores en la época de transición con un promedio entre puntos de muestreo de 2.81×10^8 Ind/L, medias en la época de lluvias con 3.07×10^6 Ind/L y bajas en época seca con 2.81×10^8 Ind/L. Estas variaciones son dependientes de cada ciclo hidrológico, siendo favorecidas o desfavorecidas por las condiciones que cada

uno de ellos genera, además de influencias antrópicas. En época de transición, generalmente la columna de agua tiende a ser más estable por las pocas entradas de agua por parte de los afluentes, permitiendo que las especies más competitivas dominen en el sistema; en época de lluvias, la abundante entrada de aguas, diluye el fitoplancton, aumenta la turbulencia y la turbiedad favoreciendo a otras especies; y en época seca, cuando las condiciones se vuelven difíciles por el bajo flujo y la disminución del volumen en la columna de agua, entre otras cosas, dominan especies más tolerantes a condiciones adversas.

Según Ramírez y Viña (1998), la estructura Fitoplanctónica suele correlacionarse con las variables que condicionan su crecimiento, como también con aquellas que se modifican a causa de su desarrollo. Entre las primeras están el nitrógeno, el fósforo y la turbiedad, y entre las segundas, el pH, el oxígeno, el dióxido de carbono y la producción primaria (Viña et al., 1991).

En época de transición, aunque los nutrientes disueltos alcanzaron valores relativamente bajos (nitritos < 3.6 mg/L y nitratos < 2.1 mg/L), se puede decir que estos se encuentran representados principalmente en forma de biomasa fitoplanctónica. Esta comunidad de microalgas se caracterizó por un mayor número de organismos de Cyanobacterias, quienes constituyeron más del 98% de los individuos en la mayoría de puntos de muestreo, representadas en mayor parte por la morfoespecie *Komvophoron* sp quien obtuvo entre 5.95×10^7 Ind/L en el punto "Sector Central" y 4.71×10^8 Ind/L en punto "Barrio La Playa". Según Hašler y Poulíčková (2010), la ocurrencia de individuos de *Komvophoron* se

ve influenciada por la calidad del sedimento, en particular de las proporciones de lodo fino y detritus orgánico.

Esta misma especie, obtuvo mayores densidades en los puntos "Mezcla de aguas con el Arroyo León", "Sector Central" y "Las Flores" en época de lluvias con densidades que representaban entre el 42.19 y el 61.28% del total del punto de muestreo. Del mismo modo, en época seca fue un importante componente del fitoplancton alcanzando densidades que significaron entre el 43.53 y el 80.24% de los organismos registrados en los puntos de muestreo "Sector Central", "Barrio La Playa", "Ciénaga Grande", "Las Flores" y "Box Couvert".

Cyanobacteria en la época de transición en la ciénaga de Mallorquín únicamente fue superada en número de individuos en el punto "Las Flores" donde Bacillariophyta constituyó el 69% de la densidad. Esta diferencia en la constitución de especies se debe principalmente a la influencia de la entrada de agua del río Magdalena debido a que la fuerza de la corriente suele desprender las diatomeas de las superficies donde generalmente viven adheridas, suspendiéndolas en la columna de agua. Así mismo, en época de lluvias se registraron densidades importantes de Bacillariophyta, que en los puntos "Boca de la Barra", "Barrio La Playa" y "Ciénaga Grande" constituyeron entre el 76.77 y el 94.24% de los individuos, con densidades considerables de las morfoespecies *Cyclotella* sp., *Navicula* sp1 y *Navicula* sp2, respectivamente. De igual manera, en época seca, en los puntos "Mezcla de aguas con el Arroyo León", "Boca de la Barra" y "Ciénaga Grande" conformaron densidades entre el 44.17 y el 95.51% del

total, con superioridad numérica de la morfoespecie *Nitzschia* sp (Figura 35).

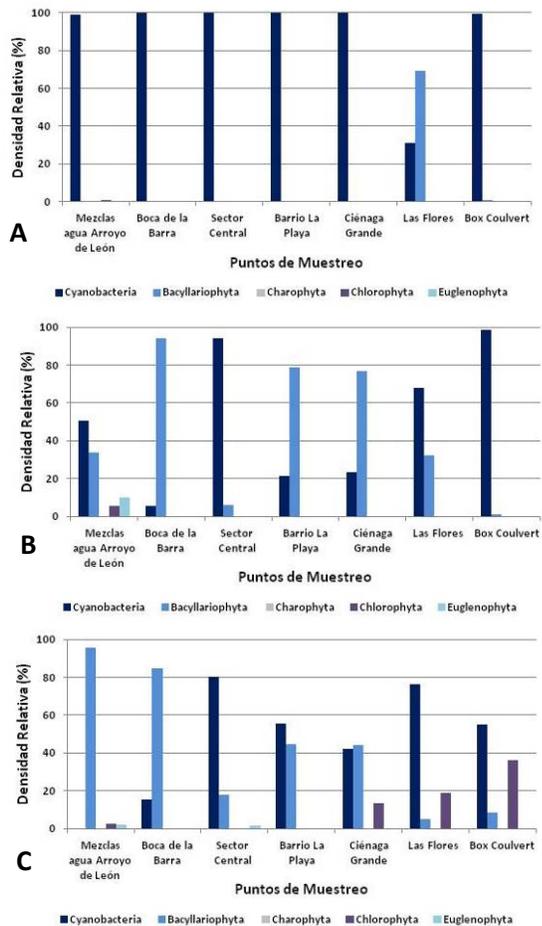


Figura 37. Composición de las cianobacterias y microalgas del fitoplancton en la ciénaga de Mallorquín. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.

La diversidad de microalgas y cianobacterias en cursos de agua es importante para conocer el impacto antropogénico causado por vertimientos de aguas residuales y residuos sólidos, además de desagües domésticos; como el caso de algunas especies de los géneros *Navicula* y *Nitzschia* dentro del grupo de las *Bacillariophyceae* que confirman esta posición.

Las densidades promedio obtenidas en cada periodo fueron de 2.81×10^8 Ind/L en época de transición, 3.07×10^6 Ind/L en época de lluvias y 3.99×10^5 Ind/L en época de sequía, lo que sugiere, aguas hipereutróficas para el primero y eutróficas para los otros dos, teniendo en cuenta la caracterización trófica obtenida a partir de la densidad de las microalgas propuesta por Margalef, (1983) En Ramírez y Viña (1998), que indica que las aguas hipereutróficas poseen densidades superiores a 1×10^4 Cél/mL (1×10^7 Ind/L) y las aguas eutróficas entre 1×10^2 y 1×10^4 Cél/mL (1×10^5 y 1×10^7 Ind/L).

Así mismo, de acuerdo a los índices ecológicos aplicados a las densidades de fitoplancton, en todos los puntos de muestreo en las diferentes épocas monitoreadas, se registraron diversidades bajas ($H'Log_2 < 1.5$ bits/Ind), con densidades que representan también una baja equidad en todos los puntos en época de transición y sequía ($J' < 0.7$), originado por la dominancia de unas pocas especies en los puntos y alta equidad en época de lluvias ($J' > 0.7$) donde las densidades están distribuidas más uniformemente entre las especies registradas. Las diversidades obtenidas, según criterios tomados de Roldan y Ramírez (2008) son propias de aguas contaminadas (0 - 1.5 bits/Ind).

En la Figura 36 se aprecia la distribución de las densidades de fitoplancton. En época de Transición, se observa mayor acumulación de organismos en las zonas donde probablemente se realizan vertimientos directos de aguas residuales a la ciénaga favoreciendo el aumento de las concentraciones de nutrientes como es el caso del punto "Barrio La Playa", donde se

registraron algunos de los valores más altos de nitratos (3.0 mg/L) y nitritos (2.1 mg/L). Además se aprecia la acumulación de individuos hacia los puntos “Mezcla de aguas con el Arroyo León” y “Las Flores” evidenciándose que las entradas de agua del arroyo León y el río Magdalena, en parte, condicionan la presencia del fitoplancton en la ciénaga. En época de lluvias, el río Magdalena podría ser el mayor aportante de organismos

del fitoplancton al sistema o sus aportes estarían favoreciendo su reproducción ya que las mayores densidades se observan hacia el costado por donde entran sus aguas, igual a lo ocurrido en época seca, pero esta vez asociados a los ingresos de agua desde el arroyo León y vertimientos provenientes de la población.

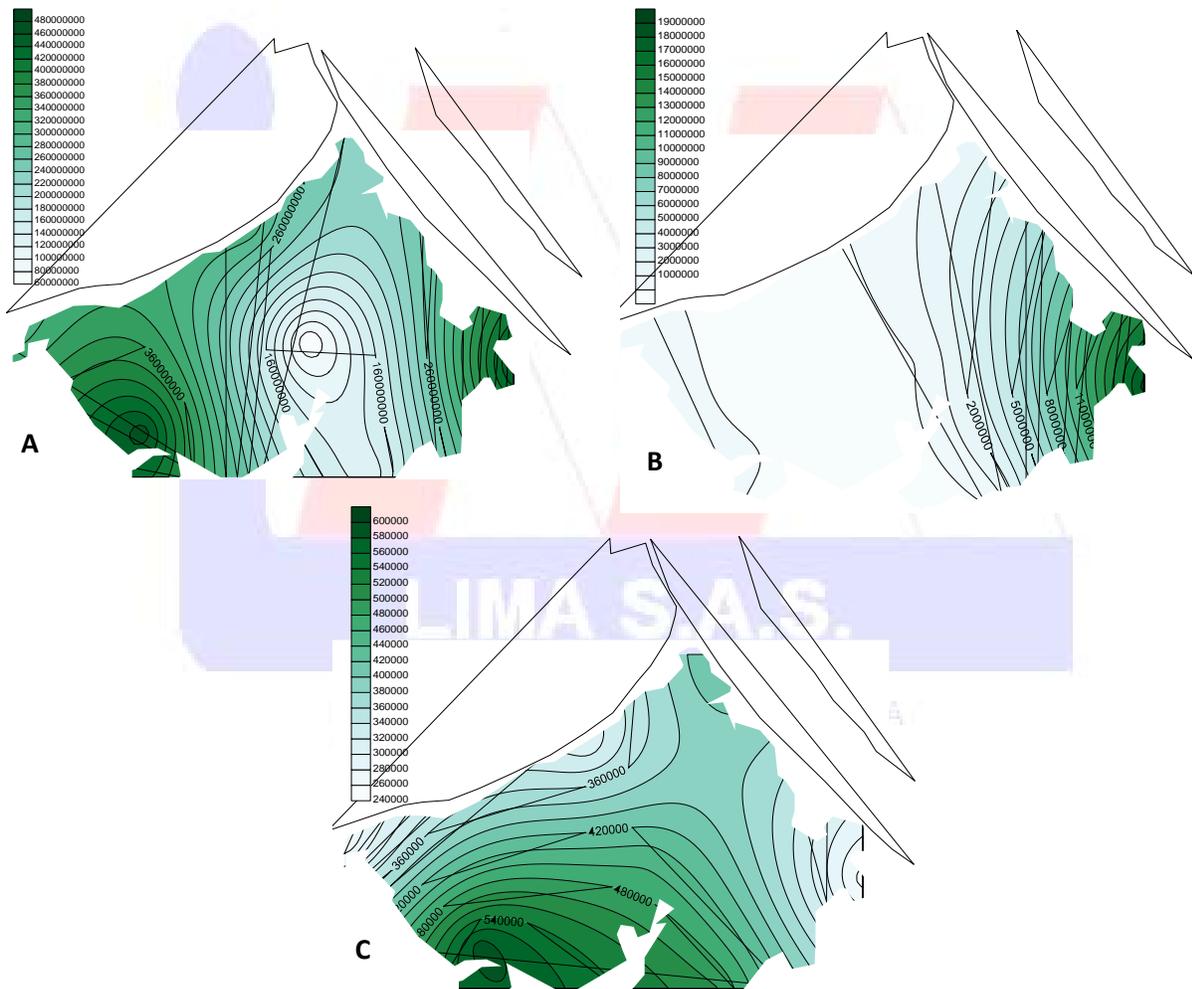


Figura 38. Mapa de distribución del fitoplancton en la ciénaga de Mallorquín en A) Época de Transición, B) Época de Lluvias, C) Época Seca.

Consumidores.

En los ecosistemas acuáticos existen diversas comunidades de consumidores, entendiendo estos como los organismos heterótrofos que se alimentan de un autótrofo o de otro consumidor. En la ciénaga de Mallorquín fueron evaluados varios, entre ellos, los peces, los macroinvertebrados bentónicos y asociados a raíces de mangle, el zooplancton y el ictioplancton.

La composición de especies de peces fue pobre y con bajas densidades en todos los monitoreos, consecuente con la alta presión de pesca ejercida en esta ciénaga. Esta comunidad estuvo representada principalmente por la especie *Mugil incilis*.

Las especies de la familia Mugilidae representan uno de los principales recursos en las pesquerías comerciales de estuarios en las regiones templadas y tropicales del mundo (Blaber, 1997) y en especial *Mugil incilis* se encuentra principalmente en estuarios salobres pero también en aguas marinas e hipersalinas (Cervigon et al., 1992). Al nacer, los juveniles se desplazan hacia los pantanos y los ríos costeros a grandes distancias para buscar comida y protegerse de los depredadores (Keith et al., 2000), mientras que estando adultos viven sobre fondos arenosos poco profundos, a veces a unos pocos metros de la línea de rompimiento de las olas, su dieta consiste principalmente en detritus, también consume algas, huevos de peces y plancton (Osorio, 1988). Además se registraron otras especies como *Notarius bonillai*, un depredador bentónico que se alimenta principalmente de crustáceos, como cangrejos, jaibas y camarones y además de peces y materia orgánica (Olaya- Nieto et al., 2007) y otras especies de los géneros *Eugerres* y *Spherooides*, entre otras,

que generalmente se asocian al consumo de bivalvos, gasterópodos, poliquetos, ostrácodos, copépodos e insectos.

Del mismo modo, los registros de ictioplancton fueron bajos y están relacionados con las bajas densidades de peces en la ciénaga. Al respecto, Ciechowski (1981), indican que la composición cualitativa y cuantitativa varia, generalmente, en escalas anuales y está sujeta al efecto directo de distintos procesos fisiológicos de los peces adultos. Se pudieron colectar promedios en época de transición de 12.67 Ind/m³, en época de lluvias de 1.75 Ind/m³ y en época seca de 0.43 Ind/m³, representados en las dos primeras, principalmente por huevos y larvas de la familia Atherinidae, cuyas especies, en su mayoría son marinas, aunque algunas están confinadas en agua dulce o ingresan al agua dulce, alimentándose de zooplancton (Berg, 1958), y en la época seca, por larvas de la familia Gobiidae, que agrupa los peces más pequeños en el mundo, habitantes de aguas costeras poco profundas y alrededor de los arrecifes de coral. La mayoría son crípticos carnívoros de fondo de pequeños invertebrados bentónicos y otros son planctívoros (Nelson, 2006).

Las lagunas costeras son los sistemas más complejos y dinámicos de la zona costera (Mahapatro et al., 2013). Esto se evidenció en la composición de macroinvertebrados bentónicos, los cuales en cada época de muestreo estuvieron representados por diferentes especies de gasterópodos, bivalvos, poliquetos y crustáceos, destacándose entre ellos la especie de gasterópodo *Mytella charruana*, principalmente en el punto "Ciénaga Grande" donde alcanzó densidades en época de transición y de lluvias de 266.67

Ind/m² y 777.78 Ind/m². Este es un mejillón tropical que posee gran capacidad de dispersión y colonización en diferentes ambientes, constituyéndose en una importante especie invasora en varias regiones del mundo (Gillis et al., 2009). Además se registran otras especies importantes de poliquetos pertenecientes a las familias Spionidae y Capitellidae, caracterizadas por ser oportunistas y han sido reconocidas como organismos indicadores de perturbaciones ambientales en el medio (Grassle & Grassle, 1974; McCall, 1977; Levin, 1984).

En la Figura 37 se aprecia la distribución temporal de las densidades de los macroinvertebrados bentónicos en la ciénaga de Mallorquín. En época de Transición, se observa mayor concentración de organismos hacia el punto de muestreo “Ciénaga Grande”, especialmente de *Mytella charruana*, y en época de lluvias y sequia, hacia el punto “Boca de la Barra” con especies de poliquetos Spionidae y Capitellidae, respectivamente.

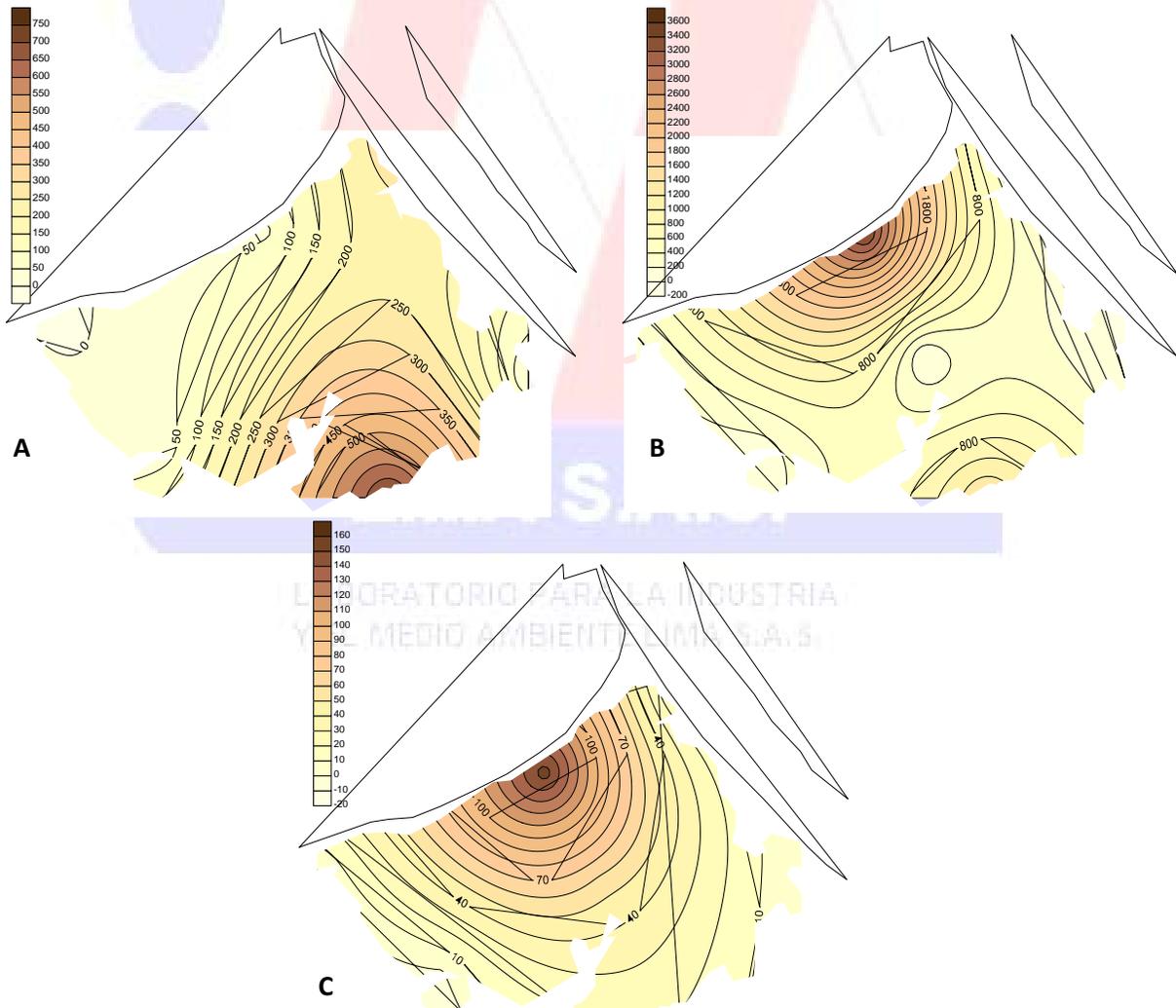


Figura 39. Mapa de distribución de los macroinvertebrados bentónicos en la ciénaga de Mallorquín en A) Época de Transición, B) Época de Lluvias, C) Época Seca.

En cuanto al zooplancton, la composición en lagunas costeras comprende una gran cantidad de organismos generalmente pequeños, que se mantienen suspendidos y aunque presentan movimiento, éste es bajo comparado con el que realiza en la columna de agua (Wickstead, 1979). Algunos solo una parte de su ciclo vital se mantienen suspendidos (meroplancton), estos penetran a los sistemas estuarinos buscando protección y para completar su ciclo de vida, se caracterizan por ser formas larvianas, principalmente de crustáceos como camarones, jaibas, cirripedios, etc. (Wickstead, 1979). Otros llevan a cabo todo su ciclo vital suspendidos (holoplancton), como los copépodos que constituyen hasta un 80 o 90 % del total de estas comunidades (Álvarez-Silva y Gómez-Aguirre, 2000).

En la ciénaga de Mallorquín se registraron variaciones en la composición y abundancia, determinada en gran parte por las temporadas en las que se realizaron los muestreos. Fue común en todos los monitoreos, la presencia de rotíferos del género *Brachionus*, así como poliquetos de la familia Spionidae y copépodos en fase nauplio (Figura 38).

En general, las densidades totales promedio variaron de 399.82 Ind/L en época de transición a 128.62 Ind/L en época de lluvias y 62.90 Ind/L en época seca. En época de transición se observaron mayores densidades de organismos de la especie *Brachionus plicatilis* en los puntos “Mezclas de agua con el Arroyo León”, “Boca de La Barra” y Barrio La Playa” con 292.52, 302.93 y 646.36 Ind/L que representaban el 89.57, 86.06 y el 84.33% de los registros en estos puntos. Así mismo, en otros puntos (“Sector Central”, “Ciénaga Grande”

Grande”, “Las Flores” y “Box Couvert”), las mayores densidades correspondieron a Copépodos en fase de desarrollo naupliar con 232.50, 56.76, 168.48 y 136.40 Ind/L, constituyendo el 38.91, 49.44, 60.47 y 37.61% del total de individuos del punto.

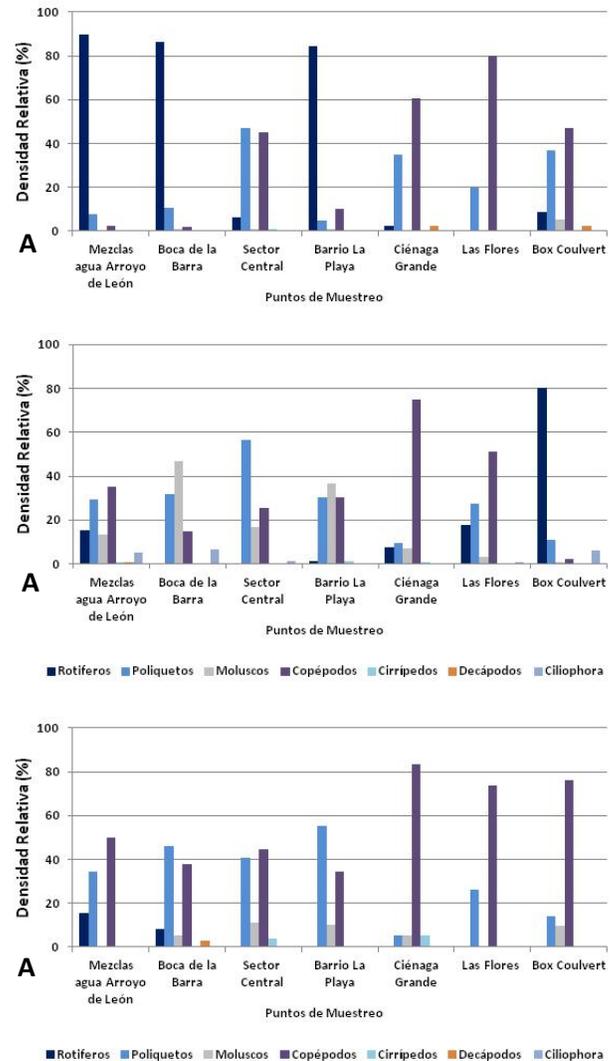


Figura 40. Composición del zooplancton en la ciénaga de Mallorquín. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.

En época de lluvias, *Brachionus plicatilis* solo dominó en el punto “Box Couvert” con 315.52 Ind/L que corresponden al 79.45% de la

densidad, los copépodos en fase naupliar en los puntos “Ciénaga Grande” y “Las Flores” con 43.20 y 54.02 Ind/L (68.79 y 46.20%). Del mismo modo, los puntos “Mezclas de Aguas con el Arroyo León” y “Sector Central” se caracterizaron por la presencia de poliquetos Spionidae y “Boca de La Barra” y “Barrio La Playa” por larvas de gasterópodos.

Por su parte, en época de sequía, los mayores aportes a la densidad los realizaron, en los puntos “Mezclas de Aguas con el Arroyo León”, “Boca de La Barra” “Sector Central” y “Barrio La Playa”, los poliquetos Spionidae representando entre el 34.62 y el 55.17%. Así mismo, en los puntos “Ciénaga Grande”, “Las Flores” y “Box Couvert” las mayores densidades fueron para los copépodos en fase naupliar con registros entre el 38.89 y el 42.86% de los organismos del punto.

De las especies más representativas, *Brachionus plicatilis* es capaz de realizar una colonización rápida de un hábitat, una vez que las condiciones del lugar sean apropiadas. Es un estrategia en sistemas efímeros y hábitats fluctuantes, como lagos salinos temporales y lagunas costeras salobres que a menudo se secan durante los meses de verano (Walker, 1981; Gómez et al., 1995). La ocurrencia de *B. plicatilis* en ambientes extremos apunta hacia su notable tolerancia a condiciones abióticas (Esparcia et al., 1989). Eso ha sido detectado en todos los continentes con la excepción de la Antártida (Segers, 2007).

En la naturaleza, *B. plicatilis* se alimenta principalmente de fitoplancton, aunque los detritus orgánicos y las bacterias también pueden representar fuentes alternativas de alimentación (Pourriot, 1977; Arndt, 1993).

En tanto, la gran cantidad de copépodos, sugiere que la principal fuente de organismos es la zona costera, sin embargo, las variaciones en sus abundancias están estrechamente relacionadas con los flujos de marea y los cambios estacionales que modifican los gradientes de salinidad, temperatura y biomasa zooplanctónica. Estos factores también han sido señalados como responsables en la variación de la abundancia de los copépodos y larvas de peces. La presencia de copépodos es considerada como un indicador de zonas pesqueras con alta productividad (Björnberg, 1981), conformando un elevado porcentaje del eslabón de consumidores primarios y en menor porcentaje, pero no despreciable, en los consumidores secundarios. Los copépodos son principales constituyentes del plancton marino y por consiguiente la principal presa viva natural para la mayoría de larvas de peces y crustáceos (Støttrup, 2006).

Mientras que los poliquetos holoplanctónicos, como los de la familia Spionidae, constituyen un grupo característico del zooplancton marino, son típicamente oceánicos, y solo de manera fortuita se encuentran en localidades neríticocosteras (Støp-Bowitz 1996). Estos organismos, aunque tienen importancia relativa, en términos de riqueza de especies, abundancia y biomasa en las comunidades planctónicas, al igual que los poliquetos bénticos constituyen un eslabón importante en la cadena alimenticia (Orensanz & Ramírez 1973).

En cuanto a los índices ecológicos aplicados a las densidades de zooplancton, en todos los puntos de muestreo en las diferentes épocas monitoreadas, se registraron diversidades bajas ($H'Log_2 < 1.5$ bits/Ind), con densidades

que representan también una baja equidad en la mayoría de puntos en época de transición ($J' < 0.7$), originado por la dominancia de unas pocas especies en los puntos y alta equidad en la mayoría de puntos de muestreo en las épocas de lluvia y sequía ($J' > 0.7$) donde las densidades están distribuidas más uniformemente entre las especies registradas. Las diversidades obtenidas, según criterios tomados de Roldan y Ramírez (2008) son

propias de aguas contaminadas (0 - 1.5 bits/Ind).

La distribución temporal de las densidades del zooplancton en la ciénaga de Mallorquín se aprecia en la Figura 38, donde se muestra mayor acumulación de estos en época de transición hacia los puntos "Barrio La Playa" y "Sector Central", en época de lluvias hacia el punto "Box Couvert" y en época seca en la "Boca de La Barra".

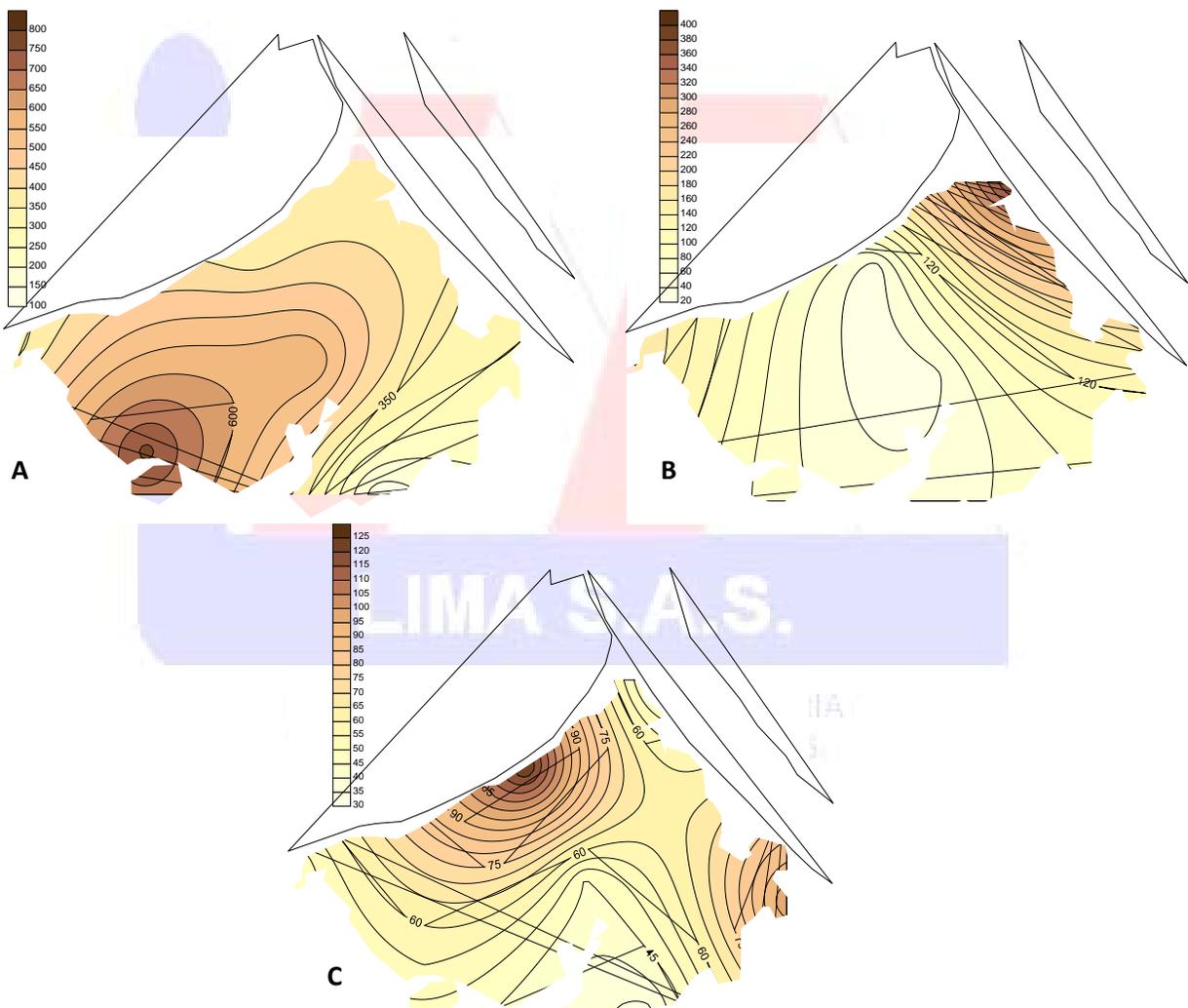


Figura 41. Mapa de distribución del zooplancton en la ciénaga de Mallorquín en A) Época de Transición, B) Época de Lluvias, C) Época Seca.

6.2. CIÉNAGA DE BALBOA

6.2.1 Análisis fisicoquímico de las aguas.

Temperatura, pH, OD.

En las épocas de muestreo se registró una variación de la temperatura desde una mínima de 23.5°C en época de sequía y una máxima de 33.9°C en la época de transición. Se puede señalar que estas aguas son ligeramente cálidas, principalmente en las épocas de transición y lluvias, posiblemente por la poca profundidad en cada una de ellas y tal vez al poco intercambio que tienen con los sistemas vecinos, además de la radiación incidente en la superficie. La época de sequía presentó una temperatura menor, debido al mayor intercambio con el mar y el aumento de brisas. Los valores de temperatura reportados son similares CRA (2017) (Figura 42).

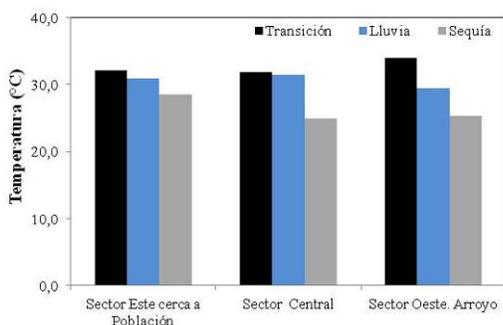


Figura 42. Variación de la temperatura durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la Ciénaga de Balboa.

De acuerdo con los valores de pH registrados, se puede decir que este se mantiene estable, sin cambios bruscos aparentes durante las épocas de monitoreo. El valor mínimo registrado fue de 8.0 Unidades en el punto "Sector Oeste Arroyo" y el máximo de 8.6

Unidades en el punto "Sector este cerca a la población", ambos en época de lluvias. Autores como Guzmán et al. (2015) señalan un pH entre 6,5 - 9,0 como agua apta para consumo humano, y propia de ecosistemas que reflejan buena calidad en sus aguas superficiales.

La concentración de OD promedio fue de 5.1 mg/L. Estos valores sugieren niveles adecuados de oxígeno. Según la resolución 258 del 2011 de la CRA, se establece como límite de control para esta ciénaga valores > 3 mg/L. Sin embargo, se detectaron niveles bajos de OD como la registrada en el punto "Sector Oeste Arroyo" para la época de lluvia (1,34 mg/L), influido posiblemente por aguas de escorrentía (Figura 43).

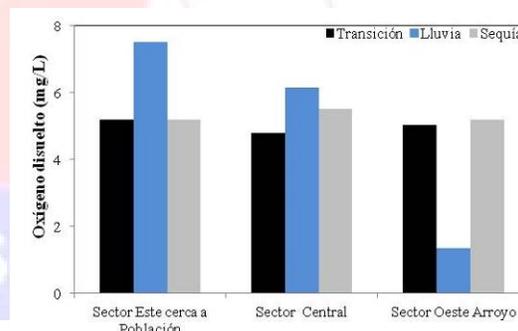


Figura 43. Variación del oxígeno disuelto (mg/L) durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la Ciénaga de Balboa.

En la ciénaga de Balboa se presentó una distribución espacial de oxígeno disuelto uniforme, a excepción de la época de lluvias en el cual se registro un valor mínimo de de 2 mg/L en el punto "Sector oeste Arroyo" (Figura 44).



Figura 44. Distribución espacial del oxígeno disuelto en las aguas superficiales de la ciénaga de Balboa en Época de lluvias.

Los valores promedios de OD son comparables con los obtenidos por CRA (2017). Debido a la dinámica de vientos provenientes del mar Caribe que producen oxigenación en las aguas superficiales, producto de los tiempos de residencia cortos, en dichas ciénagas se permitiría la renovación de aguas en pocos días, lo que favorece la buena oxigenación de las aguas superficiales del ecosistema por la entrada del agua marina (López et al., 2017). Sin embargo son valores inferiores a lo reportado por Corrales y Redondo (2008), con un valor promedios a 7 mg/L. A pesar de ser un ecosistema distinto, los valores de la ciénaga.

Sólidos Suspendidos Totales (SST), Sólidos Sedimentables (SSED) y Sólidos Disueltos (SDT).

La concentración de sólidos suspendidos totales obtuvo su mayor valor en sequía (536.67 mg/L) y la menor en transición (24.3 mg/L). En general los mayores valores de SST se observaron en las épocas de lluvia y sequía lo que se puede explicar por la presencia de los vientos que pueden ocasionan la remoción del fondo, manteniendo el sedimento en la columna de agua. Según la resolución 258 del

2011 de la C.R.A., estos valores sobrepasan el límite de control para esta ciénaga que es <30 mg/L (Figura 45).

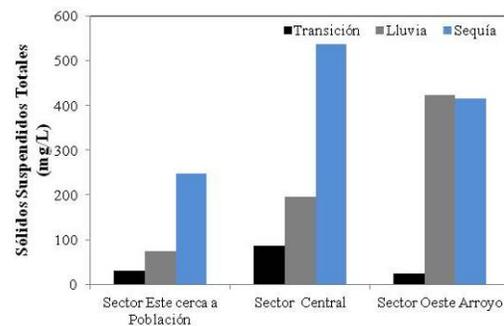


Figura 45. Variación de los Sólidos Suspendidos Totales durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la Ciénaga de Balboa.

A continuación, se presentan los mapas de distribución de los SST en la ciénaga de Balboa en los tres periodos monitoreados (Figura 46).

En relación a los sólidos Sedimentables, se registraron bajas concentraciones, detectándose la mayor cantidad en época de lluvias con 2,8 mg/L (Figura 47).

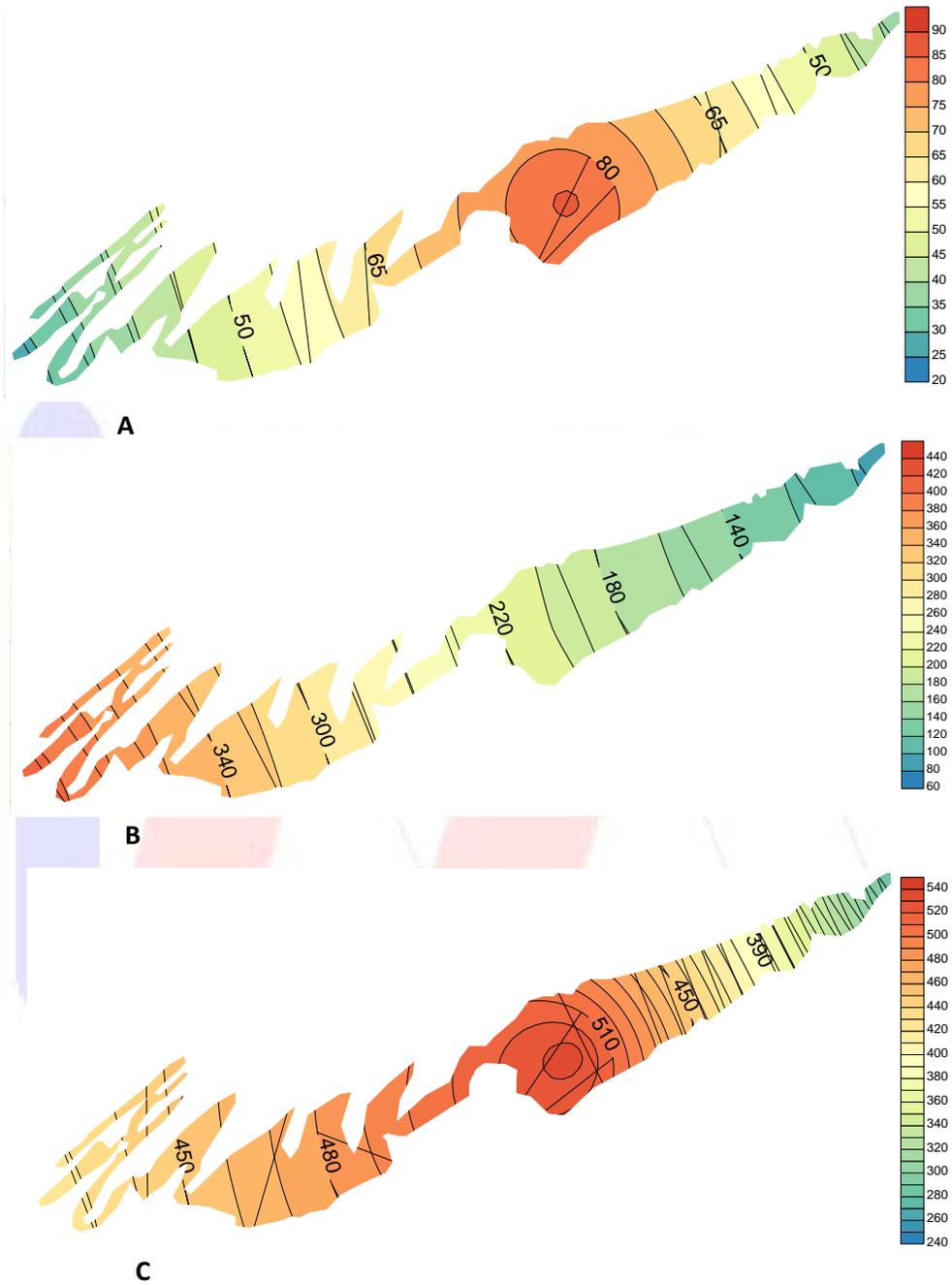


Figura 46. Distribución espacial de SST en las aguas superficiales de la ciénaga de Balboa. A) Época de transición, B) Época de lluvia y C) Época de sequía.

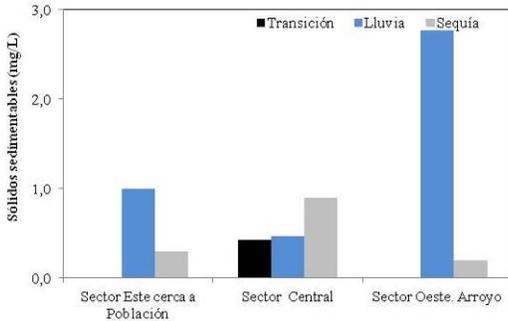


Figura 47. Variación de los Sólidos Sedimentables durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.

En cuanto a los sólidos disueltos, los valores registrados fueron altos en todos sus puntos y épocas. El mayor registro se dio en época de sequía en el punto “Sector Oeste Arroyo con 51975 mg/L y el menor en época de lluvia en el “Sector Central” con 19640 mg mg/L (Figura 48).

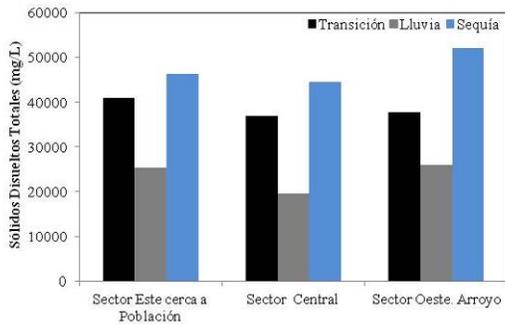


Figura 48. Variación de los Sólidos Disueltos Totales durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.

Salinidad y conductividad.

Con respecto a la salinidad, en este ecosistema el valor promedio fue de 37.6 UPS, con un valor máximo en la época de sequía de 57.4 UPS en el punto “Sector Oeste Arroyo”. En esta ciénaga se observan los cambios aparentes propios de las épocas, es decir,

salinidades bajas en lluvias, altas en sequía e intermedias durante la transición (Figura 49).

Los valores superiores de 40 UPS de salinidad y temperaturas de 34°C que se registraron en la ciénaga de Balboa, durante la época de sequía, se deben a la poca profundidad del sistema y la incidencia de la luz solar, lo que favorece al calentamiento de las aguas, la evaporación y por consiguiente el aumento de temperatura y la salinidad (Bonilla y Okuda, 1971). La ciénaga de Balboa se relaciona con la laguna Las Marites en Venezuela, que presenta valores de salinidad de 40 UPS, considerada un ecosistema hipersalino (López et al., 2017).

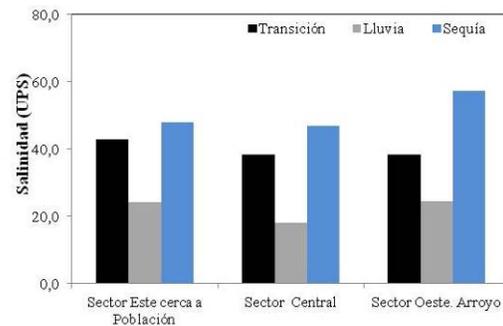


Figura 49. . Variación de la salinidad durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.

De igual manera, se detectaron valores altos de conductividad durante las tres épocas con un promedio de 6220.81 $\mu\text{S}/\text{cm}$, registrándose el mayor valor en la época de sequía (81250 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y el menor en época de lluvias (29500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Figura 50).

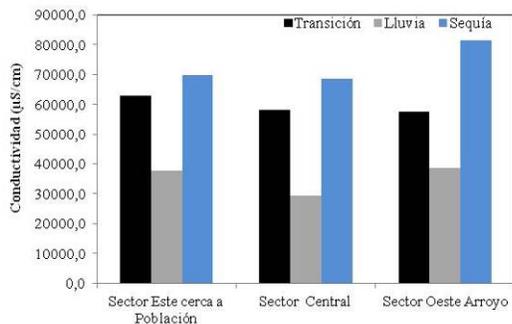


Figura 50. Variación de la conductividad durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.

Existe una relación directa entre la salinidad y la conductividad del agua, así como la influencia marina, pudiendo llegar a valores mayores a 30000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (CRA, 2014), como algunos observados en esta ciénaga que superaron los 40000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Rodríguez-Zamora (2009), señala que la conductividad es la habilidad de una solución para conducir electricidad, donde pequeñas partículas cargadas eléctricamente, llamadas iones, pueden llevar una corriente eléctrica a través de soluciones de agua, estos iones provienen principalmente de los ácidos y sales de la solución de fuente y entre más concentrado de solución de fuente sea añadido al agua, el número de iones se incrementa junto con la conductividad.

Demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO).

La DBO y DQO son indicadores de materia orgánica y aportan básicamente la misma información, la diferencia entre los valores de estas variables se origina primordialmente en la estabilidad de los ácidos húmicos y fúlvicos que aumentan la DQO, pues solo se oxidan en

presencia de dicromato. Esos ácidos, en condiciones naturales llegan a constituir cerca del 80% de la DQO (Waite, 1984).

La DQO en la ciénaga de Balboa, obtuvo su valor máximo en el punto “Sector Este Cerca a la Población” con 501.61 $\text{mg O}_2/\text{L}$ en época de sequía, y valor mínimo en el punto “Sector Central” en época de lluvias con 124 $\text{mg O}_2/\text{L}$. Los valores registrados sobrepasan los valores permisibles de 25 $\text{mg O}_2/\text{L}$ presentes en aguas de excelente calidad, los cuales fueron establecidos por Pérez-Castillo y Rodríguez (2008), quienes también indican un rango entre 41 a 60 $\text{mg O}_2/\text{L}$ para aguas de mala calidad. De acuerdo con esto, se deduce que sus aguas son de mala calidad y por consiguiente sería muy importante tener en cuenta la DQO para estudios posteriores, debido a que la misma mide el grado de polución en un ecosistema (Figura 51).

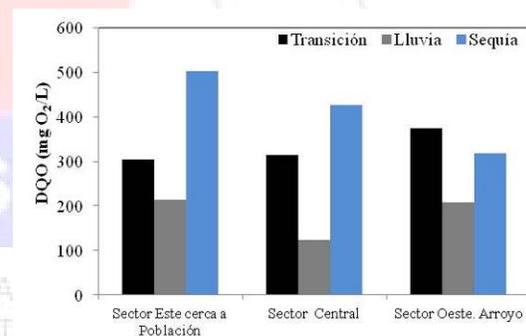


Figura 51. Variación de la demanda bioquímica de oxígeno durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.

En la Figura 52 se presenta la distribución espacial de la DQO en la ciénaga de Balboa en las diferentes épocas estudiadas.

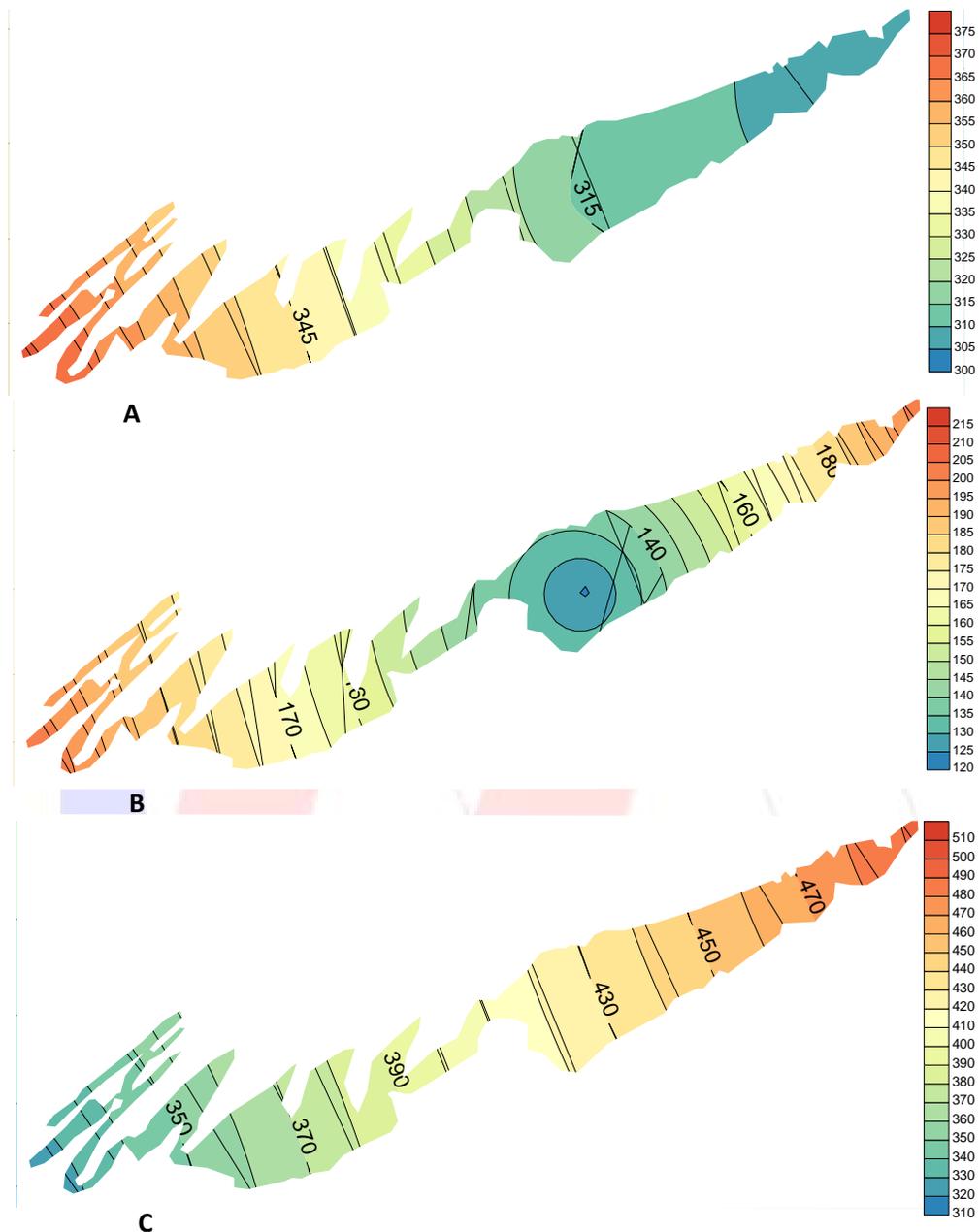


Figura 52. Distribución espacial de DQO en las aguas superficiales de la ciénaga de Balboa. A) Época de transición, B).Época de lluvia y C) Época de sequía.

El mayor valor registrado en de DBO fue en época de lluvia en el punto “Sector Oeste Arroyo” (25.5 mg O₂/L) En relación a la DBO, la CRA en su resolución número 258 de fecha 13

de abril de 2011 establece como límite máximo para aguas clase I, cuyo uso es para preservación de flora y fauna, < 7 mg O₂/L. En algunos puntos y estaciones las aguas de la

ciénaga cumplen con esta condición, mientras que otras cumplen con la condición de aguas para uso industrial restringido ($<25 \text{ mg O}_2/\text{L}$) (Figura 53).

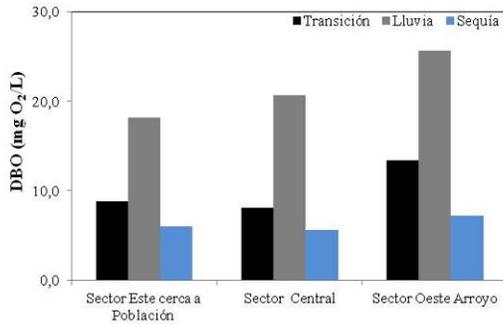


Figura 53. Variación de la Demanda Biológica de Oxígeno durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.

La ciénaga de Balboa, está influida por la contaminación de residuos sólidos, líquidos y productos químicos, resultado de su inadecuada disposición en poblaciones aledañas y el desarrollo de la actividad agrícola en áreas adyacentes al municipio de Puerto Colombia, lo que va directamente e indirectamente a la ciénaga de Balboa, canales y/o acequias (CRA-INVEMAR, 2007).

Compuestos orgánicos.

En la ciénaga de Balboa se detectó la presencia de grasas y aceites en la época de lluvias con un máximo de 21.3 mg/L , mientras que en transición y sequía no se obtuvieron resultados mediante el método utilizado (límite de detección de 9.66 mg/L). La legislación colombiana establece como límite de concentración de grasas y aceites valores $<10 \text{ mg/L}$, adecuados para el desarrollo de la vida acuática. Los valores registrados sobrepasan este límite (Figura 54A).

La presencia de dichos compuestos se debe a la entrada de fuentes de origen exógenas de

tipo antropogénico divergente. Ingresan a los sistemas acuáticos por vertimientos de aguas residuales de las poblaciones aledañas, aunado a la afectación por transporte de embarcaciones de la pesca artesanal, turística y deportiva (CRA-INVEMAR, 2007).

En tanto, la presencia de fenoles se detectó únicamente en la época de transición. Los valores fluctuaron entre este rango $0.148 - 0.156 \text{ mg/L}$. Según el Ministerio de Agricultura (1984) en Colombia los límites permisibles por el Decreto 1594 de 1984 para los fenoles son de 0.5 mg/L en aguas destinadas a la preservación de flora y fauna y de 0.002 mg/L en aguas destinadas para consumo humano, uso doméstico y agrícola. Los resultados aquí obtenidos no sobrepasan los límites establecidos para preservación de flora y fauna.

La presencia de estos compuestos puede derivarse de distintas fuentes de entrada. Los fenoles son contaminantes orgánicos presentes en el ambiente, son el resultado de procesos industriales, biogeoquímicos y degradación de pesticidas. Estos compuestos son altamente tóxicos para las especies acuáticas y como no pueden ser degradados biológicamente, son transportados a través de la cadena trófica (Fernández y López, 2010) (Figura 54B).

Por su parte, los valores máximos de hidrocarburos totales fueron de 0.477 mg/L para la época de transición en el punto "Sector Central" y de 0.41 mg/L en "Sector Este cerca a la Población". La normatividad colombiana para este tipo de compuestos no tiene establecido valores de referencia, por lo tanto se sugiere comparar con la Legislación Norteamericana (MADEP/EPA) y Canadiense

para aguas marinas, donde se establece un límite de 0.110 mg/L para protección acuática y 0.2 mg/L para consumo humano en aguas marinas y costeras en puertos (Quintero et al., 2010). Teniendo en cuenta estos valores, la ciénaga Balboa sobrepasa las referencias en las épocas estudiadas, lo que podría interpretarse como aguas de mala calidad (Figura 54C).

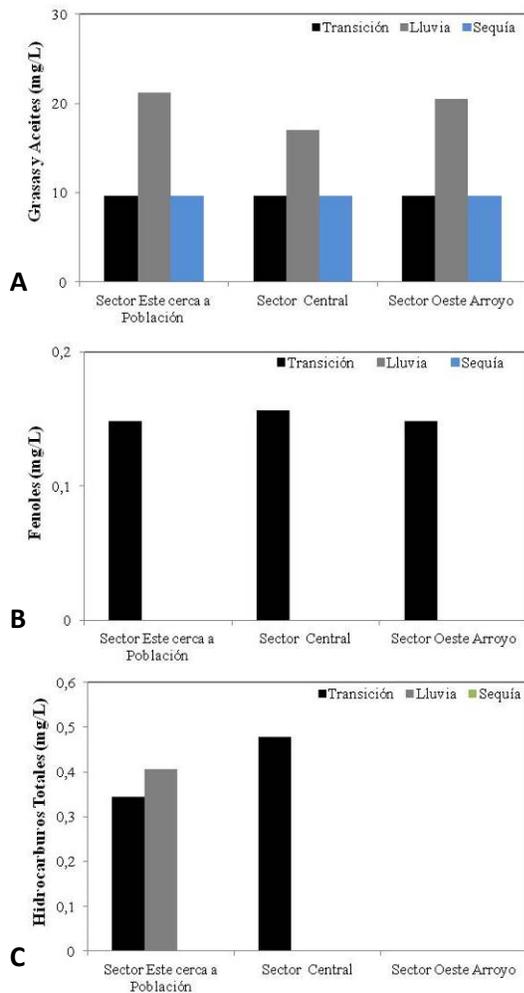


Figura 54. Variación de: A) Grasas y aceites, B) Fenoles y C) Hidrocarburos Totales, durante las pocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.

Estos resultados sugieren el transporte de estos compuestos por fuentes antrópicas de tipo exógenas. Según ATSDR (2016), al

ambiente acuático puede ingresar a partir de accidentes, desde industrias o como productos secundarios a raíz de su uso comercial o privado. Cuando hay derrames y escapes, los hidrocarburos tienden a flotar debido a la diferencia de densidad que presentan con respecto al agua, bloqueando de esta manera la penetración de la luz y el intercambio de gases, también pueden depositarse en los sedimentos, de ambas maneras afectan las comunidades acuáticas (Velázquez, 2017).

Nutrientes.

Con respecto al fósforo total, solo se registran datos alrededor del límite de detección en la tres épocas. De igual forma ocurre con el ortofosfato cuyo límite de detección es <1.03 mg/L. Las concentraciones de fósforo total y ortofosfatos podrían considerarse normales en estos ecosistemas, incluso se puede afirmar que en Balboa ambos nutrientes se pueden considerar como limitantes para el crecimiento de las microalgas, ya que sus concentraciones estuvieron por debajo del límite de detección. Senior (2009) señala que los estuarios pueden alcanzar concentraciones elevadas de fósforo de varias decenas de $\mu\text{mol/L}$ según la salinidad. Estas fuertes concentraciones de fósforo, son índice de un enriquecimiento de origen doméstico y agrícola que dan inicio al fenómeno de eutrofización. En este estudio relación a este nutriente, este no es su caso, aquí más bien ellos pasan a hacer elementos limitantes para el crecimiento de las microalgas. Cuando esto sucede, comienzan a surgir microalgas oportunistas que no depende de este nutriente ya que pueden vivir en zonas con alta presión ambiental.

En relación a la concentración de NO_3^- , la mayoría los puntos de muestreo estuvieron por debajo del límite de detección de (0.354 mg/L)

en todas las épocas, a excepción del punto “Sector Este cerca a la Población” que registró un valor de 1.865 mg/L.

Los NO_2^- tuvieron un comportamiento parecido a los NO_3^- , es decir, en la mayoría de los puntos de muestreo estuvieron por debajo o alrededor del límite de detección de (0,033 mg/L), a excepción del punto “Sector Este cerca de la Población” con un valor de 0,197 mg/L. Según los límites de control para los ecosistemas acuáticos en Colombia, valores superiores a 1 mg/L de NO_2^- indica que las aguas son de mala calidad, tanto para preservación de fauna y flora como de consumo y uso pecuario (Figura 55).

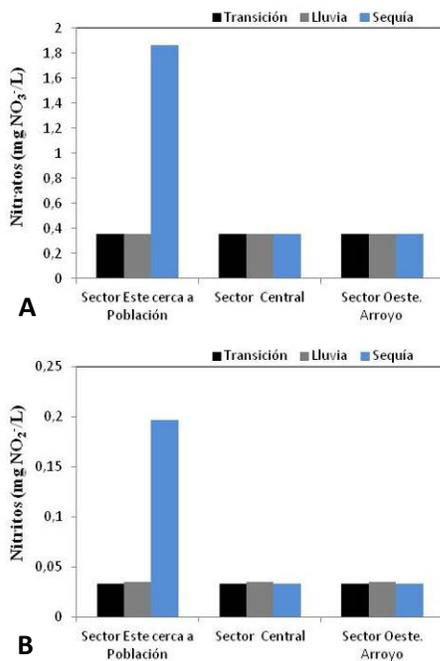


Figura 55. Variación de la concentración de: A) NO_3^- y B) NO_2^- durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.

Las concentraciones de N amoniacal en ciénaga de Balboa, presentaron concentraciones por debajo del límite de detección, lo cual es significativo, ya que este

podría ser considerado el estado ideal para este tipo de ecosistema. Lo establecido como límite permisible por la legislación colombiana es 0.5 mg/L. El N amoniacal proviene de las excreciones animales y de la descomposición bacteriana de los compuestos orgánicos nitrogenados. Por su parte, el N total de Kjeldahl es un parámetro importante en estaciones depuradoras de aguas residuales ya que mide el N total capaz de ser nitrificado a NO_2^- y NO_3^- , y posteriormente y en su caso, desnitrificado a nitrógeno gaseoso. No incluye, por tanto, los NO_2^- ni los NO_3^- . El N total de Kjeldahl fue detectado en mayor concentraciones en época de lluvia (entre 3.04 y 3.43 mg/L), en las demás épocas se registraron valores alrededor del límite de detección (2.99 mg/L) (Figura 56).

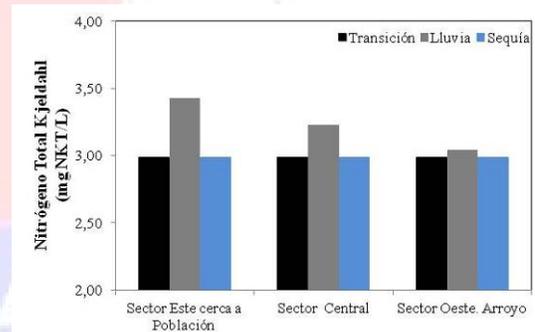


Figura 56. Variación de la concentración de N total de Kjeldahl durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.

Las ciénagas de Mallorquín, Balboa y El Rincón, presentan elevados volúmenes de nutrientes, por lo que se puede considerar que estos ecosistemas se encuentran en estado de eutrofización.

Cloruros, Sulfatos y sulfuros.

El cloruro, obtuvo su concentración más alta en el punto “Sector Oeste Arroyo” en época de sequía con 34366 mg/L y la más baja en el punto “Sector Central” en época de Lluvias con

10291 mg/L. Los cloruros pueden tener diversas procedencias naturales: infiltración de aguas marinas, disolución de suelos y rocas, además de la descarga de aguas residuales domésticas, agrícolas e industriales en aguas superficiales. Esta ciénaga sobrepasa los valores permitidos de 250,0 mg/L, según el Decreto 1594 de 1984, para usos del agua.

Los sulfatos tienen un comportamiento muy parecido al cloruro, con concentraciones cercanas a 4000 mg/L en época de transición y sequía. Basados en la información del Decreto 1594 de 1984 del Ministerio de agricultura, los valores sobrepasan los 400,0 mg/L, es decir, posee aguas no aptas para uso del recurso para consumo humano y doméstico (Figura 57).

Clorofila a.

En la ciénaga de Balboa esta variable alcanzó un promedio de 34.1 mg/m³, con un máximo de 139 mg/m³, registrado en el punto “Sector Este cerca a la Población” en época de lluvia y el menor en el mismo punto en época de sequía donde obtuvo valores por debajo del límite detectable (0.2 mg/m³). La Clorofila a cuál es un pigmento usado para medir la potencialidad productiva de un sistema y también como un indicativo de eutrofización (Carlson, 1977; Contreras, 1994), y no siempre mantiene la correlación directa con la productividad primaria, aunque si indica la biomasa fitoplanctónica presente, en la cual en la medida en la que se desenvuelva en condiciones adecuadas, se manifestará en productividad. Las concentraciones de clorofila a encontradas, pudieran ser un indicativo más de eutrofización, aunque también depende de la eficiencia en la transferencia energética a los niveles tróficos siguientes (Figura 58).

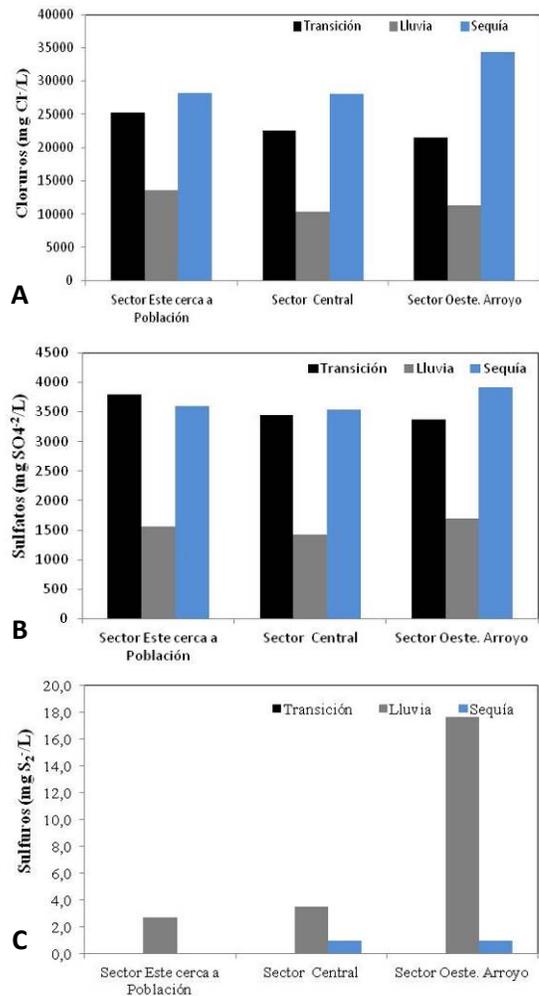


Figura 57. Variación de la concentración de: A) Cloruros, B) Sulfatos y C) Sulfuros durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.

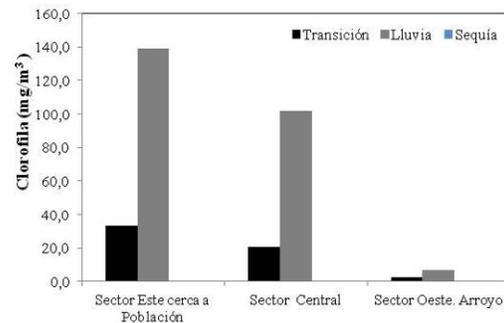


Figura 58. Variación de la concentración de clorofila a durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.

En la Figura 59 se presenta la distribución espacial de la Clorofila a en la ciénaga de

Balboa en las diferentes épocas estudiadas.

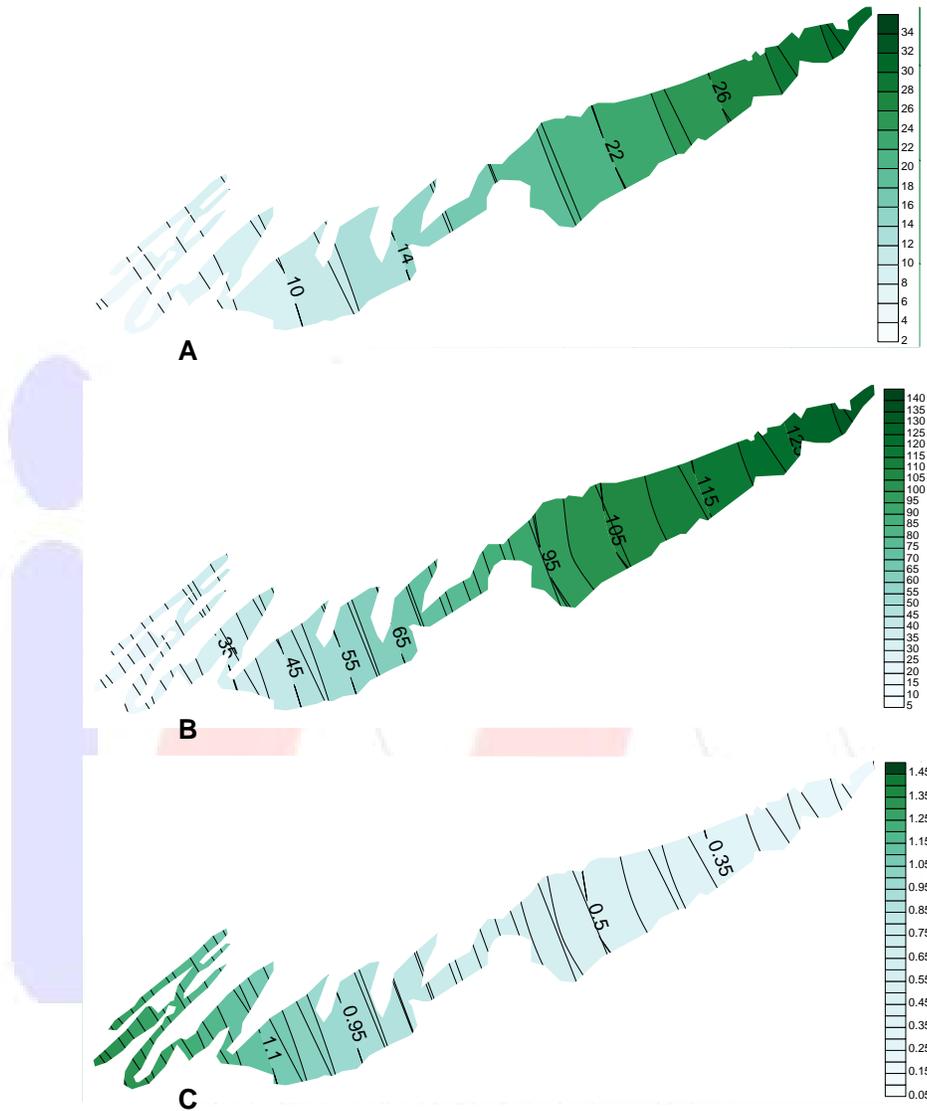


Figura 59. Distribución espacial de la clorofila a en las aguas superficiales de la ciénaga de Balboa. A) Época de transición, B) Época de lluvia y C) Época de sequía.

Metales pesados.

El orden de las concentraciones promedios de los metales pesados en el agua superficial de estos ecosistemas fueron en orden decreciente Fe>Pb>Cd. El hierro en las aguas superficiales de la ciénaga Balboa registró valores de 0.83 a

3.89 mg/L en época de lluvias y de 0.69 a 11.00 mg/L en época de sequía.

Los resultados obtenidos, al ser comparados con los límites admisibles de Fe para usos agrícola de 5.0 mg/L propuesto por el Decreto 1594 de 1984 de la legislación colombiana,

solo sobrepasándose estos límites permisibles en algunos puntos de muestreo.

Los máximos valores de Fe en los puntos de muestreo nos sugieren que durante el período de sequía existen menores valores de pH, altas temperaturas y un mayor tiempo de residencia de las aguas que acelera los procesos de descomposición de la materia orgánica presente en agua y sedimentos, lo que propicia la liberación del hierro en forma biodisponible y de esta forma aumentando sus concentraciones (Martínez et al., 2006; Márquez et al., 2009).

Dentro de los metales pesados estudiados tenemos al Cadmio, que en época de lluvias registró concentraciones entre 0.040 y 0.070 mg/L y en época de sequía entre 0.016 y 0.073

Según el decreto 1594 de 1984 de la legislación colombiana los límites permisibles del cadmio para uso del recurso para consumo humano y doméstico, y para uso agrícola es de 0,01 mg/L. Para el uso pecuario el límite establecido es de 0,05 mg/L. los registros obtenidos superan estos límites.

Según Butter y Timperley (1996), plantean que en los sistemas acuáticos el cadmio ingresa por medio de aguas servidas, efluentes industriales y la utilización de fertilizantes fosfatados en prácticas agrícolas; estos últimos contienen hasta 10 mg de Cd por Kg suelo. Dado que el cadmio es un elemento ampliamente aprovechado en la industria de estabilización de plásticos, baterías y aleaciones metálicas. Para la fabricación de extintores, alarmas de incendios y de fusibles eléctricos. También, se utiliza una aleación de Cd, Pb y Zn para soldaduras de Fe. Las sales de Cd se emplean en fotografía, en la

elaboración de fuegos artificiales, caucho, pinturas fluorescentes, vidrio y porcelana (Gerlach, 1981). Sin embargo Vázquez et al. (2005) sugieren mayores estudios de las fuentes de ingreso a fin de poder definir las posibles fuentes de entrada y de movimiento de cadmio en dichos ecosistemas.

Con respecto al plomo, sus valores son superiores a los límites establecidos por el Decreto 1594 de 1984 de la legislación colombiana, de 0.05 y 0.1 mg/L, para uso del recurso para consumo humano-doméstico y pecuario respectivamente. La ciénaga de Balboa presentó valores de elevados en época de sequía desde 1.29 -1.40 mg/L y en la época de lluvia entre 0.43-0.85 mg/L, en todo caso, la mayoría de valores fueron superiores a los límites permisibles.

Los metales pesados que no se mencionan en este aparte presentaron valores por debajo del límite de detección o poco significativos para ser considerados contaminantes en estos cuerpos de agua durante los periodos estudiados.

6.2.2 Aspectos sedimentológicos: Materia Orgánica (MO), sulfuros y pH.

El valor promedio de MO en los sedimentos en las tres épocas monitoreadas fue de 2.02%. Se observó valores mayores de 4% de MO en el punto "Sector Oeste Arroyo" en las tres épocas de estudio. Estos valores indican entrada de MO por parte de este afluente. Esta área se caracteriza por presentar zona de bosque de manglares, donde hay acumulaciones de MO por la presencia de sedimentos fangosos o finos (Afanador y Carvajal, 2009). En este ecosistema también se evidencian las entradas importantes de MO y aguas residuales, principalmente del municipio de Puerto Colombia (CRA, 2007) (Figura 60).

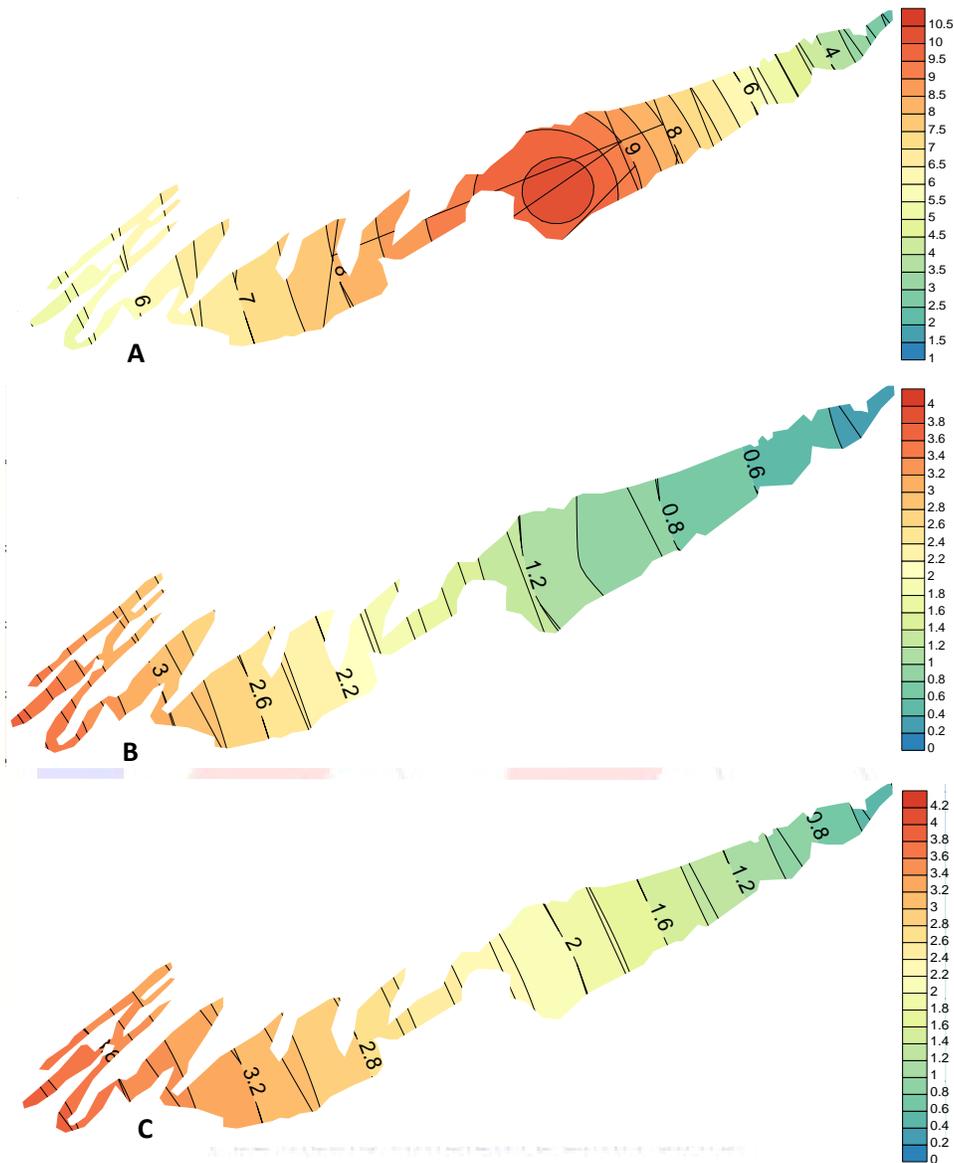


Figura 60. Distribución espacial de la materia orgánica MO (%) en el sedimento de la ciénaga de Balboa. A) Época de transición, B) Época de lluvia y C) Época de sequía.

El sulfuro es generado por las bacterias por la reducción de sulfatos y mantiene un equilibrio químico entre la disociación de HS_2^- , HS^- y H_2S , y se mantiene el equilibrio químico controlado por el pH (Bagarinao, 1992).

Los resultados de sulfuros fueron más notables en la época de transición, con valores entre

16.23 y 74 mg/L. Dado que en Colombia no se han establecido los valores de referencia, según los valores de propuestos en países como Canadá y Estados Unidos, para los sulfuros concentraciones mayores de 1mg/L indican anomalía en la calidad de los sedimentos. Según este valor de referencia, la ciénaga de Balboa sobrepasa esta

concentración. En la Figura 61 se observa la distribución de esta variable en la ciénaga en

época de transición.

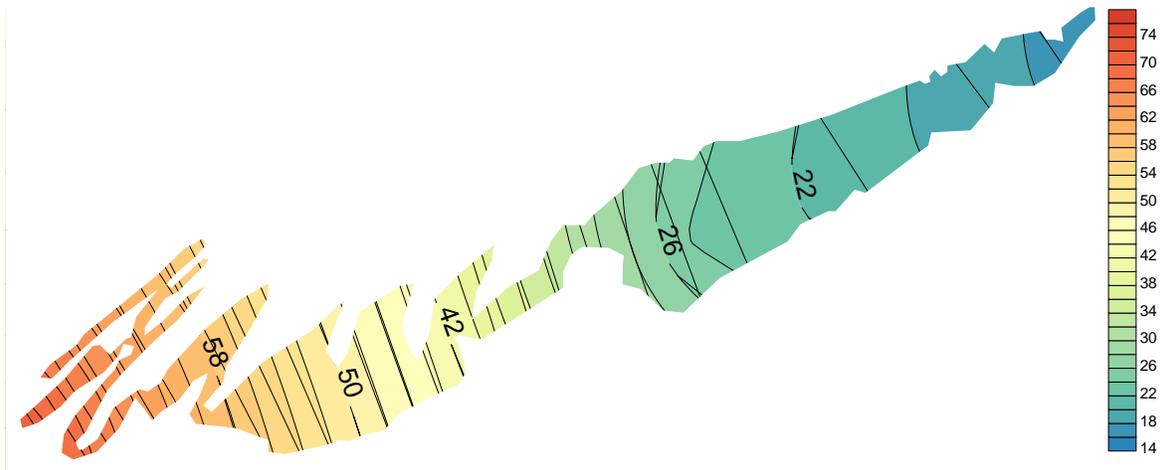


Figura 61. Distribución espacial de sulfuros en el sedimento de la ciénaga de Balboa en Época de transición.

Los valores de pH en el sedimento presentaron valores promedios de 8.0 en la época de transición, 7.36 en lluvias y 8.10 en época de sequía. Por lo anterior, se podría inferir que la presencia de sulfuros en los sedimentos en la época de transición se dio por pH cercanos a

7, donde hay una reducción de sulfatos a sulfuro de hidrógenos debido a la degradación de la MO. En la Figura 62 se aprecia la distribución de esta variable en los sedimentos de la ciénaga en las tres épocas monitoreadas.

LIMA S.A.S.

LABORATORIO PARA LA INDUSTRIA Y EL MEDIO AMBIENTE LIMA S.A.S.

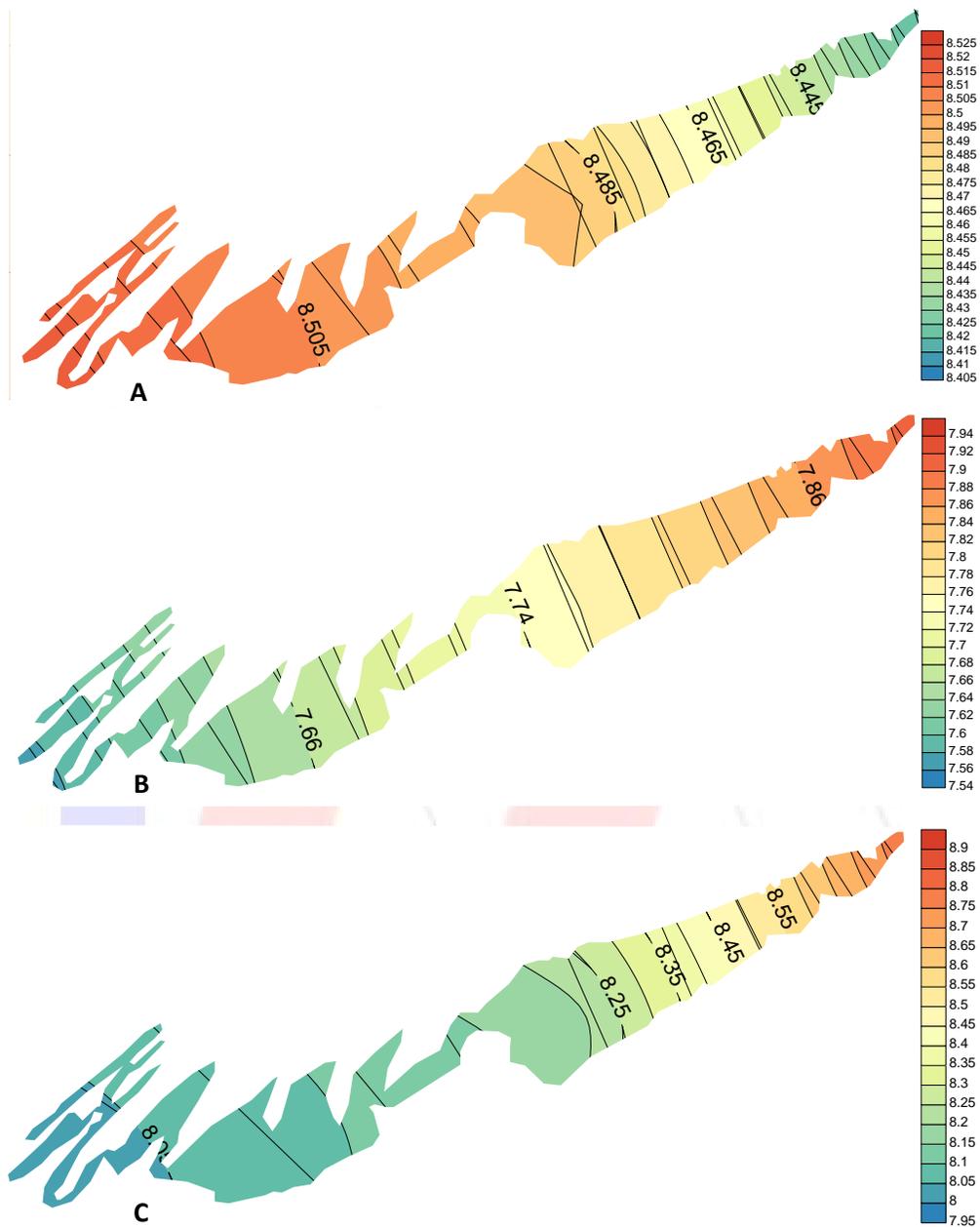


Figura 62. Distribución espacial de pH en el sedimento de la ciénaga de Balboa. A) Época de transición, B) Época de lluvia y C) Época de sequía.

6.2.3 Características microbiológicas.

Las ciénagas cumplen funciones ambientales muy importantes, ya que retienen grandes cantidades de agua, regulan caudales de los ríos y maximizan los procesos de decantación y deposición de materiales. De esta manera ayudan en el mejoramiento de la calidad del

agua proveniente de las partes altas de la cuenca y de los asentamientos humanos adyacentes que vierten directamente sus aguas residuales. En estos sistemas se alberga una gran variedad de especies de flora y fauna que dan refugio, alimento y protección a especies migratorias de peces y aves

(Aguilera, 2004). Desde el punto de vista microbiológico, la evaluación de la calidad microbiológica del agua, tiene como objetivo determinar la presencia de ciertos grupos de bacterias, que revelen una contaminación por materia fecal o por materia orgánica (Aguilera, 2004).

En relación al contenido de bacterias en la zona, los *Enterococcus* registraron su valor más alto en época de lluvias en el punto “Sector Central” con 311 NMP/100mL y el más bajo en época de sequía en el punto “Sector Este cerca a Población” con 20 NMP/100mL. En general, los valores mas bajos se registraron en época de sequía. Los *Enterococcus* fecales han sido utilizados con los coliformes fecales para diferenciar la contaminación fecal del hombre de otros animales de sangre caliente. Un rango mayor de 4 es considerado indicativo de contaminación fecal humana, un rango menor a 0.7 sugiere contaminación por una fuente no humana (Ávila y Estupiñan, 2009) (Figura 63).

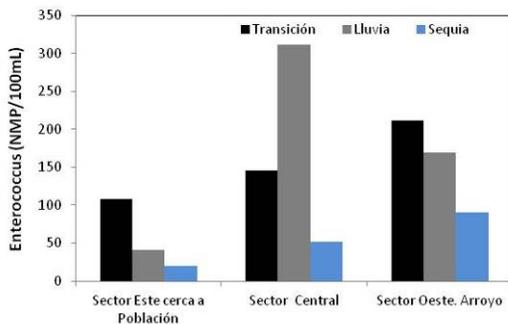


Figura 63. Variación de los *Enterococcus* sp. durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.

Por su parte, las *Pseudomonas* son bacterias que prefieren las aguas cálidas y poco salinas, por ende se registran los mayores valores en el punto “Sector Oeste Arroyo”, tanto en época de transición como en época de lluvias con 272 y 627 NMP/100mL (Figura 64).

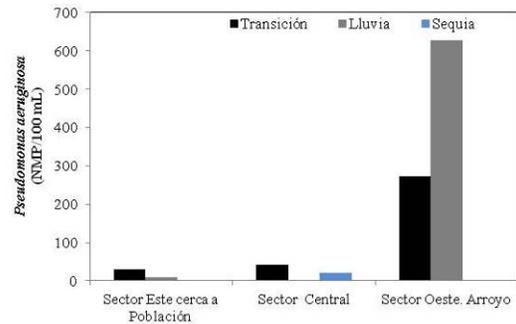


Figura 64. Variación de *P. aeruginosa* durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga de Balboa.

Las bacterias del género *Pseudomonas* se hallan comúnmente en el suelo y algunas especies son clasificadas como patógenos oportunistas, para el hombre y los animales. Específicamente *Pseudomonas aeruginosa* es una bacteria que no se considera autóctona del agua, puede derivar de heces humanas y animales, su detección en agua se asocia con polución por descarga de aguas residuales, por lo tanto hay una estrecha correlación de su presencia en ambientes acuáticos con fenómenos de contaminación. Este microorganismo crece en muy baja concentración de nutrientes en medio ambiente acuoso y puede sobrevivir durante muchos meses en aguas a temperatura ambiente. Es un importante patógeno oportunista y es causa de una amplia variedad de infecciones, especialmente de oídos, ojos, piel, su control en aguas destinadas a la recreación es una obligación en varios países del mundo (Moore et al., 2002). En la Figura 65 se puede apreciar la distribución de esta variable microbiológica en aguas superficiales en la ciénaga de Balboa en los tres periodos monitoreados.

En tanto, se registraron valores altos de coliformes totales de 1.2×10^9 NMP/100 ml, lo cual no es recomendable para ningún tipo de

uso de las aguas, incluyendo el industrial el cual es de 20.000 NMP/100 ml

Se recomienda para estudios futuros establecer monitoreos permanentes en estas

ciénagas a fin de determinar las variaciones al menos mensual de estas variables, ya que muchas de ellas tiene frecuencia de cambios menores desde horas días a meses.

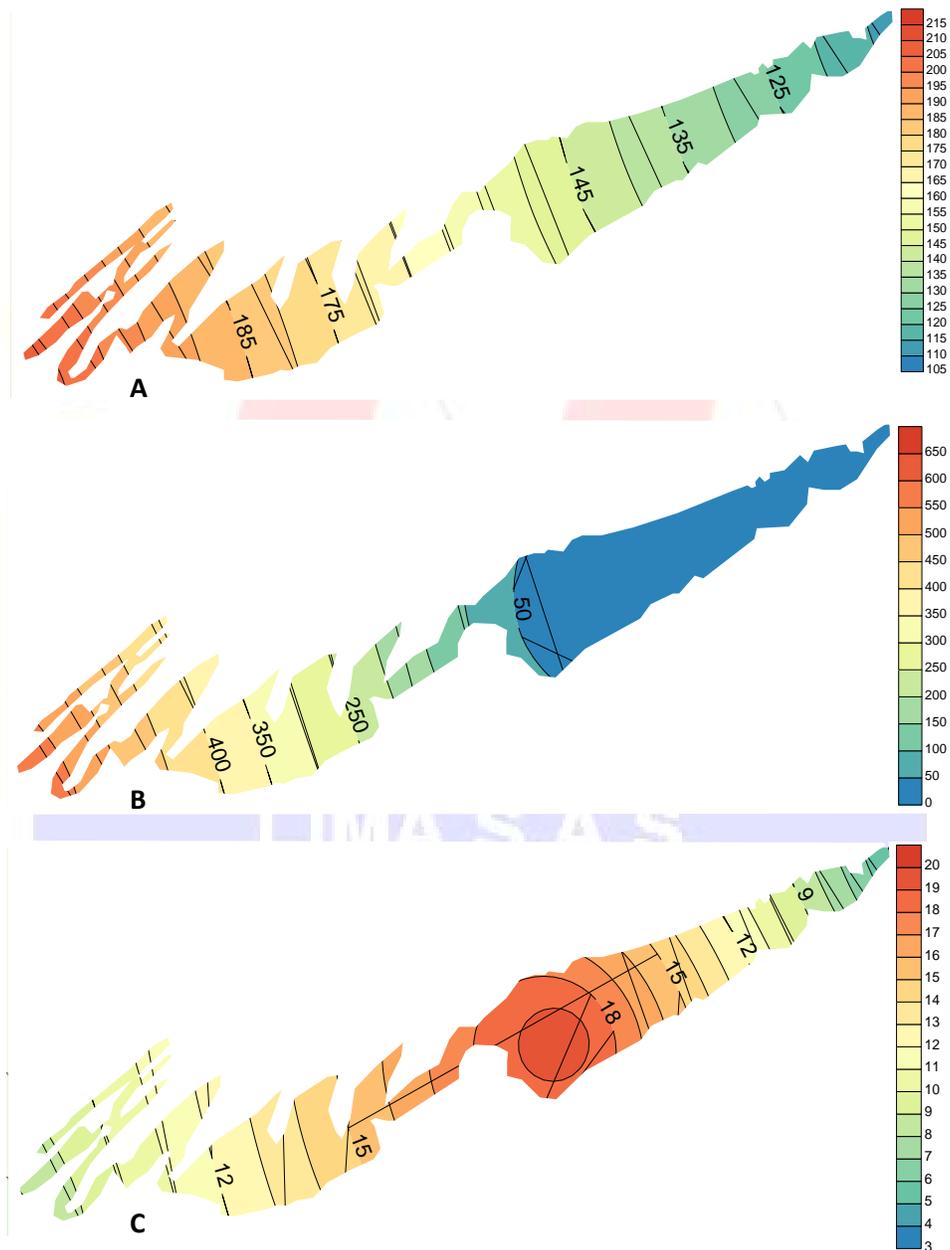


Figura 65. Distribución espacial de *Pseudomonas* en las aguas superficiales de la ciénaga de Balboa. A) Época de transición, B) Época de lluvia y C) Época de sequía.

6.2.4 Características hidrobiológicas.

Gran parte de las aguas de la ciénaga de Balboa provienen de los aportes recibidos desde el mar, por lo que los organismos que en ella habitan son tolerantes a altas concentraciones salinas.

Productores Primarios.

Se obtuvieron densidades promedios de perifiton en las épocas de transición, lluvia y sequía de 24808.79, 5691.67 y 476.40 Ind/cm², respectivamente, con dominio de cianobacterias en los puntos “Sector Este cerca a Población” y “Sector Central”, en época de transición, con más del 92% de los organismos registrados, en todos los puntos de muestreo en época de lluvias con más del 80% y en el punto “Sector Central” en época de sequía con el 52.19%. Así mismo, se obtuvieron mayores registros de Bacillariophyta en el punto “Sector Oeste Arroyo” con el 77.73% de la abundancia, en época de transición y en “Sector Este cerca a Población” y “Sector Oeste Arroyo”, respectivamente con el 49.88 y 89.22% de los individuos, en época de sequía (Figura 66).

Debido a su gran variedad morfológica, estructural y fisiológica, las cianobacterias pueden estar distribuidas en todo tipo de hábitats. Muchas especies son cosmopolitas y están dispersas por todo el mundo (Willmote, 1994; Whitton y Potts, 2000). Son capaces, por tanto, de tolerar distintos tipos de ambientes y adaptarse a cambios de luz, salinidad, temperatura, humedad, disponibilidad de oxígeno, radiación, disponibilidad de nutrientes, etc. Forman parte importante de ecosistemas terrestres, acuáticos de agua dulce y salada, donde se encuentran poblaciones planctónicas, bentónicas, intertidales, etc. (Fay, 1983). Por su parte, las

diatomeas (Bacillariophyta) son organismos que crecen fuertemente adheridos al sustrato lo que les confiere mayor resistencia a factores físicos como la herbivoría, además bajo ciertas condiciones de bajas intensidades lumínicas y limitantes de nutrientes, puede presentarse como un taxón dominante impidiendo el crecimiento de otros organismos perifíticos (Stevenson, 1996). Por ello, la sucesión de algas perifíticas está determinada por factores fisiológicos (luz y temperatura), factores abióticos (tipo de sustrato y composición química del agua) y factores bióticos (herbivoría y competencia) (Ramírez, 2001).

Una característica general del perifiton fue la presencia abundante en los tres monitoreos de las morfoespecies de cianobacterias de los géneros *Oscillatoria* y *Microcoleus* y bacillariophitas del género *Navicula*.

Oscillatoria es un género que agrupa especies que generalmente viven en aguas con sedimento y conductividad alto, y eutróficas (Pinilla, 2000). *Microcoleus* posee especies habituales en el litoral de sistemas lénticos así como en las riberas húmedas de los ríos dulces y con tendencia a eutrofia (Aboal, 1988), además de crecer de manera bentónica, rara vez desprendiéndose al plancton (CMA, 2010). Y *Navicula*, posee especies propias de sistemas turbulentos con sedimento y conductividad alto (Pinilla, 2000).

En general, de acuerdo a los índices ecológicos aplicados a las densidades de perifiton, en todos los puntos de muestreo en las diferentes épocas monitoreadas se registraron diversidades bajas ($H'Log_2 < 1.5$ bits/Ind), con densidades que representan también una baja equidad en todos los puntos en época de transición y sequía, y el punto

“Sector Este cerca a la Población” en época de sequía, originado por la dominancia de unas pocas especies en los puntos ($J' < 0.62$). Las diversidades obtenidas, según Roldan y Ramírez (2008) son propias de aguas contaminadas (0 - 1.5 bits/Ind).

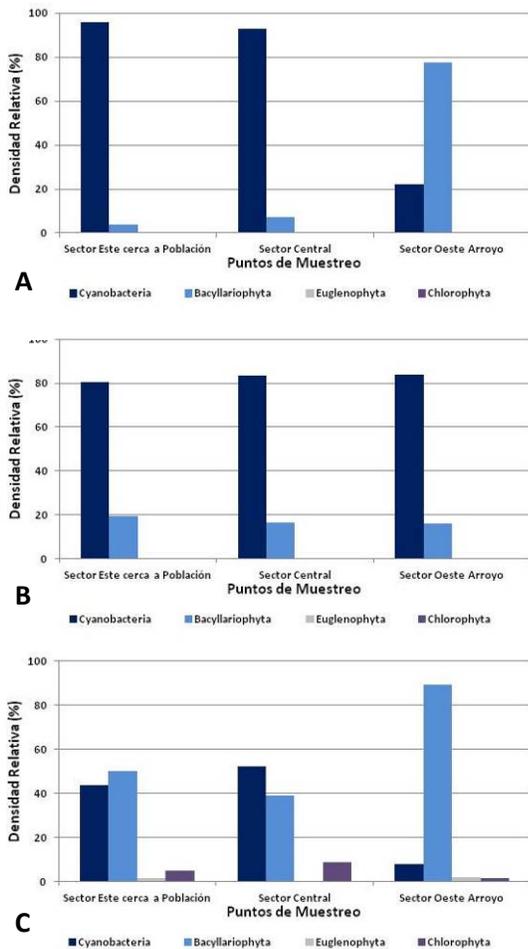


Figura 66. Composición de las cianobacterias y microalgas del perifiton en la ciénaga de Balboa. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.

La composición del fitoplancton estuvo constituida tanto por morfoespecies de Bacillariophyta como de Cianobacterias, no obstante, las mayores densidades correspondieron a morfoespecies de Bacillariophyta en la mayoría de puntos de

muestreo en todas las épocas de monitoreo, lo que es habitual en este tipo de ecosistemas, debido a que los mayores aportes de agua provienen del mar, donde este grupo es el dominante en el fitoplancton (Figura 67).

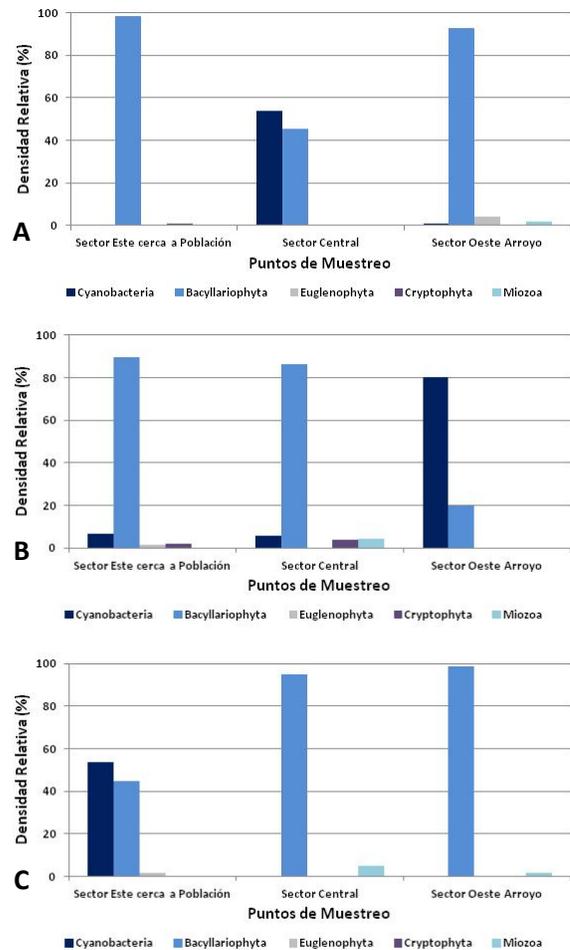


Figura 67. Composición de las cianobacterias y microalgas del fitoplancton en la ciénaga de Balboa. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.

Al igual que el perifiton el fitoplancton mostró un decrecimiento temporal de las densidades, siendo estas mayores en la época de transición, medias en la época de lluvias y bajas en época seca. Estas variaciones son dependientes de cada ciclo hidrológico, siendo

favorecidas o desfavorecidas por las condiciones que cada uno de ellos genera, además de influencias antrópicas. En época de transición, generalmente la columna de agua tiende a ser más estable por las pocas entradas de agua por parte de los afluentes, permitiendo que las especies más competitivas dominen en el sistema; en época de lluvias, la abundante entrada de aguas, diluye el fitoplancton, aumenta la turbulencia y la turbiedad favoreciendo a otras especies; y en época seca, cuando las condiciones se vuelven difíciles por el bajo flujo, la mayor entrada de aguas marinas, los vientos y la disminución del volumen en la columna de agua, entre otras cosas, dominan especies más tolerantes a condiciones adversas.

Los promedios registrados fueron de 5.15×10^6 , 3.35×10^6 y 5.36×10^5 , respectivamente en épocas de transición lluvia y sequía, esto sugiere que las aguas de la ciénaga de Balboa son de tipo eutróficas, teniendo en cuenta la caracterización trófica obtenida a partir de la densidad de las microalgas propuesta por Margalef, (1983) En Ramírez y Viña (1998), que indica que las aguas eutróficas poseen densidades de fitoplancton entre 1×10^2 y 1×10^4 Cél/mL (1×10^5 y 1×10^7 Ind/L).

En transición, los mayores aportes en los puntos de muestreo correspondieron a la morfoespecie de Bacillariophyta *Actinocyclus* sp. en "Sector Este cerca a la Población" con 2.56×10^6 Ind/L (98.24%) y en "Sector Oeste Arroyo" con 1.13×10^6 Ind/L (79.89%), y la morfoespecie de cianobacteria *Komvophorom* sp. en el punto "Sector Central" con 6×10^6 Ind/L (53.69%). En época de lluvias, *Actinocyclus* sp. logró las densidades más altas en "Sector Este cerca a la Población" y

"Sector Central" con 3.06×10^6 Ind/L (74.21%) y 3.63×10^6 Ind/L (63.78%), y *Oscillatoria* sp. en "Sector Oeste Arroyo" con 5.28×10^5 Ind/L (80.05%). En tanto, en época de sequía *Pseudoanabaena* sp. con 2.25×10^5 Ind/L fue la morfoespecie mejor representada en el punto "Sector Este cerca a la Población" y *Cylindrotheca* sp con 1.4×10^5 y 2.31×10^5 Ind/L en "Sector Central" y Sector Oeste Arroyo".

Las Bacillariophyta, agrupa morfoespecies registradas habitualmente en sistemas con pH neutro o ligeramente ácido, turbulentos, mezclados y eutróficos (Pinilla, 2000), mientras que las cianobacterias son comunes en aguas tropicales eutróficas (Pinilla, 2000).

De acuerdo a los índices ecológicos aplicados a las densidades de fitoplancton, en época de transición y lluvias, la equidad es baja por la dominancia de unas pocas especies en los puntos de muestreo ($J' < 0.6$) y altas en época de sequía ($J' > 0.64$) donde las densidades están distribuidas uniformemente entre las especies registradas. Así mismo, según criterios tomados de Roldan y Ramírez (2008), la diversidades en la ciénaga son propias de aguas contaminadas (0 - 1.5 bits/Ind) o ligeramente contaminadas (1.5 - 3.0 bits/Ind).

En la Figura 36 se aprecia la distribución de las densidades de fitoplancton en la ciénaga de Balboa. En época de transición y lluvias, se observa mayor acumulación de organismos en el punto "Sector Central" y en época de sequía en el punto "Sector Este cerca a Población" que pueden estar relacionadas con la distribución de la materia orgánica en la columna de agua.

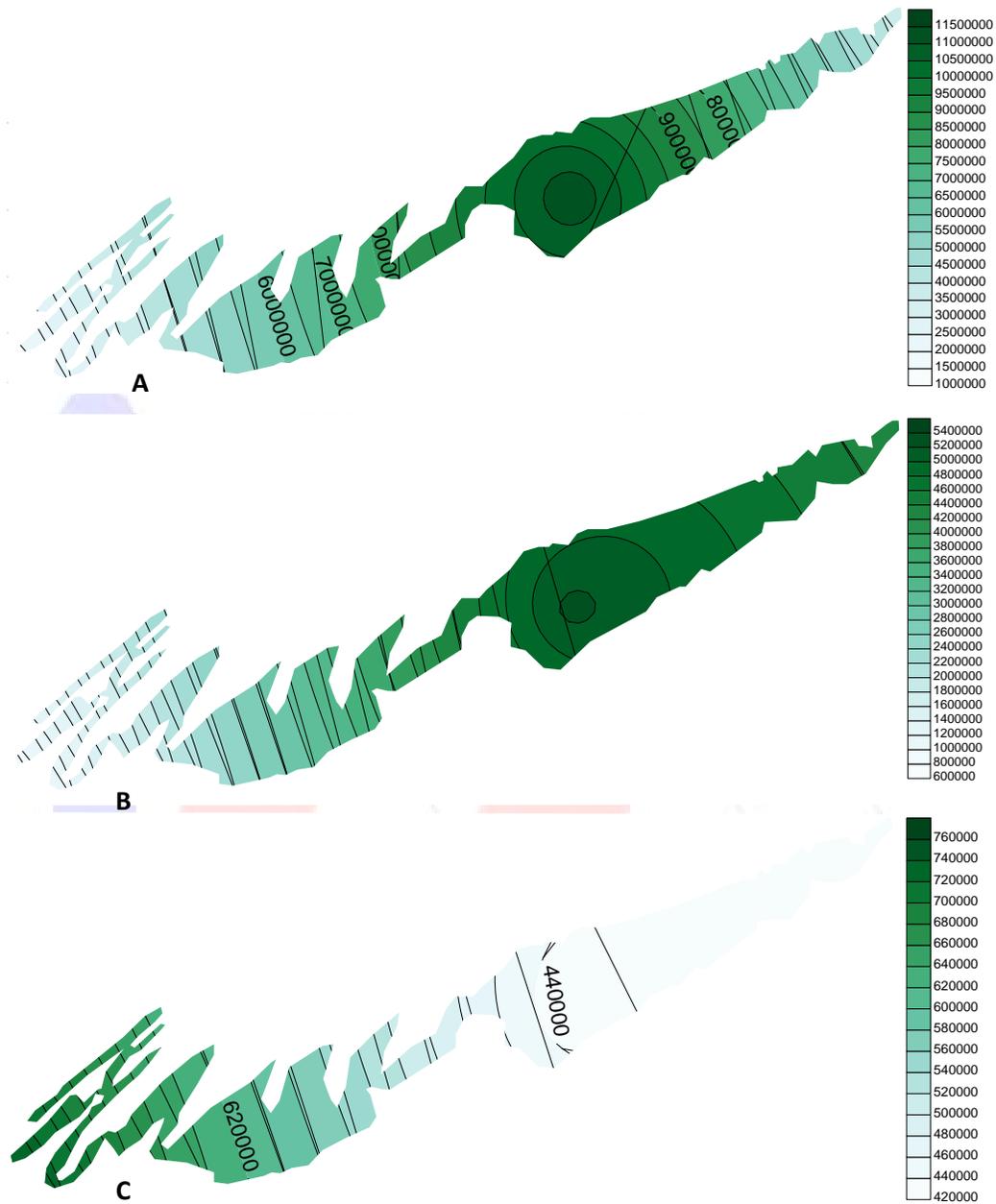


Figura 68. Mapa de distribución del fitoplancton en la ciénaga de Balboa en A) Época de Transición, B) Época de Lluvias, C) Época Seca.

Consumidores.

La composición consumidores en la ciénaga de Balboa en general fue pobre, sin registros de ictioplancton, macroinvertebrados asociados a vegetación y con pocos registros de individuos de peces.

Esta ciénaga posee características particulares que la convierten en un sistema con condiciones difíciles para la sobrevivencia de muchas especies. Su cercanía a la población ha permitido que se realicen constantes

vertimientos que afectan la calidad del agua y el sedimento, además que por su poca profundidad se ve sometida a la frecuente acción de los vientos que ocasionan altas concentraciones de sólidos suspendidos, sumado a la acumulación de detritos en algunas zonas como el punto “Sector Oeste Arroyo”.

Como se mencionó anteriormente la población de peces fue pobre, con unos pocos registros de *Eugerres plumieri*, *Gobionellus oceanicus* y *Poecilia sphenops*, en el punto “Sector Central” en época de lluvias”. Estas especies son generalmente habitantes de aguas costeras poco profundas, comunes en aguas salobres, principalmente sobre fondos de lodo en arroyos y lagunas bordeados de manglares, alimentándose de insectos acuáticos, crustáceos, microbivalvos y detritos.

Del mismo modo, los registros de macroinvertebrados bentónicos fueron pobres, constituidos únicamente por poliquetos de las familias Capitellidae, Spionidae y Nereididae, obtenidos solo en los puntos “Sector Este cerca a Población” y “Sector Central”. La mayoría de especies de estas familias se caracterizan por ser oportunistas y han sido reconocidas como organismos indicadores de perturbaciones ambientales en el medio.

En cuanto al zooplancton, la densidad promedio en época de transición fue de 449.64 Ind/L, en época de lluvias de 244.40 Ind/L y en época de sequía de 62.63 Ind/L, con mayores registros de copépodos en época de transición en los puntos de muestreo “Sector Este cerca a Población” y “Sector Central” (55.90 y 77.06% de la densidad) y de rotíferos en el punto “Sector Oeste Arroyo” con el 69.51%. En época de lluvias los mayores registros fueron

para los poliquetos en los puntos de muestreo “Sector Este cerca a Población” y “Sector Central” con el 62.88 y 63.91% de los individuos, y en época de sequía el grupo mejor representado fueron los copépodos en los puntos de muestreo “Sector Este cerca a Población” y “Sector Central” con el 73.33 y 57.89% de los registros (Figura 69).

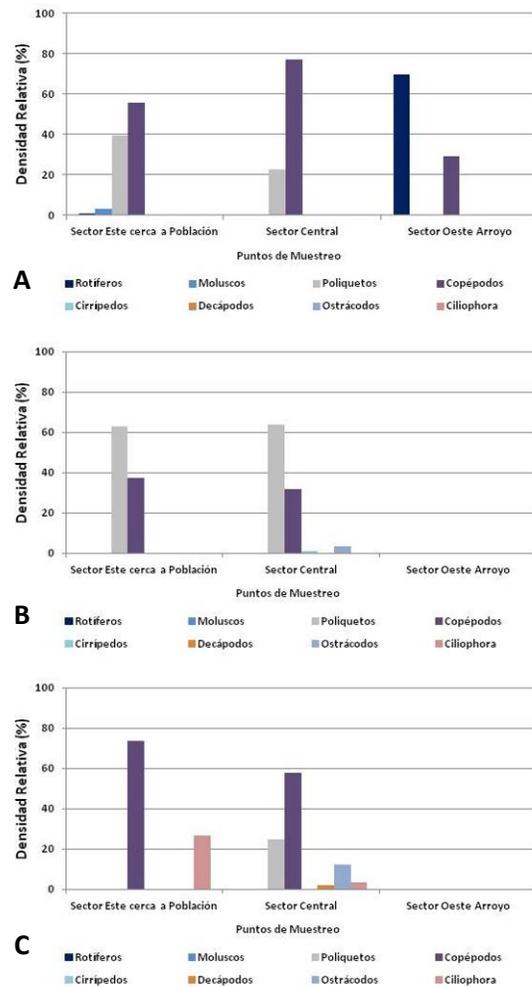


Figura 69. Composición del zooplancton en la ciénaga de Balboa. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.

En época de transición y sequía, en los puntos “Sector Este cerca a Población” y “Sector Central”, las formas naupliars de copépodos

obtuvieron densidades altas. La presencia de copépodos es considerada como un indicador de zonas pesqueras con alta productividad (Björnberg, 1981), conformando un elevado porcentaje del eslabón de consumidores primarios y en menor porcentaje, pero no despreciable, en los consumidores secundarios. Los copépodos son principales constituyentes del plancton marino y por consiguiente la principal presa viva natural para la mayoría de larvas de peces y crustáceos (Støttrup, 2006). Así mismo, en época de transición, en el punto "Sector Oeste Arroyo" la mayor densidad la obtuvo el rotífero *Brachionus plicatilis* capaz de realizar una colonización rápida de un hábitat, una vez que las condiciones del lugar sean apropiadas. Es una estrategia en sistemas efímeros y hábitats fluctuantes, como lagos salinos temporales y lagunas costeras salobres que a menudo se secan durante los meses de verano (Walker, 1981; Gómez et al., 1995). La ocurrencia de *B. plicatilis* en ambientes extremos apunta hacia su notable tolerancia a condiciones abióticas (Esparcia et al., 1989).

En época de lluvias, en los puntos de muestreo donde se obtuvieron organismos, y en el punto "Sector Este cerca a Población", los mayores

registros correspondieron a poliquetos de la familia Spionidae. Estos constituyen un grupo característico del zooplancton marino, son típicamente oceánicos, y solo de manera fortuita se encuentran en localidades neríticocosteras (Støp-Bowitz 1996). Estos organismos, aunque tienen importancia relativa, en términos de riqueza de especies, abundancia y biomasa en las comunidades planctónicas, al igual que los poliquetos bénticos constituyen un eslabón importante en la cadena alimenticia (Orensanz & Ramírez 1973).

En todo caso, los índices ecológicos aplicados a las densidades de zooplancton, en todos los puntos de muestreo en las diferentes épocas monitoreadas, se registraron diversidades bajas ($H'Log_2 < 1.5$ bits/Ind), que según criterios tomados de Roldan y Ramírez (2008) son propias de aguas contaminadas (0 - 1.5 bits/Ind).

La distribución temporal de las densidades del zooplancton en la ciénaga de Balboa se aprecia en la Figura 70, donde se muestra mayor acumulación de estos hacia el punto de muestreo "Sector Central" en todas las épocas monitoreadas.

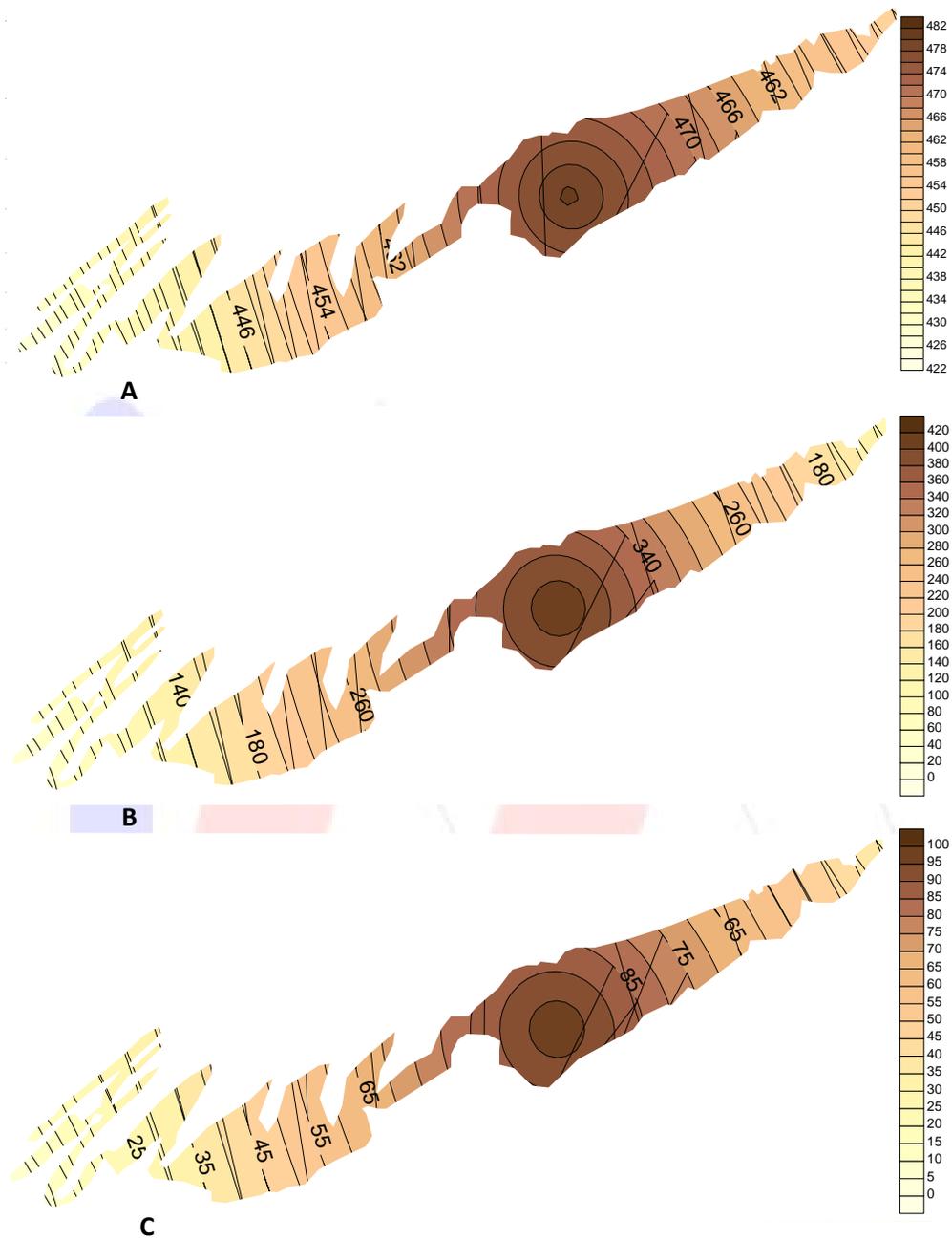


Figura 70. Mapa de distribución del zooplancton en la ciénaga de Balboa en A) Época de Transición, B) Época de Lluvias, C) Época Seca.

6.3. CIÉNAGA EL RINCÓN

6.3.1 Análisis fisicoquímicos de las aguas.

Temperatura, pH, OD.

En las épocas de transición, lluvia y sequía, la temperatura registró una mínima de 23.5°C en época de sequía y una máxima de 33.9°C en la época de transición. Se puede señalar que estas aguas son ligeramente cálidas, en las épocas de transición y lluvia posiblemente a la poca profundidad y tal vez al poco intercambio que tienen con los sistemas vecinos, además de la radiación incidente en la superficie. La época de sequía presentó una temperatura menor, debido a la mayor intercambio con el mar y el aumento de brisas (Figura 71).

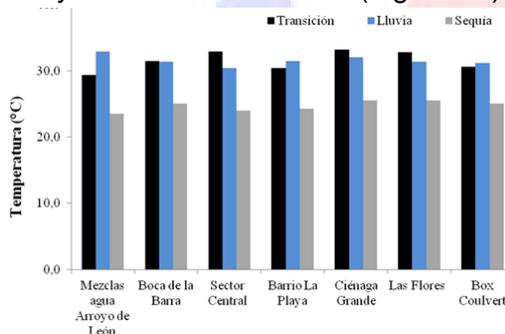


Figura 71. Variación de la temperatura durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.

En la ciénaga El Rincón en el estudio de la CRA (2017) los valores son muy cercanos. Relacionando con otros ecosistemas similares en otros países tropicales, los valores de temperatura son cercanos de la Laguna Grande, Venezuela (Brito et al., 2016). Los valores medios de temperatura para estas

ciénagas se encuentran entre el rango establecido por Roldán y Ramírez (2008) y Murphy (2007) para ciénagas tropicales de origen fluvial (entre 24°C y 32°C), ubicada entre los límites de sobrevivencia para organismos acuáticos.

El pH se mantiene estable, sin cambios bruscos aparentes en todos los puntos de muestreo (pH = 8.3 y 8.6; en el punto “Central” y durante el periodo de transición. Este pH con tendencia a una condición básica, según Guzmán et al. (2015) señalan un pH entre 6.5 – 9.0 como aguas apta para consumo humano, como también lo establece el Ministerio de Agricultura (1984) en Colombia mediante el Decreto 1594 de 1984, donde los límites permisibles muestran que estos ecosistemas reflejan una buena calidad en sus aguas superficiales (Figura 72).

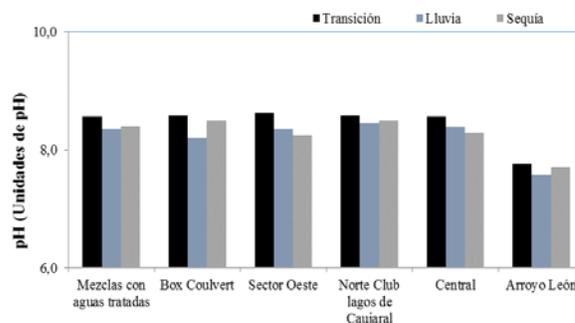


Figura 72. Variación del pH durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.

En la Figura 73 se aprecia la distribución del pH en aguas superficiales de la ciénaga El Rincón en las diferentes épocas monitoreadas.

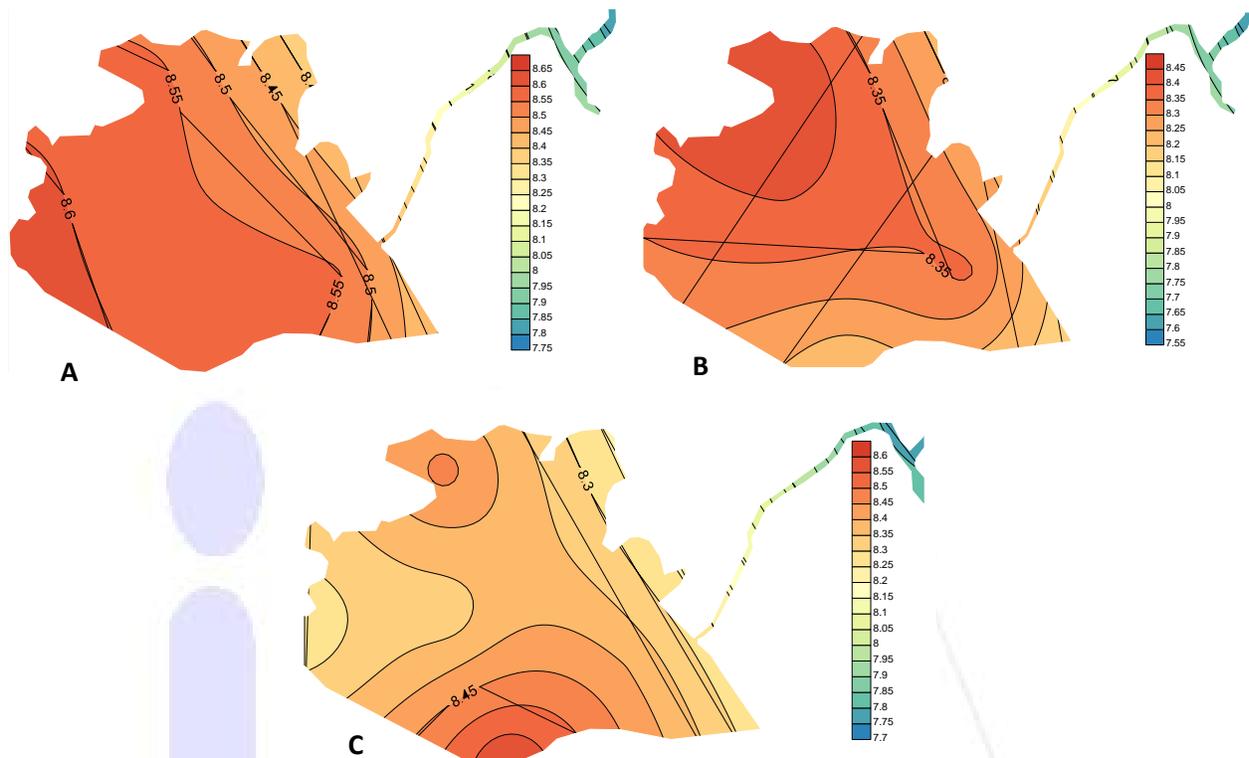


Figura 73. Distribución espacial del pH en las aguas superficiales de la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de Sequía.

La concentración de OD promedio fue de 5.22 mg/L. Estos valores sugieren niveles adecuados de oxígeno. Según el Decreto 1594 de 1984 y la resolución 258 del 2011 de la CRA, se encuentran dentro del rango aceptable de 4.0 mg/L, para consumo humano y doméstico (Figura 74).

En la ciénaga El Rincón se presentó una distribución espacial similar del oxígeno disuelto en las tres épocas, con valores muy similares entre sí, con mayores valores en lluvias, seguido de transición y sequía, en el cual se registra un ligero pico en el punto "Central" (Figura 75).

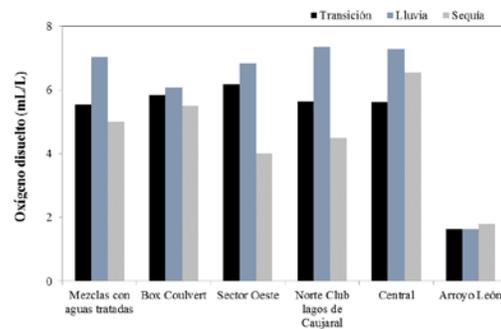


Figura 74. Variación del Oxígeno disuelto durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.

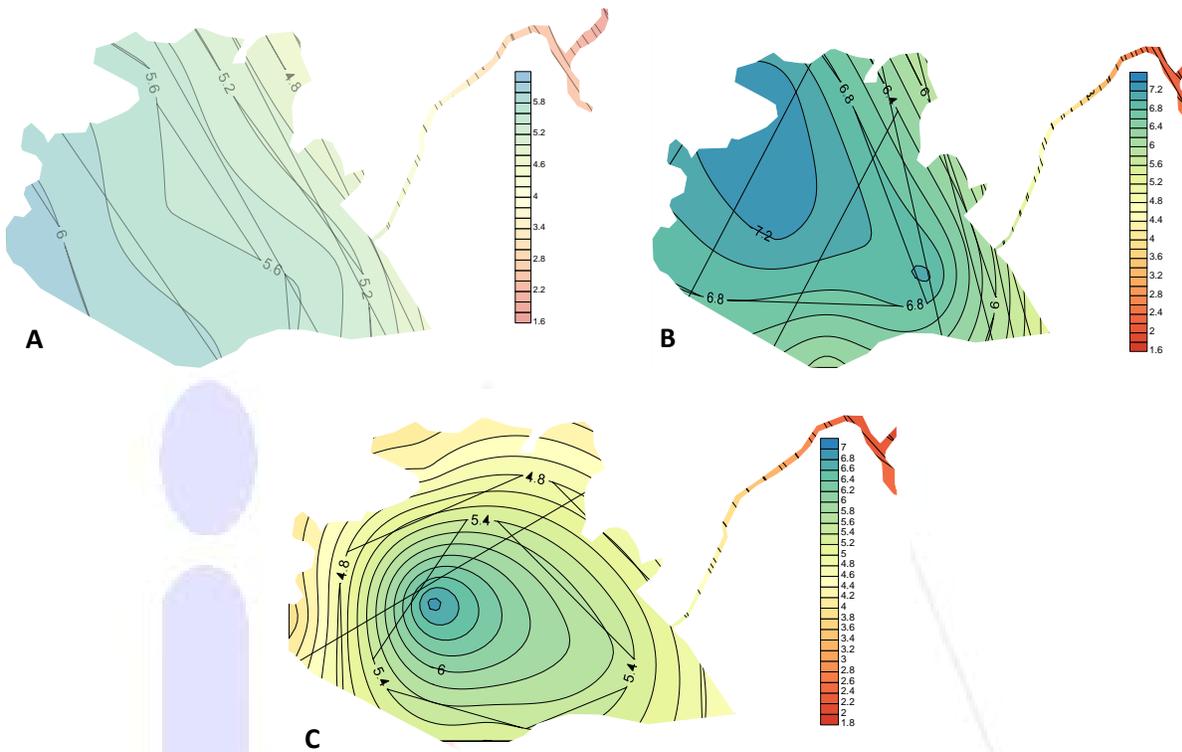


Figura 75 Distribución del OD en las aguas superficiales de la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de Sequía.

Sólidos Suspendedos Totales (SST), Sólidos Sedimentables (SSED) y Sólidos Disueltos Totales (SDT).

La concentración de sólidos suspendidos totales (SST) fue menor en la ciénaga El Rincón durante las tres épocas, en relación a las demás ciénagas. En general los mayores valores de sólidos suspendidos totales se observan en la época de la sequía lo que se puede explicar por la presencia de los vientos alisios que pueden ocasionar la remoción del fondo, manteniendo el sedimento en la columna de agua. Según la resolución 258 del 2011 de la C.R.A. estos valores no son admisibles para el consumo humano y doméstico, sin embargo son admisibles para el uso pecuario y agrícola (Figura 76).

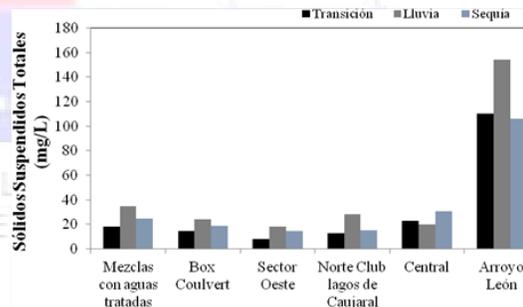


Figura 76. Variación de los SST durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.

En la Figura 77 se muestra la distribución de esta variable en las diferentes épocas de estudio.

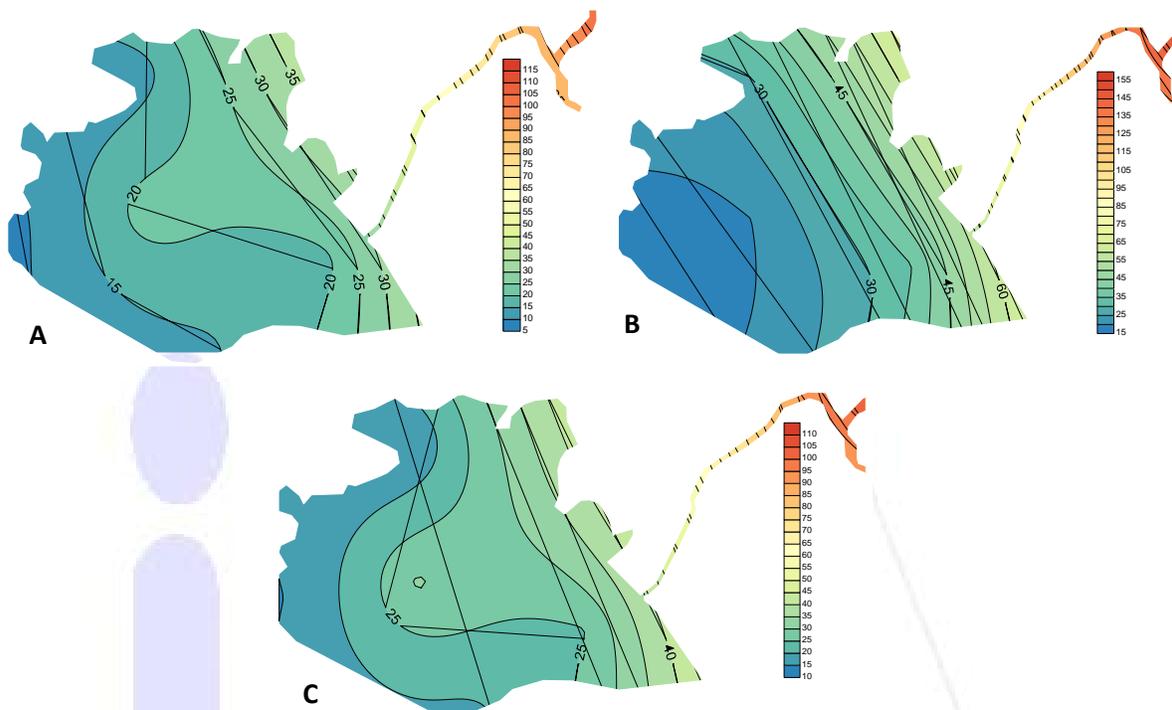


Figura 77. Distribución espacial del pH en las aguas superficiales de la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de Sequía.

En relación a los sólidos sedimentables la mayor cantidad se detectó en época de sequía con valores de 0.3-0.4 ml/L. En tanto que de los sólidos disueltos (SDT) los valores registrados fueron altos, siendo mayor en época de sequía en el punto “Sector Oeste” (4500 mg/L) y menor en la época de sequía de 3420 mg/L en el punto “Mezcla de aguas tratadas”. Las variables de sólidos en suspensión y conductividad evidencian una tasa de sedimentación alta para la ciénaga a partir de las entradas de agua dulce provenientes de arroyo León, siendo una de las causas de la colmatación o disminución de la profundidad de la ciénaga (Figura 78).

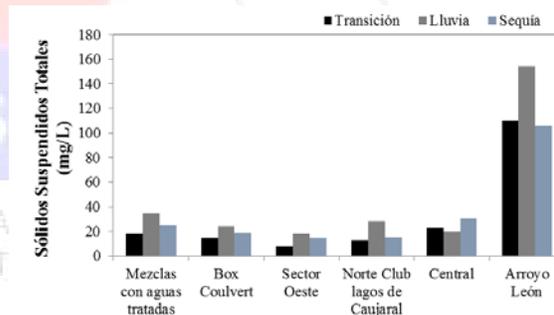


Figura 78. Variación de los SDT durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.

Salinidad y conductividad.

Con respecto a la salinidad, el valor promedio fue de 3.0 UPS. Los valores de esta variable estuvieron dentro del rango 0.5 – 3.3 UPS. Lo que se puede explicar por el origen e influencia continental de este cuerpo de agua (Figura 79).

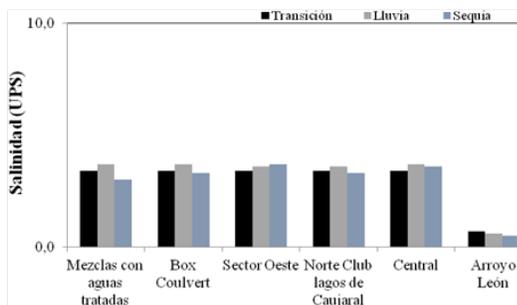


Figura 79. . Variación de la salinidad durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.

La conductividad registró un promedio de 6220.81 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los valores establecidos por Roldan y Ramírez (2008) son superiores a 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en aguas continentales, lo que indica una alta mineralización en la ciénaga El Rincón. Los valores de conductividad elevada se debe posiblemente a la temporada de vientos en el área de estudio, lo que genera mayor erosión de las rocas y liberación del material mineralógico del sedimento, aumentado la concentración de iones en las agua superficiales. Relacionando los resultados con otros estudios realizados en la ciénaga El Rincón la CRA (2014) ha reportado valores de 1997 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 80).

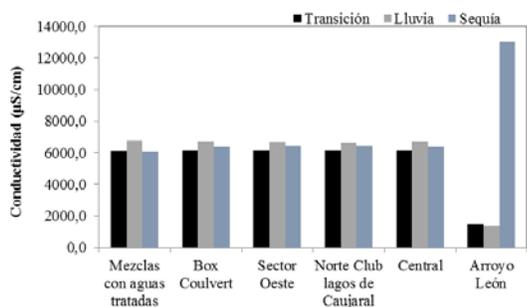


Figura 80. Variación de la conductividad durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.

Demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO).

La DBO y DQO son indicadores de materia orgánica y aportan básicamente la misma información, la diferencia entre los valores de estas variables se origina primordialmente en la estabilidad de los ácidos húmicos y fúlvicos que aumentan la DQO, pues solo se oxidan en presencia de dicromato. Esos ácidos, en condiciones naturales llegan a constituir cerca del 80% de la DQO (Waite, 1984).

Los valores registrados sobrepasan los valores permisibles de 25 $\text{mg O}_2/\text{L}$ presentes en aguas de excelente calidad, los cuales fueron establecidos por Pérez-Castillo y Rodríguez (2008), quienes establecen un rango entre 41 a 60 $\text{mg O}_2/\text{L}$ para aguas de mala calidad. Teniendo en cuenta los valores obtenidos, se deduce que sus aguas son de mala calidad y por consiguiente sería muy importante tener en cuenta la DQO para estudios posteriores, debido a que la misma mide el grado de polución en un ecosistema (Figura 81).

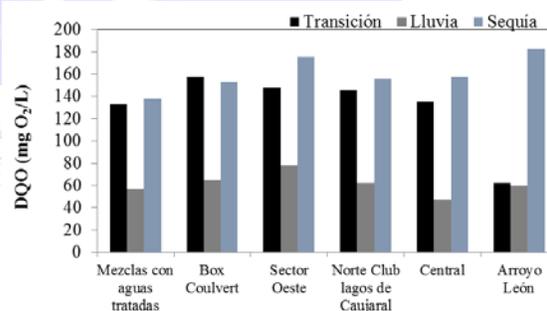


Figura 81. Variación de la DQO durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.

La distribución de la DQO en la columna de agua de la ciénaga El Rincón en las tres épocas de estudio se presenta en la Figura 82.

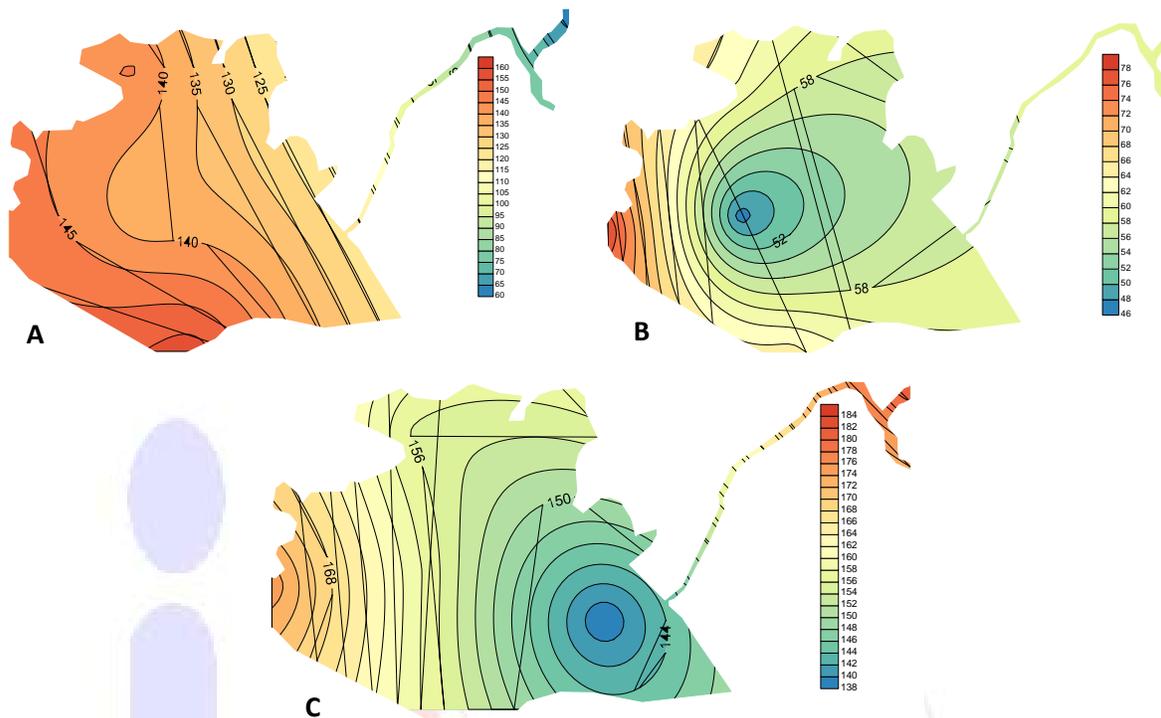


Figura 82. Distribución de la DQO en las aguas superficiales de la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de Sequía.

En este cuerpo de agua en época de lluvia no se detectó la DBO. Esta ciénaga registró valores intermedios en época de transición. En relación a la DBO, la CRA en su resolución número 258 de 2011 establece como límite máximo para aguas clase I, valores < 7 mg O₂/L, cuyo uso es para preservación de flora y fauna. En algunos puntos las aguas de la ciénaga cumplen con esta condición (Figura 83).

El arroyo León tiene una gran influencia sobre la Ciénaga de Mallorquín y El Rincón, debido a la gran carga orgánica de aguas residuales tratadas y sin tratamiento que aumentan el consumo de OD para la oxidación bacteriana de la materia orgánica (CRA, 2014).

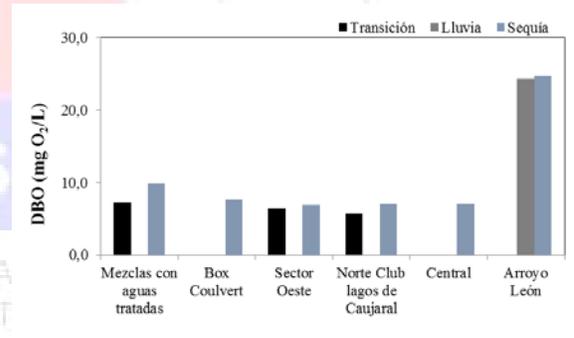


Figura 83. Variación de la DBO durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.

Compuestos orgánicos.

En la ciénaga El Rincón se detectaron grasas y aceites en lluvia y sequía, con un máximo de 43.66 mg/L en el punto “Mezcla con aguas tratadas” en periodo de lluvia. La legislación colombiana establece como límite de concentración de grasas y aceites valores < 10 mg/mL. Los valores registrados en los puntos muestreados, en época de lluvia y sequía

sobrepasan este límite. En este contexto, estos valores consideran inadecuados para el desarrollo de la vida acuática (Figura 84A).

La presencia de dichos compuestos en las aguas de estos ecosistemas es debido a la entrada de fuentes de origen exógenas de tipo antropogénico divergente. Los valores de grasas y aceites en el sistema acuático son debidos a la penetración aguas del arroyo León (CRA-INVEMAR, 2007).

Por su parte, el valores máximos de hidrocarburos totales registrados fueron de 0.507 mg/L durante la época de transición. La normatividad colombiana para este tipo de compuestos no tiene establecido valores de referencia, por lo tanto se sugiere comparar con la Legislación Norteamericana (MADEP/EPA) y Canadiense para aguas marinas, donde se establece un límite de 0.110 mg/L para protección acuática y 0.2 mg/L para consumos humano en aguas marinas y costeras en puertos (Quintero et al., 2010). Teniendo en cuenta los valores registrados, se puede inferir que se poseen aguas de mala calidad. El arroyo León registra valores de 0.885 mg/L lo cual puede influir en los máximos valores de esta época (Figura 84B).

Estos resultados sugieren el transporte de estos compuestos por fuentes antrópicas de tipo exógenas. Según ATSDR (2016), al ambiente acuático puede ingresar a partir de accidentes, desde industrias o como productos secundarios a raíz de su uso comercial o privado. Cuando hay derrames y escapes, los hidrocarburos tienden a flotar debido a la diferencia de densidad que presentan con respecto al agua, bloqueando de esta manera la penetración de la luz y el intercambio de gases, también pueden depositarse en los

sedimentos, de ambas maneras afectan las comunidades acuáticas (Velázquez, 2017).

En cuanto a la presencia de fenoles en el agua, estos se detectaron únicamente en la época de transición. En esta ciénaga los valores fluctuaron en el rango 0.148 - 0.173 mg/L en la época de sequía. Según el Decreto 1594 de 1984 el límite permisible para los fenoles es de 0.5 mg/L en aguas destinadas a la preservación de flora y fauna y de 0,002 mg/L en aguas destinadas para consumo humano, uso doméstico y agrícola. Los resultados aquí obtenidos no sobrepasan los límites establecidos para preservación de fauna y flora. La presencia de estos compuestos puede derivarse de distintas fuentes de entrada principalmente la influencia del arroyo León, que trae consigo distintos compuestos orgánicos. Los fenoles son contaminantes orgánicos presentes en el ambiente, son el resultado de procesos industriales, biogeoquímicos y degradación de pesticidas. Estos compuestos son altamente tóxicos para las especies acuáticas y como no pueden ser degradados biológicamente, son transportados a través de la cadena trófica (Fernández y López 2010) (Figura 84C).

Nutrientes.

El fósforo total y los ortofosfatos no registraron valores detectables en ninguna de las épocas, incluso se puede afirmar que en El Rincón ambos nutrientes se pueden considerar como limitantes para el crecimiento de las microalgas. En el punto "Mezclas con aguas tratadas" se registran valores de 3.79 mg/L en P total y 4 en ortofosfatos, de lo que se infiere que en este sector hay entradas de ortofosfatos y P total de origen antrópico. Senior (2009) señala que los estuarios pueden alcanzar concentraciones elevadas de P de

varias decenas de $\mu\text{mol/L}$ según la salinidad. Estas fuertes concentraciones de P, son índice de un enriquecimiento de origen doméstico y agrícola que dan inicio al fenómeno de eutrofización.

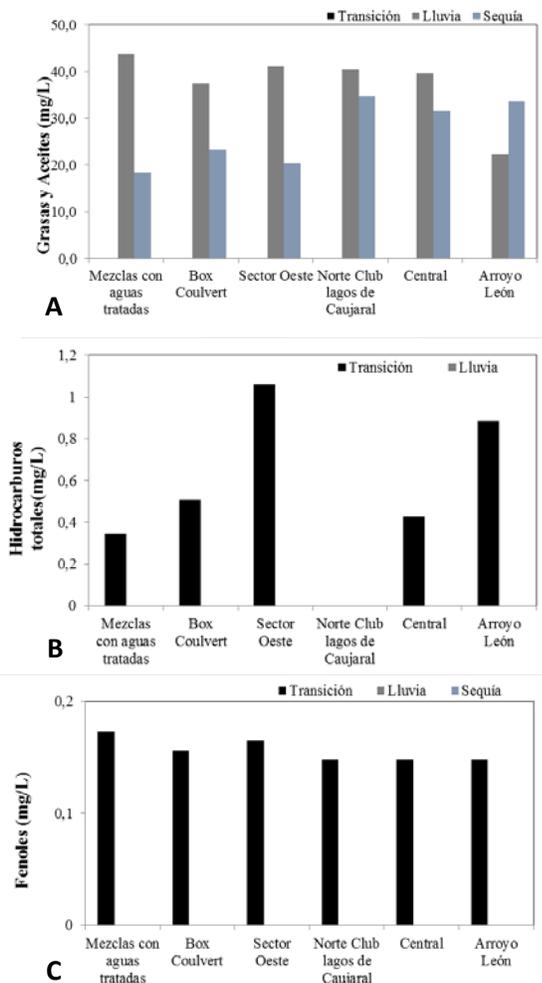


Figura 84. Variación de: A) Grases y aceites, B) Fenoles y C) Hidrocarburos totales, durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.

En relación a la concentración de NO_3^- , valorando todas las estaciones, se registraron valores mínimos de 0.354 mg/L, con unos ligeros picos en la época de sequía en el punto “Sector Central” y en “Norte Club Lagos del Caujaral” (Figura 85A).

Los NO_2^- tuvieron un comportamiento parecido a los NO_3^- , es decir se registraron bajas concentraciones en épocas de transición y lluvia, en el límite de detección 0,033 mg/L, y los mayores valores durante la época de sequía, en el punto “Norte Club Lagos del Caujaral” de 1,03 mg/L. Según los límites de control para los ecosistemas acuáticos en Colombia, valores superiores a 1 mg/L de NO_2^- indica que las aguas son de mala calidad tanto para preservación de fauna y flora como de consumo y uso pecuario (Figura 85B).

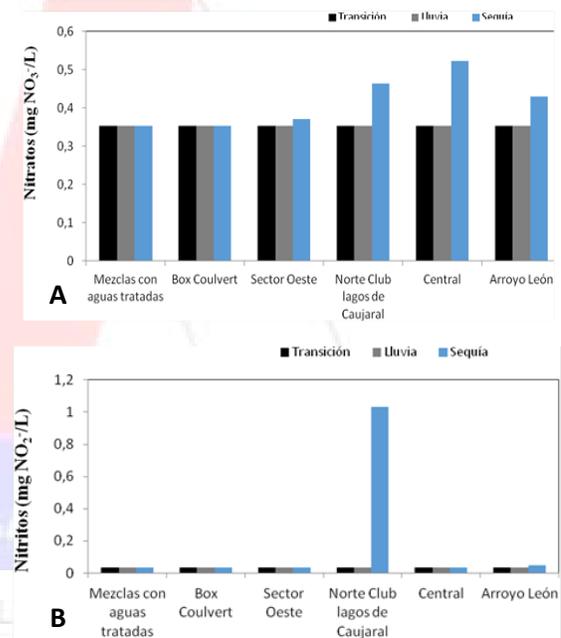


Figura 85. Variación de la concentración de: A) NO_3^- y B) NO_2^- durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.

El N total de Kjeldahl es un parámetro importante en estaciones depuradoras de aguas residuales ya que mide el N total capaz de ser nitrificado a NO_2^- y NO_3^- , y posteriormente y en su caso, desnitrificado a nitrógeno gaseoso. No incluye, por tanto, los NO_2^- ni los NO_3^- . Los datos obtenidos se presentan en la Figura 86.

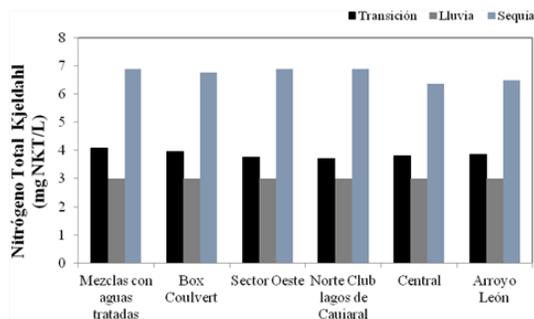


Figura 86. Variación de la concentración N total de Kjeldahl durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.

Cloruros, Sulfatos y sulfuros.

La ciénaga El Rincón presentó concentraciones promedio de 1250 mg/L. Los cloruros pueden tener diversas procedencias naturales: infiltración de aguas marinas, disolución de suelos y rocas; siendo una fuente importante de cloruros la descarga de aguas residuales domésticas, agrícolas e industriales en aguas superficiales. Este cuerpo de agua sobrepasa los valores permitidos de 250.0 mg/L, según el Decreto 1594 de 1984, para usos del agua (Figura 87).

Los sulfatos tienen un comportamiento muy parecido al cloruro. Registraron las concentraciones con un promedio de 917 mg/L, encontrándose por debajo del límite de detección en época de sequía. Sin embargo basados en la información del Decreto 1594 de 1984, los sulfatos que sobrepasan los valores de 400.0 mg/L, es decir, posee aguas no aptas para uso del recurso, consumo humano y doméstico (Figura 87B).

Turbidez, Alcalinidad Total, Dureza Total, Dureza Magnésica y Dureza Cálctica.

En potabilización del agua y tratamiento de aguas residuales, la turbidez es considerada como un buen parámetro para determinar la calidad del agua, a mayor turbidez menor

calidad. Guzmán et al. (2015) señalan que la turbidez puede llegar hasta 5 NTU. Pero según la OMS (Organización Mundial para la Salud), la turbidez del agua para consumo humano no debe superar en ningún caso las 2 NTU y estar idealmente por debajo de 1 NTU. La turbidez en las tres ciénagas sobrepasa el límite permitido para aguas de consumo humano, salvo en pocas excepciones.

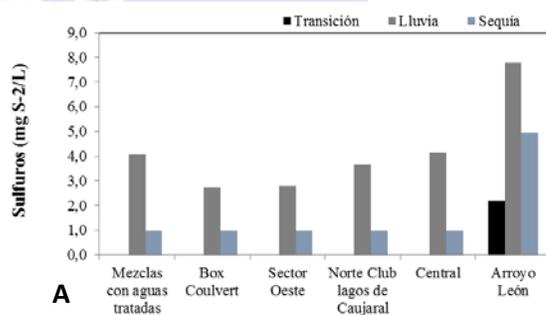
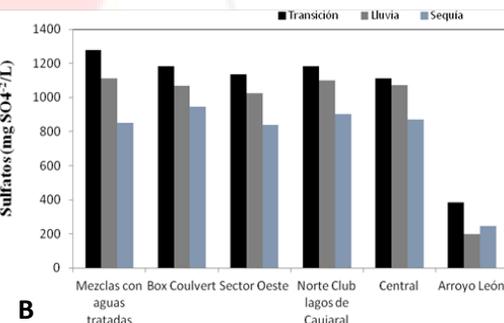
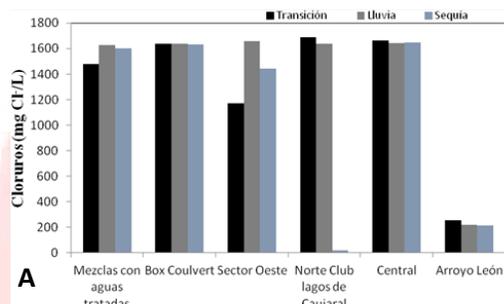


Figura 87. Variación de la concentración de: A) Cloruros, B) Sulfatos y C) Sulfuros durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.

La alcalinidad total se mantuvo por debajo de 200 mg CaCO₃/L durante las tres épocas.

Guzmán et al. (2015) señalan que la alcalinidad, no sólo representa el principal sistema amortiguador del agua dulce, sino que también desempeña un rol principal en la productividad de cuerpos de agua naturales, sirviendo como una fuente de reserva para la fotosíntesis. Históricamente, la alcalinidad ha sido utilizada como un indicador de la productividad de lagos, donde niveles de alcalinidad altos indicarían una productividad alta y viceversa. La alcalinidad es más o menos similar en las tres épocas.

Señala Rodríguez-Zamora (2009), que el agua dura es la que contiene un alto nivel de minerales y posee cantidades variables de compuestos, en particular sales de magnesio y calcio, causantes de la dureza del agua, siendo el grado de dureza directamente proporcional a la concentración de estas sales.

La dureza total y dureza magnésica tuvieron un comportamiento similar en las tres ciénagas y en las tres épocas estudiadas. En la Figura 88 se muestran las concentraciones de las variables mencionadas en este aparte.

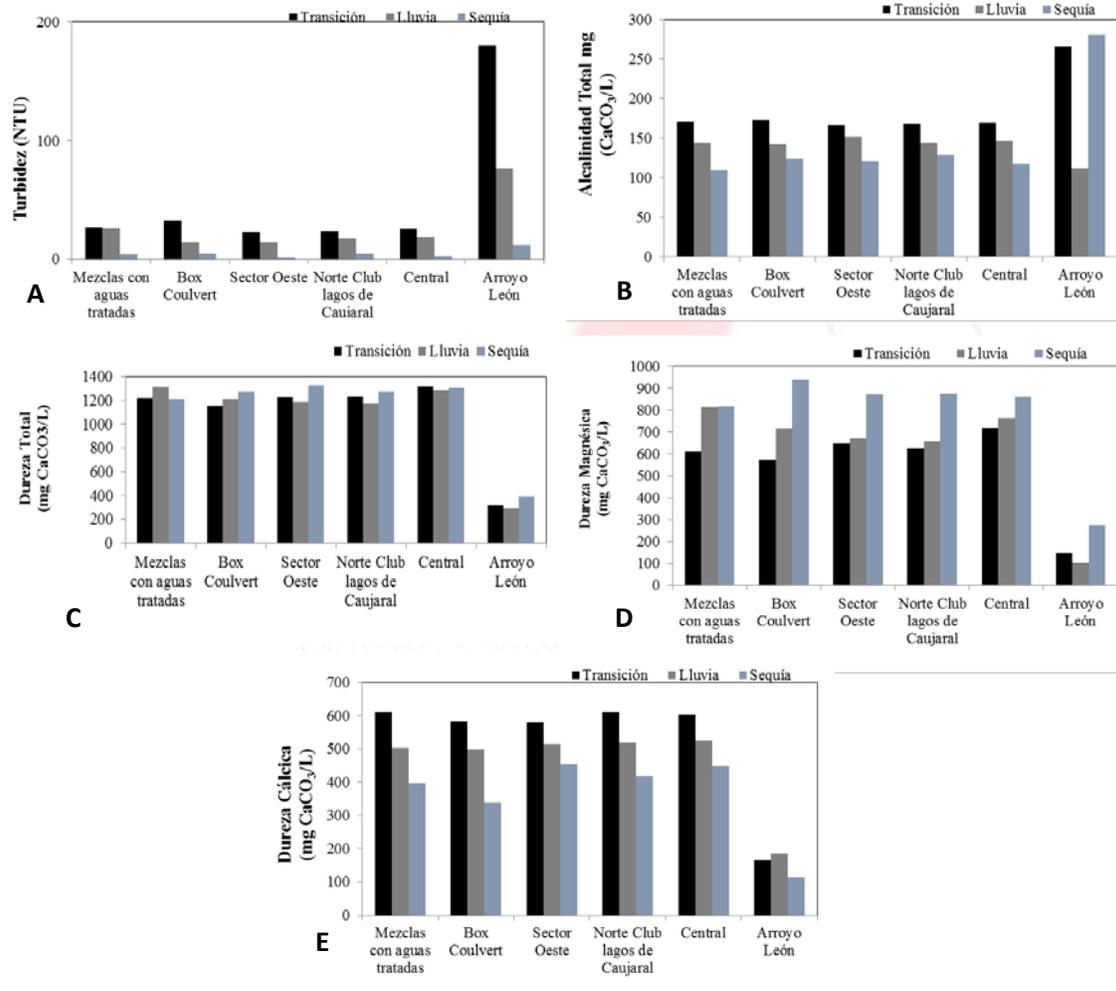


Figura 88. Variación de la concentración de: A) Turbidez, B) Alcalinidad Total, C) Dureza Total, D) Dureza magnésica y E) Dureza cálcica, durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.

Clorofila a.

Se registró un promedio de 13.6 mg/m³, el cual es superior a las demás cuerpos de agua de este estudio (Figura 89).

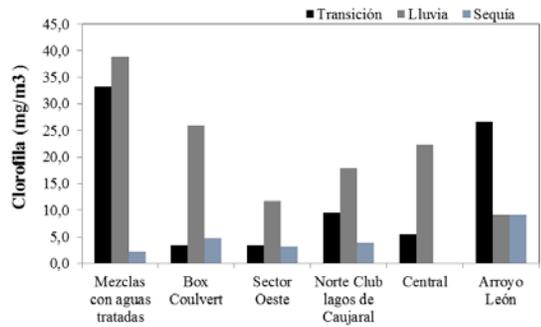


Figura 89 Variación de la concentración de clorofila a durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.

Según la distribución espacio temporal de la Clorofila a, el arroyo León influye directamente en esta variable, especialmente en las épocas en donde se puede presentar un mayor caudal en el efluente (transición y lluvia). Para la época de sequía se observan menores valores en general (Figura 90).

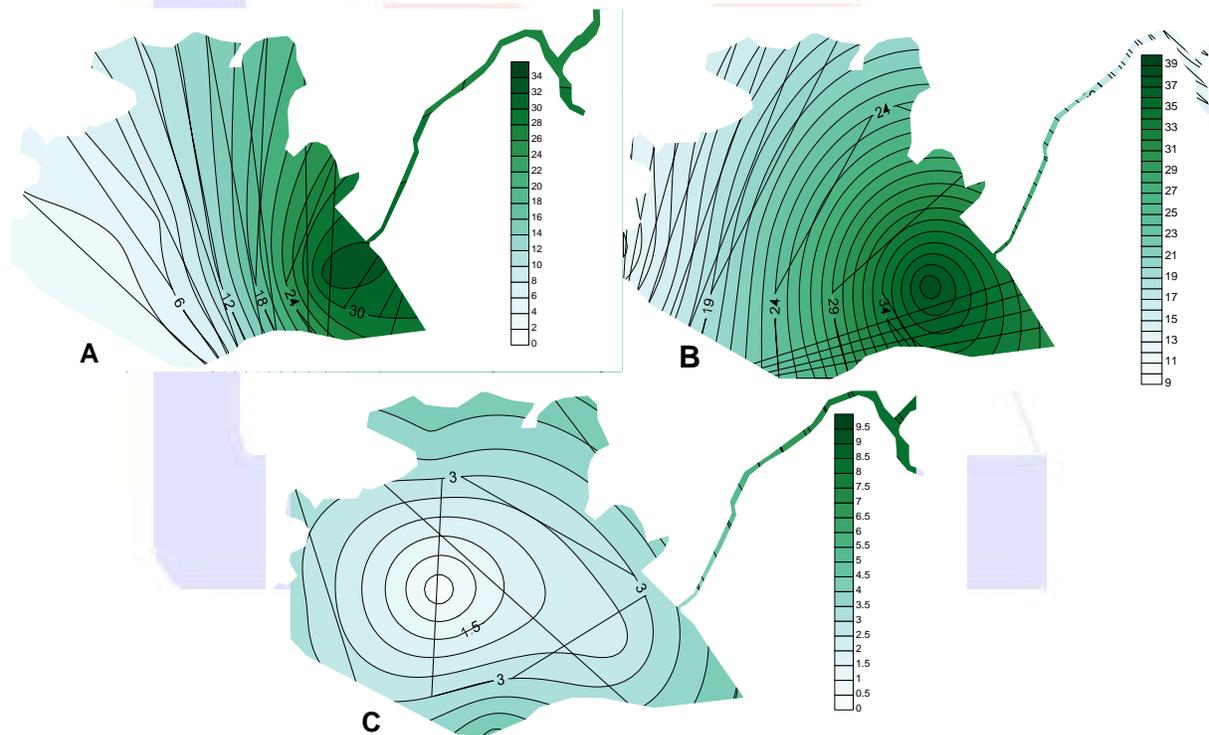


Figura 90. Distribución espacial de a Clorofila a en las aguas superficiales de la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de Sequía.

Metales pesados.

Las concentraciones promedio de los metales pesados en el agua superficial de estos ecosistemas estuvieron en orden decreciente Fe>Pb>Cd. La ciénaga El Rincón en cuanto al hierro en las dos épocas estudiadas sus

presentó un mismo comportamiento, con valores no detectable y máximo de 1.39 mg/L en época de lluvias.

Los resultados obtenidos en esta investigación al ser comparados con los límites admisibles

de Fe para usos agrícola propuesto por el Decreto 1594 de 1984 (0.5 mg/L), se infiere

entonces que es recomendable para este uso.

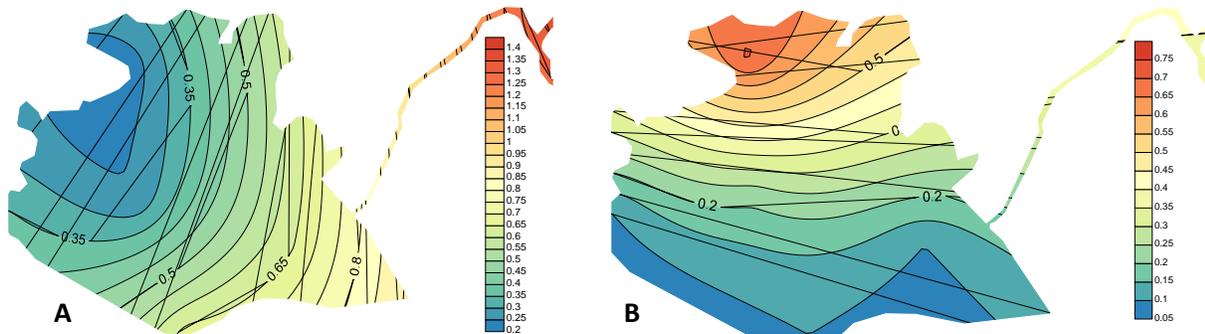


Figura 91. Distribución espacial del Hierro (Fe) en el sedimento de la ciénaga El Rincón. A) Época de Lluvias y B) Época de Sequía.

Con respecto a los valores de cadmio, estos estuvieron cercanos a 0.01 mg/L en todos los puntos de muestreo en época de lluvia y concentraciones no detectables en época de sequía. Según el Decreto 1594 de 1984 de la legislación colombiana, los límites permisibles para del cadmio para uso del recurso para consumo humano – doméstico y uso agrícola son superiores de 0.01 mg/L.

Los metales pesados no anlizados presentaron valores por debajo del límite de detección o poco significativos para ser considerados contaminantes en estos cuerpos de agua durante el periodo de estudio.

6.3.2. Aspectos sedimentológicos: Materia Orgánica (MO), sulfuros y pH.

Con respecto al plomo los valores son superiores a los límites establecidos por el Decreto 1594 de 1984 (0.05 y 0.1 mg/L), para uso del recurso para consumo humano-doméstico y pecuario respectivamente. Los valores de Plomo en las dos épocas mostraron un comportamiento homogéneo con valores alrededor de 0.2 mg/L y un promedio de 1.2 mg/L. En El Rincón, las fuentes de plomo podrían ser los de arroyos, aguas servidas u otros efluentes.

Los valores promedio registrados de MO en los sedimentos para cada uno de los ecosistemas en las tres épocas fue de 4.69%. Los máximos valores de MO fueron de 6,16% en punto “Sector Oeste” en la época de lluvias. En los puntos “Norte Club Lagos del Caujaral” y “Sector Central”, se forma un núcleo, en sectores donde los valores de MO superiores a 3%. Los máximos valores de MO en este ecosistema está relacionado con la entrada de aguas provenientes del arroyo León que en época de lluvias puede alterar la calidad de los sedimentos (Figura 92).

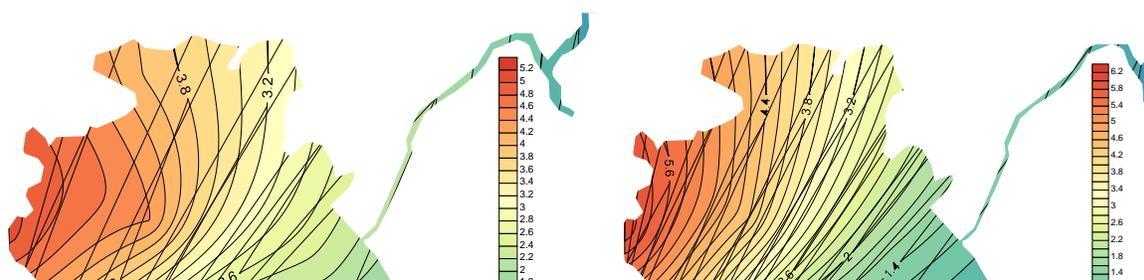


Figura 92. Distribución espacial de materia orgánica (MO) en el sedimento de la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de Sequía.

El sulfuro es generado por las bacterias por la reducción de sulfatos y mantiene un equilibrio químico entre la disociación de HS^{2-} , HS^- y H_2S , y se mantiene el equilibrio químico controlado por el pH (Bagarinao, 1992).

Los sulfuros se registraron únicamente en la época de transición. Los valores fluctuaron

entre 4.0 y 87 mg/L. Dado que en Colombia no se han establecido los valores referenciales, según los propuestos en países como Canadá y Estados Unidos, valores para los sulfuros mayores de 1 mg/L indican anomalía en la calidad de los sedimentos (Figura 93).

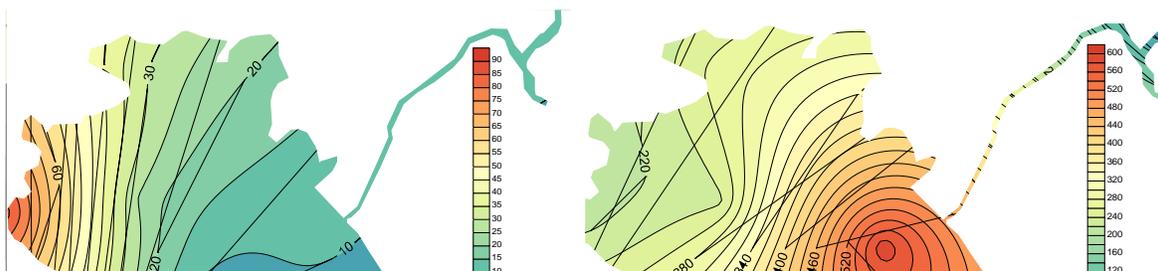


Figura 93. Distribución espacial del sulfuro en el sedimento de la ciénaga El Rincón. A) Época de Lluvias y B) Época de Sequía.

Los valores de pH en el sedimento en las tres ciénagas presentaron valores promedios de 8.0 en la época de transición, 7.36 lluvias y 8.10 en época seca. Por lo que podría inferir que la presencia de sulfuros en los sedimentos

en la época de transición se dio por pH cercanos a 7, donde hay una reducción de sulfatos a sulfuro de hidrógenos debido a la degradación de la MO (Figura 94).

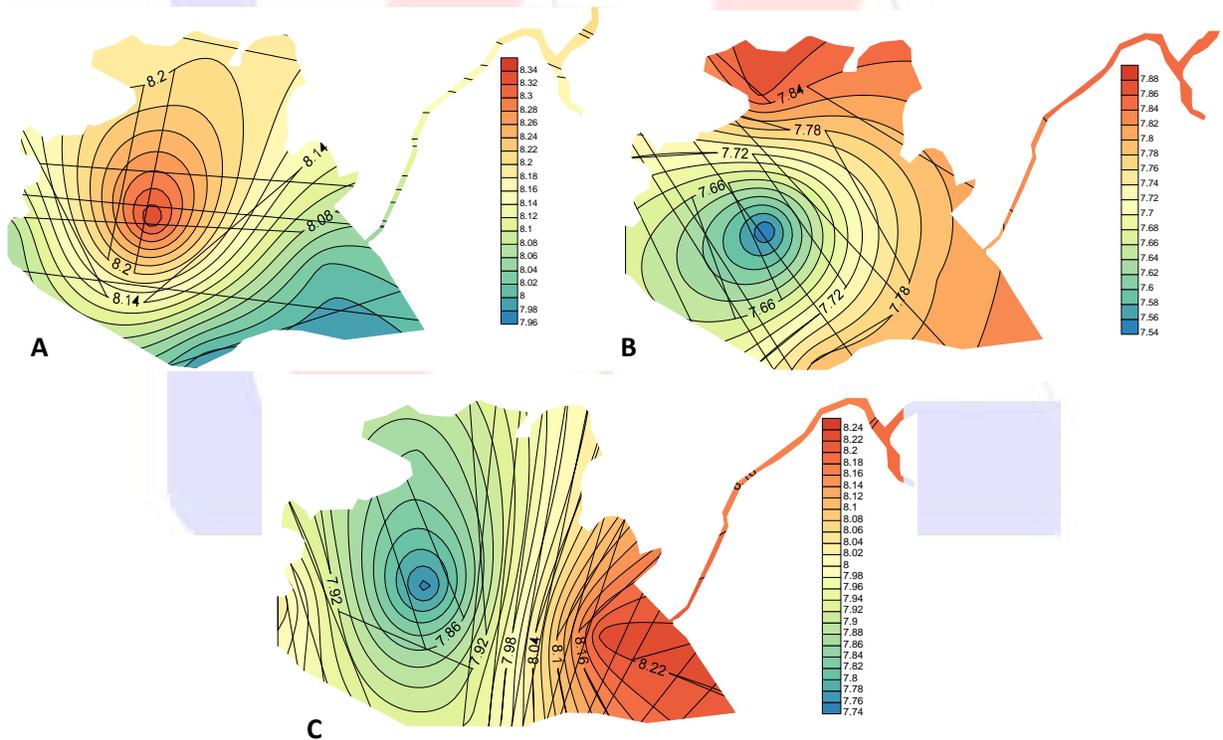


Figura 94. Distribución espacial del pH en el sedimento de la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de Lluvias y C) Época de Sequía.

6.3.3 Características Microbiológicas.

Las ciénagas cumplen funciones ambientales muy importantes, ya que retienen grandes cantidades de agua, regulan caudales de los

ríos y maximizan los procesos de decantación y deposición de materiales. De esta manera ayudan en el mejoramiento de la calidad del agua proveniente de las partes altas de la cuenca y de los asentamientos humanos adyacentes que vierten directamente sus aguas residuales. En estos sistemas se alberga una gran variedad de especies de flora y fauna que dan refugio, alimento y protección a especies migratorias de peces y aves (Aguilera, 2004). Desde el punto de vista microbiológico, la evaluación de la calidad microbiológica del agua, tiene como objetivo determinar la presencia de ciertos grupos de bacterias, que revelen una contaminación por materia fecal o por materia orgánica (Aguilera, 2004).

En relación al contenido de bacterias en la zona, los *Enterococcus* se encontraron en valores altos durante las épocas de lluvias y sequía en el punto de referencia "Arroyo León" (14136 y 8164 NMP/100mL), también en transición se detectó un valor de 3448 NMP/100ml en el punto "Norte Club Lagos de Caujaral". Los *Enterococcus* fecales han sido utilizados con los coliformes fecales para diferenciar la contaminación fecal del hombre de otros animales de sangre caliente. Un rango mayor de 4 es considerado indicativo de contaminación fecal humana, un rango menor a 0.7 sugiere contaminación por una fuente no humana (Ávila y Estupiñan, 2009).

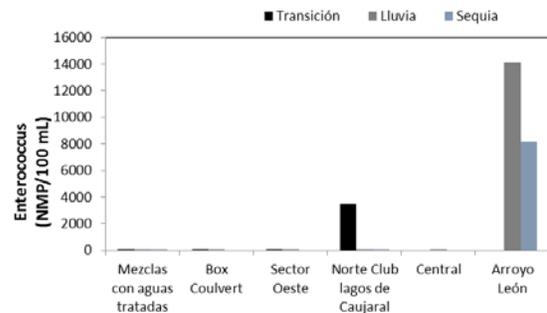


Figura 15. Variación de los *Enterococcus* sp. durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.

Por su parte, las *Pseudomonas* prefieren las aguas cálidas típicas de la época de sequía y poco salinas de la ciénaga El Rincón y tal vez otras características medio ambientales para proliferar preferencialmente en este sistema, siendo encontrada en altas concentraciones, en esta oportunidad se registro el valor promedio más alto del estudio (9368 NMP/100ml), con un máximo de 62000 NMP/100ml, durante la época de lluvias en el punto "Sector Oeste". Las bacterias del género *Pseudomonas* se hallan comúnmente en el suelo y algunas especies son clasificadas como patógenos oportunistas, para el hombre y los animales. Específicamente *Pseudomonas aeruginosa* es una bacteria que no se considera autóctona del agua, puede derivar de heces humanas y animales, su detección en agua se asocia con polución por descarga de aguas residuales, por lo tanto hay una estrecha correlación de su presencia en ambientes acuáticos con fenómenos de contaminación. Este microorganismo crece en muy baja concentración de nutrientes en medio ambiente acuoso y puede sobrevivir durante muchos meses en aguas a temperatura ambiente. Es un importante patógeno oportunista y es causa de una amplia variedad de infecciones, especialmente de oídos, ojos, piel, su control en aguas destinadas a la

recreación es una obligación en varios países del mundo (Moore et al., 2002). Este patógeno ha sido registrado como un agente infeccioso que afecta los cultivos de peces, con enfermedades hemorrágicas, como es el caso de los salmones Wiklund & Bylund (1990) (Figura 95).

En la Figura 96 se puede apreciar la distribución de *Pseudomonas* en la ciénaga El Rincón en las diferentes épocas de estudio.

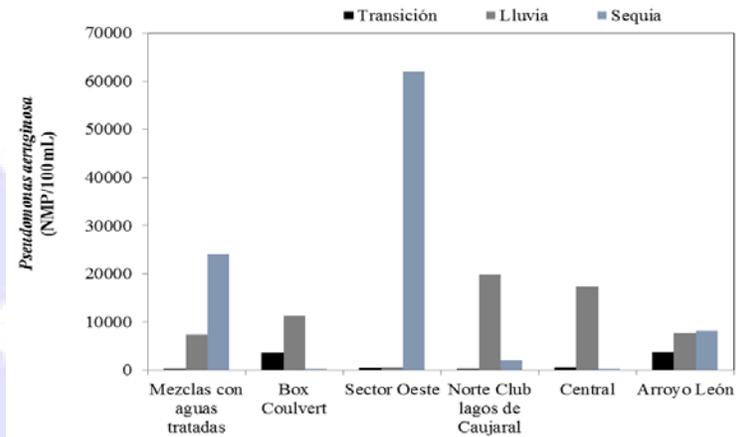


Figura 95. Variación de los *P.aeruginosa*. durante las épocas de transición, lluvia y sequía en la ciénaga El Rincón.

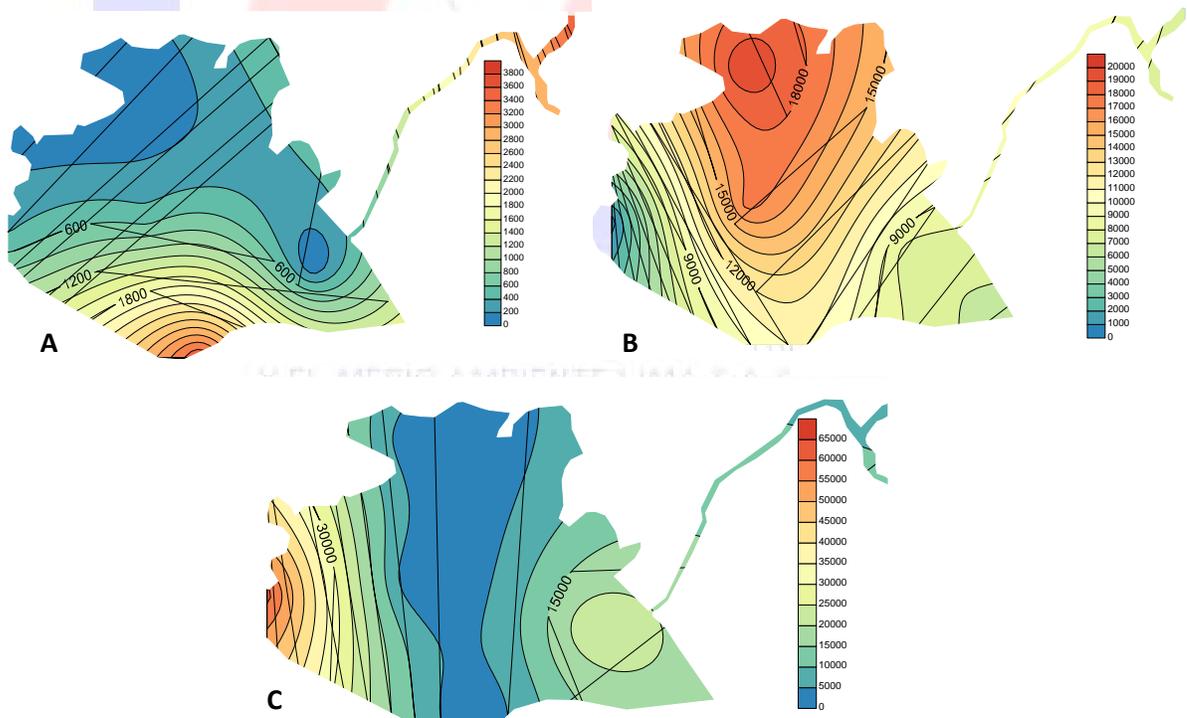


Figura 96. . Distribución espacial de *Pseudomonas* en las aguas superficiales de la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de Sequía.

Se presentaron valores muy por encima de lo permitido de 2×10^4 NMP/100ml de Coliformes totales, muy por encima por lo estipulado por la C.R.A, para uso industrial, con valores de hasta 20.000 NMP/100ml. 6.3.4 Características hidrobiológicas.

6.3.4 Características Hidrobiológicas.

Productores Primarios.

La ciénaga El Rincón se caracterizó por presentar una riqueza baja pero homogénea de especies de macrófitas, pertenecientes a las familias Thyphaceae, Cyperaceae y Poaceae. *Typha domingensis* fue la única especie registrada en los puntos “Box Couvert”, “Sector Oeste” y “Norte Club Lagos del Caujaral”, mientras que *Cyperus* sp. fue común en el punto “Mezcla con aguas tratadas”, representando el 100% de la cobertura en época de sequía y lluvias, y el 13% en época de transición, donde además se registró la herbácea *Andropogon* sp. con una cobertura del 62%.

Typha dominguensis, la dominante en gran parte del sistema, es una especie que se encuentran en marismas, lagunas, lagos, ríos y canales artificiales (Kissmann 1997). En algunos casos se considera indeseable, una vez puede ser invasivo por su rápido crecimiento bajo condiciones favorables de nutrientes (Silveira et al. 2011). Mientras que *Cyperus* es un género con especies colonizadoras, productoras de abundantes semillas y fácil dispersión.

En cuanto al perifiton, se obtuvieron densidades promedios en las épocas de transición, lluvia y sequía de 31901.64, 13145.25 y 901.48 Ind/cm², respectivamente, con dominio de cianobacterias Oscillatoriales en la mayoría de puntos en las épocas de

transición y sequía, y en el punto y “Norte Club Lagos del Caujaral” en época de sequía, donde en los demás puntos dominaron las Bacillariophyta (Figura 97).

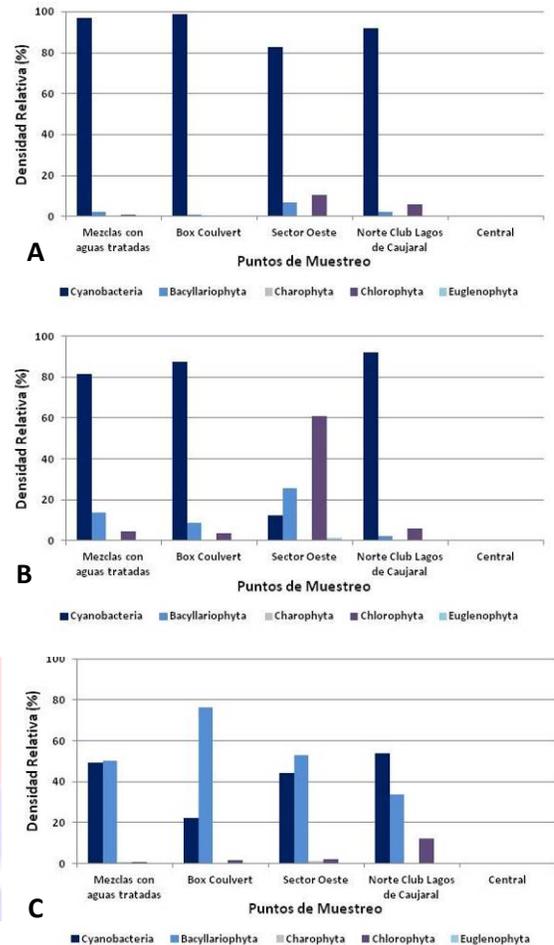


Figura 97. Composición de las cianobacterias y microalgas del perifiton en la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.

Las cianobacterias dominantes pertenecían a los géneros *Lyngbya* y *Oscillatoria*, propias de ecosistemas con sucesión avanzada, sedimentos y conductividad altos, y aguas eutróficas e hipereutróficas (Pinilla, 200). En tanto, las bacillariophytas más abundantes pertenecían al género *Navicula*, tolerantes a

sedimentos y conductividad altos, y aguas turbulentas (Pinilla, 2000).

La aplicación de los índices ecológicos a las densidades de perifiton muestran que en época de transición la equidad es baja ($J' < 0.46$), debido a que hay especies con altos números de individuos, al igual que la diversidad ($H'Log_2 < 0.9$ bits/Ind). En tanto, en época de lluvias las equidades varían entre los puntos de muestreo siendo altas en “Mezclas con aguas tratadas” y “Box Couvert” ($J' > 0.70$) y bajas en el resto de puntos ($J' < 0.60$), mientras que la diversidad es media en los puntos “Mezclas con aguas tratadas” y “Box Couvert” ($H'Log_2$ entre 1.5 y 3.0 bits/Ind) y baja en los demás puntos ($H'Log_2 < 1.5$ bits/Ind). Por su parte, en época seca, las equidades fueron altas y las diversidades bajas. En este sentido, según criterios tomados de Roldan y Ramírez (2008), las aguas de la ciénaga en época de lluvias son ligeramente contaminadas ($H'Log_2$ entre 1.5 y 3.0 bits/Ind) y en época de transición y sequía, los valores son propias de aguas contaminadas (0 - 1.5 bits/Ind).

La composición del fitoplancton estuvo constituida en mayores porcentajes por especies de Chlorophyta quienes constituyeron en época de transición más del 88% de los registros en todos los puntos de muestreo, en época de lluvias más del 79% y en época de sequía más del 83% (Figura 37).

Estudios en general asocian las clorófitas con aguas ricas en nutrientes y con alta relación nitrógeno/fósforo (Ramírez y Vina, 1998), posible presencia de materia orgánica, aguas poco profundas y carencia de calcio y magnesio (Pinilla, 2000).

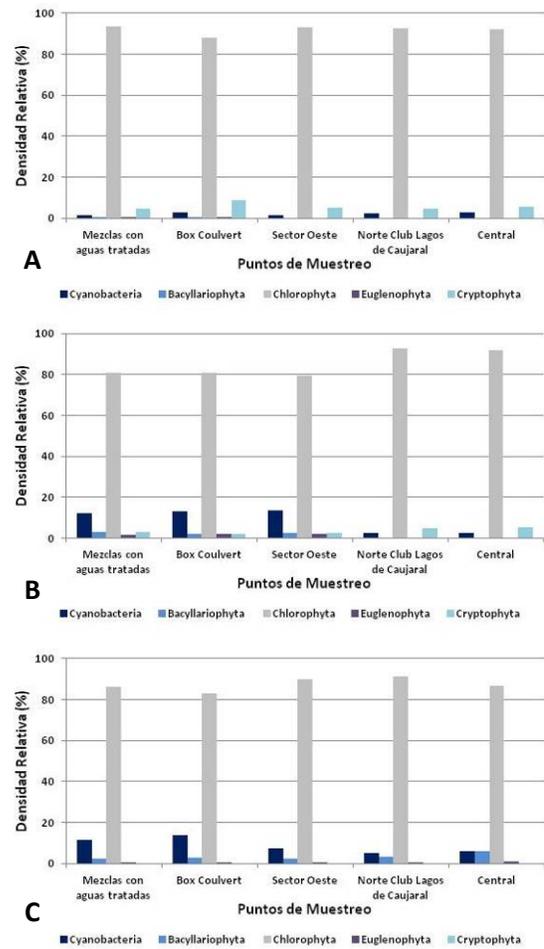


Figura 98. Composición de las cianobacterias y microalgas del fitoplancton en la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.

Los promedios registrados fueron de 1.75×10^8 , 6.76×10^7 y 1.36×10^7 , respectivamente en épocas de transición lluvia y sequía, esto sugiere que las aguas de la ciénaga El Rincón en todas las épocas de monitoreo son de tipo hipereutróficas, teniendo en cuenta la caracterización trófica obtenida a partir de la densidad de las microalgas propuesta por Margalef, (1983) En Ramírez y Viña (1998), que indica que las aguas hipereutróficas poseen densidades de fitoplancton de 1×10^4 Cél/mL (1×10^7 Ind/L).

Así mismo, de acuerdo a los índices ecológicos aplicados a las densidades de fitoplancton, se obtuvo que la ciénaga El Rincón posee bajas equidades ($J' < 0.6$) en todos los puntos de muestreo en las diferentes épocas de monitoreo, mientras que las diversidades en época de transición y sequía fueron bajas (< 1.5 bits/Ind).y en época de lluvias fueron medias ($1.5 - 3.0$ bits/Ind), lo que sugiere para este ecosistema aguas contaminadas ($0 - 1.5$ bits/Ind) o ligeramente

contaminadas ($1.5 - 3.0$ bits/Ind), según criterios tomados de Roldan y Ramírez (2008).

En la Figura 38 se aprecia la distribución de las densidades de fitoplancton en la ciénaga El Rincón. Se hace evidente la acumulación de organismos hacia los puntos “Mezcla con aguas tratadas”, “Box Coulvert” y “Sector Oeste”.

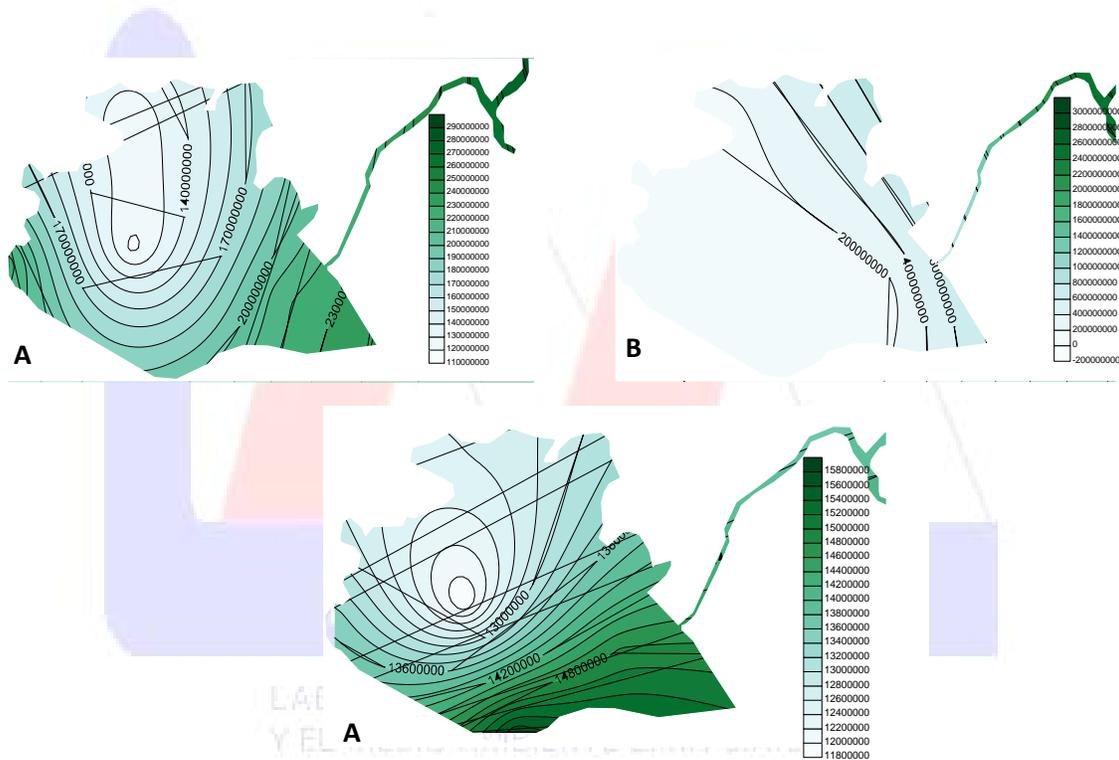


Figura 99. Mapa de distribución del fitoplancton en la ciénaga El Rincón en A) Época de Transición, B) Época de Lluvias, C) Época Seca.

Consumidores.

Los peces en la ciénaga El Rincón estuvieron representados por pocas especies entre ellos *Oreochromis* sp, *Prochilodus magdalenae* y *Oreochromis niloticus*, de los cuales la última fue la especie mejor representada en todos los monitoreos (Figura 100).

Oreochromis niloticus es una especie tropical que prefiere vivir en aguas someras, cuyas temperaturas varíen entre 31 y 36 °C. Es un consumidor omnívoro que se alimenta de fitoplancton, perifiton, plantas acuáticas, pequeños invertebrados, fauna béntica, desechos y capas bacterianas asociadas a los detritus, pudiendo filtrar alimentos tales como

partículas suspendidas, incluyendo el fitoplancton y bacterias que atrapa en las mucosas de la cavidad bucal, si bien la mayor fuente de nutrición la obtiene pastando en la superficie sobre las capas de perifiton.

en un período de 1 a 2 semanas, dependiendo de la temperatura. Cuando se liberan los pececillos, estos pueden volver a entrar a la boca de la madre si les amenaza algún peligro. Siendo una incubadora bucal materna, el número de huevos de una ovoposición es mucho menor en comparación con la mayoría de otros peces de cultivo.

En cuanto a los registros de macroinvertebrados bentónicos en época de transición, en los puntos donde se obtuvieron organismos (“Sector Oeste”, “Norte Club Lagos del Caujaral” y “Central”) la única morfoespecie registrada fue *Chironomus* sp.

En época de lluvias, los mayores registros en los puntos “Mezclas con aguas tratadas”, “Box Coulvert” y “Sector Oeste” correspondieron a Hidrobiidae spp. y en “Norte Club Lagos del Caujaral” y “Sector Central” Chironomidae spp., mientras que en época seca en “Mezclas con aguas tratadas” y “Box Coulvert” dominó *Melanoides tuberculata* y en los puntos “Sector Oeste”, “Norte Club Lagos del Caujaral” y “Central” tuvo mayores registros Hidrobiidae spp. Las abundancias relativas por grupo se aprecian en la Figura 101.

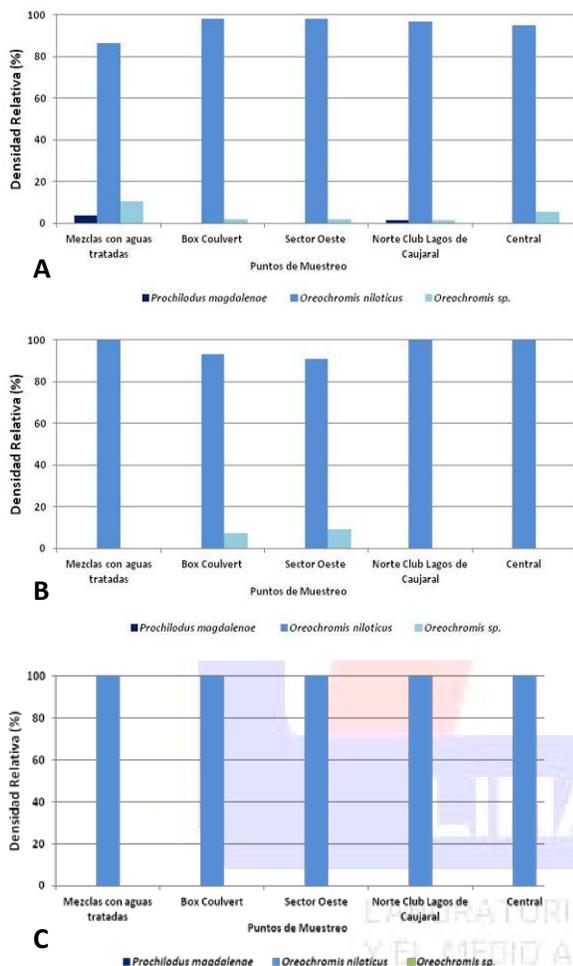


Figura 100. Composición de los peces en la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.

Debido a que la especie de pez dominante en el sistema tiene un sistema incubación de sur huevos, los registros de ictioplancton fueron pobres. En la especie *Oreochromis niloticus*, la hembra incuba los huevos en su boca y cría a los pececillos hasta que se absorbe el saco vitelino. La incubación y crianza se completa

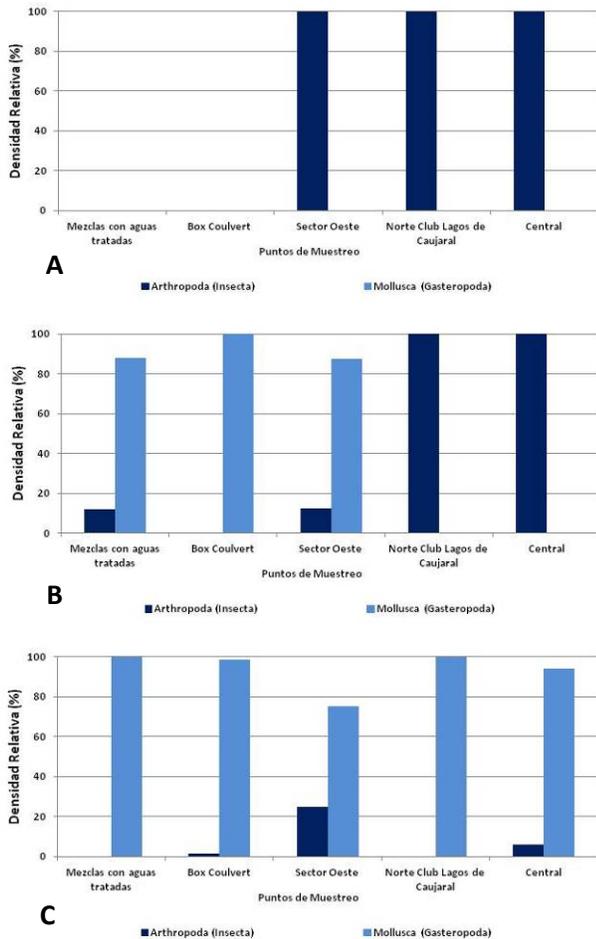


Figura 101. Composición de los macroinvertebrados bentónicos en la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.

En particular las especies de la familia Chironomidae, tienen importancia por la tolerancia que han desarrollado sus larvas ante la contaminación, particularmente de tipo orgánica, por lo cual son usados como indicadores de calidad de agua, asociando su presencia a altas concentraciones de materia orgánica y bajos valores de oxígeno disuelto (Raudez, 2003). En tanto Las especies de la familia Hydrobiidae abundan en aguas quietas y poco profundas o con mucha vegetación acuática (Roldan, 1996). Y, *Melanoides tuberculata* una especie oportunista e invasora, que ha protagonizado un notable proceso de

expansión e invasión de numerosos ecosistemas en prácticamente todo el mundo en tiempos recientes, presumiblemente asociado a la expansión de la acuicultura recreativa (principalmente acuarios domésticos). Se trata de una especie detritívora y con altísima capacidad invasora, entre otros motivos, por poder alternar fases reproductivas sexuadas y partenogenéticas (Samadi et al., 1999).

En lo referente al zooplancton, no se presentaron grandes variaciones en la composición de especies. En todos los puntos en las épocas de transición y sequía, además de los puntos “Sector Oeste”, “Norte Club Lagos del Caujaral” y “Central” en la época seca, las densidades estuvieron dominadas por el rotífero *Brachionus plicatilis* (Figura 102). Las especies de este género son conocidas por su resistencia a pH elevado, aguas abundantes en calcio, cloruros, sulfatos y carbonatos, por lo que se les asocia con aguas eutrofizadas (Roldán y Ramírez, 2008).

Las densidades promedio obtenidas fueron 2802.24 Ind/L en época de transición, 4182.28 Ind/L en época de lluvias y 2504.97 Ind/L en época de sequía. En todo caso, los índices ecológicos aplicados a las densidades de zooplancton, en todos los puntos de muestreo en las diferentes épocas monitoreadas, se registraron diversidades bajas ($H'Log_2 < 1.5$ bits/Ind), que según criterios tomados de Roldan y Ramírez (2008) son propias de aguas contaminadas (0 - 1.5 bits/Ind).

La distribución temporal de las densidades del zooplancton en esta ciénaga se aprecia en la Figura 103, donde las zonas más oscuras demuestran mayor acumulación de organismos.

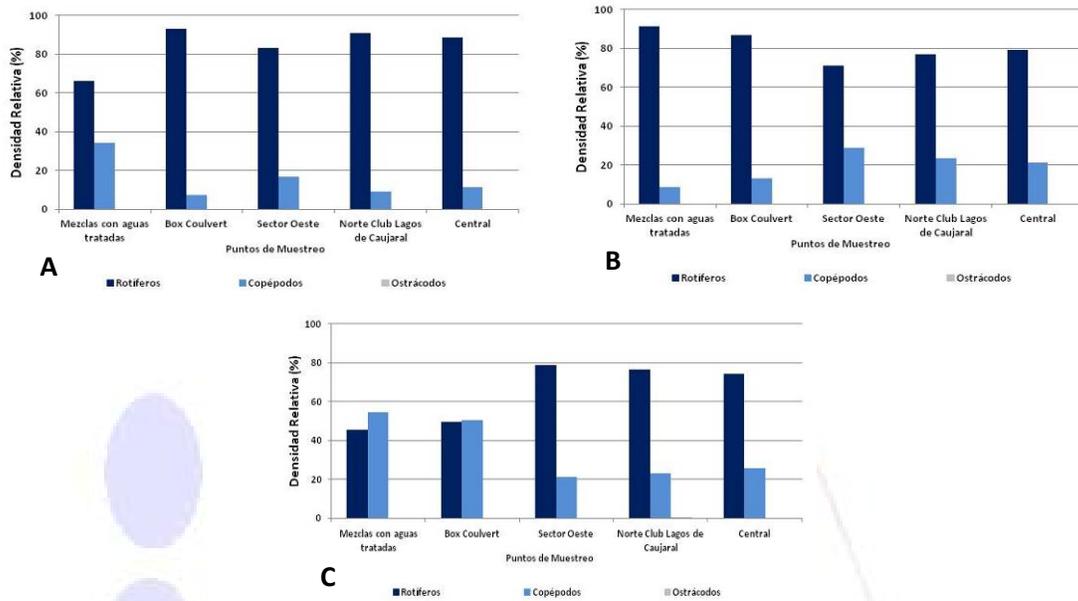


Figura 102. Composición del zooplancton en la ciénaga El Rincón. A) Época de transición, B) Época de lluvias y C) Época de sequía.

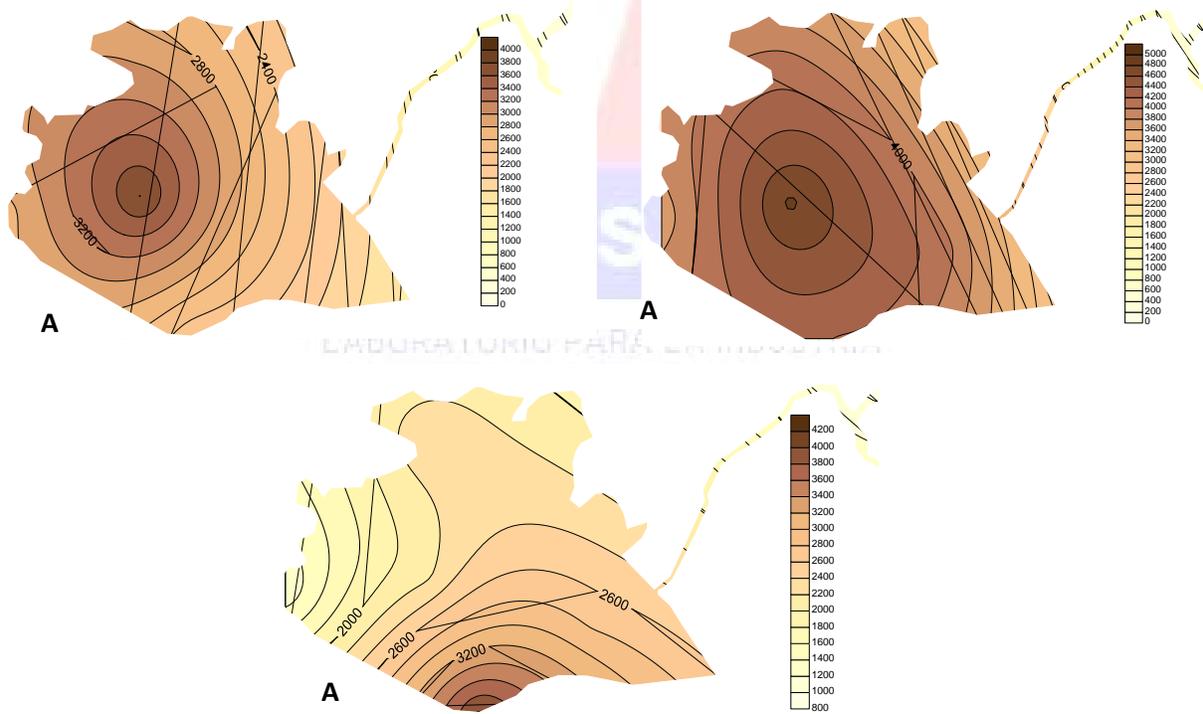


Figura 103. Mapa de distribución del zooplancton en la ciénaga El Rincón en A) Época de Transición, B) Época de Lluvias, C) Época Seca.

7. CONCLUSIONES

Los cuerpos de agua costeros del departamento del Atlántico presentaron valores no aptos para el consumo humano en las variables físico químicas tales como Sólidos suspendidos totales, nitrógeno amoniacal, coliformes totales y demanda biológica de oxígeno. Lo anterior teniendo en cuenta la resolución de objetivos de calidad 258 de 2011 la Corporación Autónoma Regional del Atlántico.

Se registró contaminación de las aguas superficiales en aspectos microbiológicos, metales pesados (Fe, Cd, Pb), cloruros, turbidez, además de condiciones de eutroficación. La presencia de fuentes aloctanas como el arroyo León, el río Magdalena, y el agua de escorrentía proveniente de las poblaciones cercanas, se presumen como las principales fuentes para esta contaminación, evidente principalmente épocas de transición y lluvias. En la época de sequía se evidencian focos de contaminación en las zonas centrales de los cuerpos de agua o cercanos a las poblaciones.

Es de resaltar el hecho de los bajos niveles de clorofila *a*, este fenómeno puede influir en la productividad primaria, afectando los niveles tróficos superiores. Sin embargo es necesario estudios más precisos para esta problemática.

La ciénaga de Mallorquín se caracterizó por tener la mayor presencia de contaminantes de origen industrial como lo son metales pesados (Plomo, Cadmio y Hierro), hidrocarburos, grasas y aceites, y nitrógeno amoniacal. El aporte de estos contaminantes es de origen antrópico procedente de las aguas residuales de la zona industrial, la influencia del río

Magdalena, el arroyo León y de los antiguos contaminantes acumulados en el antiguo basurero de la ciudad de Barranquilla, que estarían influyendo negativamente en la ciénaga.

La ciénaga de Balboa se caracterizó por tener una mayor fluctuación de las variables físicoquímicas en las épocas monitoreadas. Se evidencia la influencia de origen antrópico del municipio de Puerto Colombia.

La ciénaga del Rincón presentó los mayores valores de sólidos suspendidos totales. Teniendo en cuenta su dinámica y sus características de cuerpo de agua léntico, esto se puede considerar como alta sedimentación. Además presentaron picos altos de *Pseudomonas*, bacterias que están ligadas con infecciones auditivas en el ser humano y patógenos que afectan poblaciones de peces con enfermedades hemorrágicas.

Las ciénagas de Mallorquín y Balboa registraron diversidades bajas de todos los grupos biológicos evaluados, que según criterios establecidos son propios de aguas contaminadas.

Los sedimentos presentaron altos niveles de materia orgánica y de sulfuros, lo que se traduce en un fondo de tipo anóxico, razón por la cual se presentó diversidad baja, con una alta abundancia de organismos generalistas y oportunistas como los poliquetos, por ejemplo como la familia Mytilidae en la ciénaga de Mallorquín, considerada colonizadora de este tipos de ecosistemas.

Según los datos obtenidos el arroyo León es un foco contaminante para las ciénagas de Mallorquín y El Rincón, por lo que se recomienda revisar las medidas de manejo ambiental, en este cuerpo de agua, como la biorremedación, en aras de darle un adecuado uso y aprovechamiento a estos cuerpos de agua.

Es apremiante tomar medidas de manejo ambiental en estos cuerpos de agua; como el empleo de índices de calidad de agua, para evaluar la posible recuperación y mejorar las condiciones de estos cuerpos de agua. Se recomienda para estudios futuros establecer monitoreos permanentes y continuos.



LABORATORIO PARA LA INDUSTRIA
Y EL MEDIO AMBIENTE LIMA S.A.S.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Aboal, M. 1988. Aportación al conocimiento de las algas epicontinentales del sudeste de España. III: Cianofíceas (Cyanophyceae Schanner 1909). *Anales Jard. Bot. Madrid* 45(1): 3-46
- Afanador, F.F., Carvajal, A. 2009. Ortofotografía digital y SIG en análisis geomorfológicos del litoral Caribe colombiano. *Boletín Científico CIOH* 27: 112-134.
- Aguilar, A. 2005. Los peces como indicadores de la calidad ecológica del agua. *Revista Digital Universitaria* 6 (8): 1-14.
- Aguilera, A.M. 2004. Documentos de trabajo sobre economía regional. La Mojana: riqueza natural y potencial económico. Banco de la República. 73p
- Álvarez-Silva, C. y Gómez-Aguirre, S. 2000. Listado Actualizado de la fauna de Copépodos (Crustacea) de las Lagunas Costeras de Veracruz. *Hidrobiológica* 10(2)161-164.
- Arimoro, F.O., Olisa, H.E., Keke, U.N., Ayanwale, A.V. & Chukwuemeka, V.I. 2017. Exploring spatio-temporal patterns of plankton diversity and community structure as correlates of water quality in a tropical stream. *Acta Ecológica Sílica*. 1-8. doi:<https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2017.10.0>
- Arndt, H. 1993. Rotifers as predators on components of the microbial web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates) – a review. *Hydrobiologia*, 255/256: 231-246.
- ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades). 2016. Resúmenes de Salud Pública - Hidrocarburos totales de petróleo [Total Petroleum Hydrocarbons (TPH)]. https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs123.html
- Ávila, S.L. y Estupiñan S.M. 2009. Calidad sanitaria del agua de la ciénaga Mata de Palma en el departamento del Cesar, Colombia. NOVA-
Publicación Científica en Ciencias Biomédicas 7 (11): 85-91.
- Baena, L. 2012. Criterios para la evaluación de la eutroficación en la Laguna de Sonso mediante el modelo de simulación LACAT. En Peña, E., Cantera, J., & Muñoz, E (Eds), *Evaluación de la contaminación en ecosistemas acuáticos: Estudio de caso de la Laguna Sonso, cuenca alta del río Cauca*. Capítulo 8. (pp 175-194). Cali – Colombia.
- Bagarinao, T. 1992. Sulfide as an environmental factor and toxicant: Tolerance and adaptation in aquatic organisms. *Aquatic Toxicology* 24 (1-2): 21-62.
- Benítez, N., y Varón, A. 2012. Dinámica de la transformación y bioacumulación de los metales pesados en la Laguna de Sonso. En Peña, E., Cantera, J., & Muñoz, E (Eds), *Evaluación de la contaminación en ecosistemas acuáticos: Estudio de caso de la Laguna Sonso, cuenca alta del río Cauca*. Capítulo 7. (pp 137-174). Cali – Colombia.
- Berg, LS , 1958. *Sistema der rezenten und fossilen Fischartigen und Fische*. VEB Verlag der Wissenschaften, Berlín.
- Bird, E. 1994. Physical setting and geomorphology of coastal lagoons. En B. Kjerfve (Comp.), *Coastal lagoon processes* (Elsevier Oceanography Series 60, pp. 9-39). Amsterdam, Holanda: Elsevier Science Publishers B. V.
- Björnberg, T. 1981. Copépoda. In Boltovskoy (ed). *Atlas del zooplancton de Atlántico sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino Pobl Esp INIDEP Mar del Plata*. 578-679.
- Blaber, S. J. M. 1997. *Fish and fisheries of tropical estuaries*. Chapman y Hall. Fish and Fisheries Series 22, London, U.K.

Blanco, J. 1983. The condition factor of *Mugil incilis* Hancock (Pisces: Mugilidae) and its seasonal changes in the Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia). An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín, 13: 133-142.

Bonilla, J. y Okuda, T. 1971. Condiciones hidrográficas del agua y características químicas de los sedimentos de la Laguna Las Marites (Margarita). Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela 10 (1): 81-91.

Câmara, S.V. 2011. Avaliação da concentração de metais traço em ostra de mangue (*Crassostrea rhizophorae* Guilding, 1828), sururu (*Mytella charruana* D'Orbigny, 1846) e sedimentos superficiais no estuário do Rio Formoso, Pernambuco. (Tesis de maestría). Universidad Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.

Carlson, RE. 1977. A trophic dtate index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22: 361-369.

Castellanos, K., Pizarro, J., Cuentas, K., Costa, J.C., Pino, Z., Gutiérrez, L.C., Franco, O.L. y Arboleda, J.W. 2017. Lentic water quality characterization using macroinvertebrates as bioindicators: An adapted BMWP index. *Ecological indicators* 72: 53-66.

Cervigón, F. 1993. Los peces marinos de Venezuela. Vol. II. Fundación Científica los Roques, Caracas. 497 p.

Cervigón, F., Cipriani, R., Fischer, W., Garibaldi, L., Hendrickx, M., Lemus, A.J., Márquez, R., Poutiers, J.M., Robaina, G. y Rodríguez, B. 1992. Fichas FAO de identificación de especies para los fines de la pesca. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. FAO, Roma. 513 p. Preparado con el financiamiento de la Comisión de Comunidades Europeas y de NORAD.

Ciechomski, J. 1981. Ictioplancton. En: Atlas del zooplankton del Atlántico Sudoccidental y métodos de trabajo con zooplankton marino. Edit. D.

Boltovskoy. Publ. Espec. INDENEP. Mar del Plata, Argentina. Pp. 829-861.

Clesceri, L., Greeneberg, A., y Trussell, R. 1992. "Métodos Normalizados para Análisis de Aguas potables y residuales", Editoriales Díaz de Santos, Madrid, España.

CMA - Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. 2010. Atlas de organismos planctónicos en los humedales de Andalucía. Humedales en la red de seguimiento periodo 2002/2007. 253 p.

Contreras, F., Castañeda, L. y García, A. 1994. La clorofila a como base para un índice trófico en lagunas costeras mexicanas. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (Universidad Autónoma de México)*, 21: 55-66.

Corporación Autónoma Regional del Atlántico - CRA. 2013. Caracterización fisicoquímica de los vertimientos de aguas residuales hacia los cuerpos de agua del Departamento del Atlántico y monitoreo fisicoquímico, microbiológico e hidrobiológico sobre la calidad y estado actual de las fuentes hídricas del departamento. Laboratorio Microbiológico Barranquilla. Informe final. 637 p.

Corporación Autónoma Regional del Atlántico - CRA. 2014a. Caracterización fisicoquímica, microbiológica e hidrobiológica de algunos cuerpos de agua lenticos del departamento del Atlántico. Laboratorio para la Industria y el Medio Ambiente - LIMA LTDA. Informe final. 479 p.

Corporación Autónoma Regional del Atlántico - CRA. 2014b. Caracterización del ambiente acuático y evaluación del estado trófico de los cuerpos de agua asociados a los municipios de Sabanagrande, Santo Tomás y Palmar de Varela en el departamento del atlántico. Laboratorio para la Industria y el Medio Ambiente - LIMA LTDA. Informe final. 667 p.

Corporación Autónoma Regional del Atlántico (CRA) – CORMAGDALENA – DAMAB. 2006. Plan de Ordenamiento y Manejo de la Cuenca

hidrográfica de la Ciénaga de Mallorquín. Barranquilla. 732 p.

Corrales, M. y Redondo, J. 2008. Determinación de los metales pesados (Fe, Mn, Cr, Ni, Cu, Zn, Cd y Pb) en una especie de interés comercial de camarón (*Litopenaeus schmitti*) en la ciénaga de Mallorquín departamento del Atlántico. (Trab de pregrado). Universidad del Atlántico. Barranquilla, Colombia

CRA-INVEMAR (Corporación Regional del Atlántico-Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras). 2007. Ordenamiento Ambiental de la Zona Costera del Departamento del Atlántico.

Custodio, M. y Chanamé, F.C. 2016. Análisis de la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos del río Cunus mediante indicadores ambientales, Junín-Perú. *Scientia Agropecuaria* 7 (1): 33 – 44.

Esparcia, A., Miracle, MR. & Serra, M, 1989. *Brachionus plicatilis* tolerance to low oxygen concentrations. *Hydrobiologia*, 186/187: 331-337.

Fajardo, N., Solís, H. y Gil, F. 2017. Determinación de metales pesados en los cuerpos de agua del Área de Conservación Regional Humedales de Ventanilla, Región Callao, Perú. *Revista del Instituto de Investigación, FIGMMG - UNMSM* 20 (39): 149-158.

Fay, P. 1983. *The Blue-greens (Cyanophyta-Cyanobacteria)*. The Institute of Biology's Studies in Biology nº 160. (Ed. E. Arnold) Ltd. London.

FEDEC. 2003. Estudio para la evaluación del estado ambiental actual de la ciénaga de Balboa localizada en el municipio de Puerto Colombia, dentro del proyecto recursos hídricos. FEDEC – CRA. Informe Final. 219 p.

Fernández, L.J. y López, D. 2010. Presencia de fenoles en aguas cubanas. Recuperado de <http://www.oceandocs.org/bitstream/handle/1834/3596/071%20%20presencia%20de%20fenoles%20en%20aguas%20cubanas.pdf?sequence=1>

Franco, R. y León, I. 2010. Geoquímica y concentraciones de metales pesados en un organismo de interés comercial (*Corbula caribaea*. D'orbigny, 1842), en la zona submareal superficial de la ciénaga de Mallorquín Atlántico. *Boletín Científico CIOH*, 28: 69-83.

García-Quevedo, T. 2012. Propuestas de índices de calidad de agua para ecosistemas hídricos de Chile. Tesis para optar por el título de Ingeniero Civil. Universidad de Chile. Santiago de Chile. 157 p.

Gillis, N. K., Walters, L. J., Fernandes, F. C. & Hoffman, E. A. 2009. Higher genetic diversity in introduced than in native populations of the mussel *Mytella charruana*: evidence of population admixture at introduction sites. *Diversity Distrib.*, 15: 784-795.

Gómez, A, Temprano, M. & Serra, M. 1995. Ecological genetics of a cyclical parthenogen in temporary habitats. *Journal of Evolutionary Biology*, 8: 601-622.

González, E. J. y Ortaz, M. 1998. Efectos del enriquecimiento con N y P sobre la comunidad del fitoplancton en microcosmos de un embalse tropical (La Mariposa, Venezuela). *Rev. Biol. Trop.* 46: 27-34.

Grassle, J. F. & Grassle, J. P. 1974. Opportunistic life histories and genetic systems in marine benthic polychaetes *J mar. Res.* 32: 253-284.

Guzmán, B.L., Nava, G. y Díaz, P. 2015. La calidad del agua para consumo humano y su asociación con la morbimortalidad en Colombia, 2008-2012. *Biomedica* 35 (2): 177 – 190. doi: <https://doi.org/10.7705/bio medica.v35i0.2511>

Halaby, N., Ricaurte, K., Rodríguez, J. y Estupiñan, S. 2017. Evaluación de la calidad bacteriológica de las aguas naturales de algunos sitios de Colombia. Revisión de la literatura. *Biociencias* 1: 13 – 21.

IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2007. Sólidos suspendidos totales en agua, secados a 103 – 105°C. Versión 03. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, República de Colombia - Subdirección de Hidrología - Grupo Laboratorio de Calidad Ambiental. 7 p.

Keith, P., Le Bail, P.-Y. & Planquette, P. 2000. Atlas des poissons d'eau douce de Guyane. Tomo 2, Fascículo I: Batrachoidiformes, mugiliformes, Beloniformes, Cyprinodontiformes, Synbranchiformes, Perciformes, Pleuronectiformes, Tetraodontiformes. Colección Patrimoine Naturels 43 (I): 286p. París: Publications scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle.

Kemmer F., & McCallion J. 1999. Manual de Agua (su naturaleza, tratamiento y aplicaciones), Nalco Chemical Company, Editorial McGraw-Hill, 55-70 pp. México.

Kissmann, K.G. 1997. Plantas Infestantes e Nocivas. BASF, São Paulo, p. 802-807.

Levin, L. A. 1984. Life history and dispersal patterns In a dense infaunal polychaete assemblage: community structure and response to disturbance. *Ecology* 65: 1185-1200.

Mahapatro, D., Panigrahy, R.C & Panda, S. 2013. Coastal lagoon: present status and future challenges, *Int. J. Mar. Sci.*, 3(23): 178-186. doi.10.5376/ijms.2013. 03.0023.

Mancera-Quevedo, P. (2017). Obtención de un índice de Calidad de Agua para las ciénagas que forman parte de la zona inundable del río Magdalena en el departamento del Atlántico-Colombia, a través del método DELPHI. (Tesis de maestría). Universidad Internacional de Andalucía – Universidad de Huelva, Huelva, España.

Mangones-Cervantes, A. y León-Luna, I. 2014. Elementos nutritivos la clorofila a y su relación con las variables físico-químicas en la ciénaga de Mallorquín, Colombia. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 53 (2): 127-141.

Margalef, R. 1983. *Limnología*. Omega, Barcelona. 1010 p.

McCall, P L. 1977. Community patterns and adaptive strategies of the infaunal benthos of Long Island Sound. *J. mar. Res.* 35. 221-266.

Miller, B.S. & Kendall, A.W. 2009. *Earlylifehistory of marine fishes*. Berkeley, USA. University of California Press.

Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 2010. *Metodología General para la presentación de Estudios Ambientales*.

Montoya, Y. y Aguirre, N. 2013. Estado del arte del conocimiento sobre perifiton en Colombia. *Revista Gestión Ambiente* 16 (3): 91 – 117.

Moore, J. E., Heaney, N., Millar, B. C., Crowe, M. & Elborn, J.S. 2002. Incidence of *Pseudomonas aeruginosa* in recreational and hydrotherapy pools. *Communicable Disease and Public Health*: 5(1): 23-26.

Nelson J. 2006. *Fishes of the world*, 4th edn. New York: John Wiley and Sons, Inc.

Olaya-Nieto, Ch., Segura, F., Tordecilla, G. y Appeldoorn, R. 2007 "Barbul de piedra (*Ariopsis bonillai* Miles, 1945)" Estimación de los parámetros biológicos básicos de peces comerciales del río Sinú II Fase: 11-14. Loricá: Universidad de Córdoba.

Oliva-Martínez, M., Godínez-Ortega, J., y Zúñiga-Ramos, C. 2014. Biodiversidad del fitoplancton de aguas continentales en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, Supl. 85: S54-S61.

Ortiz, L.J. y Morgado, W.B. 2009. Evaluación de la calidad ambiental de la ciénaga de Balboa, municipio de Puerto Colombia, Caribe Colombiano. (Tesis de pregrado). Universidad Libre Seccional Barranquilla. Barranquilla, Colombia.

Orensanz, J.M. & F.C. Ramírez. 1973. Taxonomía y distribución de los poliquetos pelágicos del Atlántico

sudoccidental. Bol. Inst. Biol. Mar. Mar de Plata 21: 1-122.

Osorio, D. 1988. Ecología trófica de *Mugil curema*, *M. incilis* y *M. liza* (Pisces: Mugilidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano: Análisis cualitativo y cuantitativo. Anales del Instituto de Investigaciones Marinas Punta Betín, 18:113–126.

Osorio, F.J. y Manjarres-García, G.A. 2015. Ficoperifiton asociado a macrófitas en la ciénaga Cerro de San Antonio, Magdalena – Colombia. Revista Intropica 10: 74 – 83.

Padilla, S. K. 2005. Formas químicas de los metales pesados (Fe, Pb, Zn, Cu) y su relación con los macroinvertebrados bentónicos asociados al sedimento superficial de la Ciénaga de Mallorquín. (Tesis de pregrado). Universidad del Atlántico. Barranquilla. Colombia.

Pérez-Castillo, A. y Rodríguez, A. 2008. Índice fisicoquímico de la calidad de agua para el manejo de lagunas tropicales de inundación. Revista de Biología Tropical 56 (4): 1905 – 1918. Recuperado de

http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442008000400026&lng=en&tlng=es

Pinilla, G A. 2016. Algunas experiencias en el uso de índices limnológicos en Colombia. Acta biológica Colombiana 21 (1): 241 - 248. doi: <http://dx.doi.org/10.15446/abc.v21n1sup.51073>

Pinilla, G. 2000. Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia. Centro de Investigaciones Científicas, Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Santa Fe de Bogotá – Colombia. 67 p.

Pourriot, R. 1977. Food and feeding habits of Rotifera. Archiv für Hydrobiologie-Beiheft Ergebnisse der Limnologie, 8: 243-260.

Quintero, L., Agudelo, E., Quintana, Y., Cardona, S., y Osorio, A. 2010. Determinación de indicadores

para la calidad de agua, sedimentos y suelos, marinos y costeros en puertos colombianos. Gestion y Ambiente 13 (3), 51-64.

Ramírez, A. & Viña, G. 1998. Limnología Colombiana. Aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá - Colombia. 293 p.

Ramírez, A. 2001. Algas del perifiton, productividad y materia orgánica en un río de alta montaña tropical. Tesis de pregrado en Biología. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá. p. 155

Ramírez, A., Restrepo, R. y Cardeñosa, M. 1999. Índices de contaminación para caracterización de aguas continentales y vertimientos. Formaciones. Ciencia, Tecnología y Futuro 1 (5): 89-99.

Ramírez, A., Restrepo, R. y Viña, G. 1997. “Cuatro índices de contaminación para caracterización de aguas continentales. Formaciones y aplicación”. Ciencia, Tecnología y Futuro 1 (3): 135-153.

Ramírez, P. y González P. 2005. Diccionario de ciencias ambientales y desarrollo sustentable. Caracas, Venezuela: Editorial CEC S.A:

Raudez, R. S. 2003. Importancia de la familia Chironomidae en el Río San Juan y Cuatro de sus Tributarios. CIRA- UNAN.

Rial, A. 2013. Plantas acuáticas: aspectos sobre su distribución geográfica, condición de maleza y usos. Biota Colombiana 14 (2). pp 79-91.

Rodríguez, S., Gauna, L., Martínez, G., Acevedo, H. y Romero, C. 2012. Relación del nitrato sobre la contaminación bacteriana del agua. Terra Latinoamericana, vol. 30, núm. 2, pp. 111-119.

Rodríguez-Zamora, J. 2009. Parámetros fisicoquímicos de dureza total en calcio y magnesio, pH, conductividad y temperatura del agua potable analizados en conjunto con las Asociaciones Administradoras del Acueducto (ASADAS), de cada

distrito de Grecia, cantón de Alajuela. Revista Pensamiento Actual 9 (12-13): 125 – 134.

Roldan, G. 1996. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Fondo FEN Colombia – Colciencias – Universidad de Antioquia. 217 p.

Roldan, G. y Ramírez, J. 2008. Fundamentos de Limnología Neotropical. 2da edición. Editorial Universidad de Antioquia, Universidad Católica de Oriente y Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales. Medellín. 440 p.

Samadi, S., Mavárez, J., Pointier, P., Delay, B. & Jarne, P. 1999. Microsatellite and morphological analysis of population structure in the parthenogenetic freshwater snail *Melanoides tuberculata*: insights into the creation of clonal variability. *Mol. Ecol.*, 8: 1141-1153.

Secretaría de la Convención de RAMSAR (1971). Manual de la Convención de Ramsar. Recuperado de: https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/lib/lib_manual2006s.pdf

Secretaría de la Convención de RAMSAR. 1971. Manual de la Convención de Ramsar. Recuperado de: https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/lib/lib_manual2006s.pdf

Secretaría de la Convención de Ramsar. 2013. Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971), 6a. edición. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza).

Senior, W. 2009. Estudio de las características Físico-Químicas de la Bahía de Mochima, edo. Sucre, Venezuela. Instituto Oceanográfico de Venezuela (IOV). Departamento de Oceanografía. Universidad de Oriente (UDO). 87 p.

Segers H, 2007. Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera), with notes on nomenclature, taxonomy and distribution. *Zootaxa*, 1564: 1-104.

Sierra-Ramírez, C. 2011. Calidad del agua: Evaluación y diagnóstico. Primera edición. Ediciones de la U. Bogotá, D.C. Colombia. 457 p.

Silveira, T.C.L., Bassi, J., Ramos, C., Terme, C.M., Fuhr, G., Kubo, R., Rodrigues, G.G. Mello, R.S.P., Coelho-de-Sousa, G. & Irgang, B.E. 2011. *Schoenoplectus californicus* - Junco. In *Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro - Região Sul* (L. Coradin, A. Siminski & A. Reis, orgs.). MDA, Brasília, v.40, p.282-290.

Singh, R., Richa, G. & Archana, T. 2011. Typha: an aquatic macrophyte with potential use in phytoremediation of wastewater. *Asian Journal of Pharmacy and Life Science*, Vol. 1 (4).

SNET. Indices de Calidad del Agua general (ICA). San Salvador, El Salvador. Recuperado de <http://www.snet.gob.sv/Hidrologia/Documentos/calculolCA.pdf>

Stevenson, R. J. 1996. An introduction to algal ecology in freshwater benthic habitats. Cap.1. En: *Algal ecology freshwater benthic ecosystems*. Stevenson, R. & Bothwell, M. & Lowe, R. editores. San Diego, California: Academic. USA . p. 3-26.

Støp-Bowitz, C. 1996. Polychaeta. V: 149-189, In: Gasca, R. & E. Suárez (eds.). *Introducción al estudio del zooplancton marino*. ECOSUR, CONACYT, México.

Støttrup J. 2006. Una revisión sobre el estado y el progreso en la cría de copépodos para la larvicultura marina: ventajas y desventajas entre los copépodos calanoides, harpacticoides y ciclopoideos. En *Avances en nutrición acuícola*. Vol. VIII. Mazatlán, Sinaloa, México: Memorias del Octavo Simposio Internacional de Nutrición Acuícola. 2006. p. 62-83.

Tovar, M.E. 2006. Actividad de las enzimas piruvatoquinasa, fosfoenolpiruvato carboxiquinasa, citocromo c oxidasa, catalasa en *Perna viridis* pre-expuesta a cadmio, en condición de anoxia y aerobiosis. (Trabajo de maestría). Universidad de Oriente, Cumana, Venezuela.

Velásquez, J.A. 2017. Contaminación de suelos y aguas por hidrocarburos en Colombia. Análisis de la fitorremediación como estrategia biotecnológica de recuperación. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental* 8 (1): 151 - 167, doi: <http://dx.doi.org/10.22490/21456453.1846>

Velásquez, J.O., Jiménez, G.J. y Sepúlveda M. 2007. Determinación de la calidad ambiental de la Ciénaga Colombia. *Investigación* 10 (4): 187 – 199.

Velázquez-Velázquez, E. y Vega-Cendejas, M. 2004. Los peces como indicadores del estado de salud de los ecosistemas acuáticos. *CONABIO. Biodiversitas* 57:12-15.

Viña, G., Ramírez, A., Lamprea, L., Garzón, B., Schmidt-Mumm, U., Rondón, E. & Flórez, C. 1991. Ecología de la ciénaga de Zapatosa y su relación con un derrame de petróleo. *ECOPETROL-DCC, Cúcuta* (1).

Waite, T. 1984. Principles of water quality. Recuperado de

<http://www.scielo.sa.cr/pdf/rbt/v56n4/art26v56n4.pdf>

Walker KF, 1981. A synopsis of ecological information on the saline lake rotifer *Brachionus plicatilis* Müller 1786. *Hydrobiologia*, 81: 159-167.

Whitton, B. A. & Potts, M. 2000. Introduction of cyanobacteria. En: *The Ecology of Cyanobacteria. Their Diversity in Time and Space* (Editores B. A. Whitton y M. Potts) Kluwer Academic Publishers, The Netherlands. págs. 1-10.

Wickstead, J. H. 1979. *Zooplankton marino*. Ediciones Omega, S.A. Barcelona, 70 p.

Wiklund, T., & Bylund, G. 1990. *Pseudomonas anguilliseptica* as a pathogen of salmonid fish in Finland. *Diseases of Aquatic Organisms*, 8(1), 13-19.

Wilmotte, A., Neefs, J. M. y De Wachter, R. 1994. Evolutionary affiliation of the marine nitrogenfixing cyanobacterium *Trichodesmium* sp strain NIBB-1067, derived by 16S ribosomal RNA sequence analysis. *Microbiology* 140 (8), 2159-2164.

World, Health Organization. (2004). *Guidelines for drinking-water quality. 3rd Edition. Volume 1: Recommendations*. Geneve. 515 p.

ANEXOS

Anexo 1. Comparación de análisis de laboratorios de las variables estudiadas con los valores de referencia de la resolución 259 de la CRA 2011.

Comparación de análisis de laboratorios de variables estudiadas con los valores de referencia de la resolución 258 de la CRA 2011.

PARÁMETROS	CIÉNAGA DE MALLORQUIN			CIÉNAGA DE BALBOA			CIÉNAGA EL RINCÓN			VALOR DE REFERENCIA	
	TRANSICIÓN	LLUVIA	SEQUÍA	TRANSICIÓN	LLUVIA	SEQUÍA	TRANSICIÓN	LLUVIA	SEQUÍA		
pH (Und. de H ⁺)	8,50	8,23	8,21	8,47	8,31	8,38	8,45	8,22	7,44	7 - 9	*
Temperatura (°C)	31,52	31,53	24,69	32,65	30,59	26,30	28,91	30,49	27,45	< 40°C	*
Oxígeno disuelto (mg/L)	5,51	5,89	5,46	5,01	5,00	5,30	5,08	6,04	4,56	> 3 mg/L	*
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	2,71	5,66	7,76	10,08	21,47	6,30	3,23	4,05	10,53	< 7 mg O ₂ /L	*
Sólidos Suspendidos Totales (mg/L)	57,83	24,13	191,39	47,18	231,11	399,56	31,02	46,48	35,04	< 30 mg/L	*
Grasas y Aceites (mg/L)	23,24	14,55	17,60	9,66	19,59	9,66	0,00	37,49	27,00	< 10 mg/L	*
Ortofosfatos (mg de P-PO ₄ ³⁻ /L)	1,51	1,03	1,43	1,03	0,00	1,03	1,03	0,00	1,49	< 0,1 mg/L	*
Nitratos (mg NO ₃ ⁻ /L)	1,44	0,73	13,44	0,35	0,35	0,86	0,35	0,35	0,42	< 10 mg NO ₃ ⁻ /L	*
Nitritos (mg NO ₂ ⁻ /L)	0,84	0,30	3,52	0,03	0,03	0,09	0,03	0,03	0,20	< 1 mg NO ₂ ⁻ /L	*
Nitrógeno Amoniacal (mg NH ₃ -N/L)	0,00	2,65	2,08	2,08	0,00	2,08	0,00	0,00	2,08	< 0,5 mg NH ₃ -N/L	*
Coliformes totales (NMP/100 mL)	0,00	0,00	1,5x10 ⁹	0,00	0,00	1,4x10 ⁹	0,00	0,00	3,6x10 ⁸	< 5000 NMP/100ml	*

NR. No fue realizado

* Cuerpo de agua clase I. Para la preservación de la flora y la fauna. CRA. 2011. Resolución 258 por lo cual se establecen de objetivos de calidad para las cuencas hidrográficas de la jurisdicción para el periodo 2011 - 2020.

LIMA S.A.S.

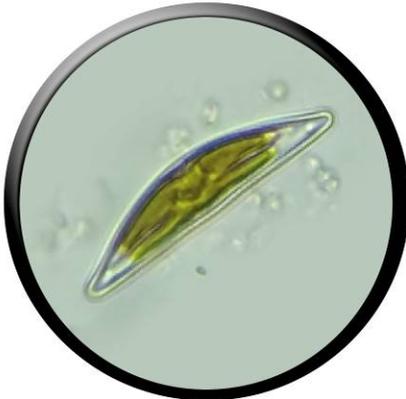
LABORATORIO PARA LA INDUSTRIA
Y EL MEDIO AMBIENTE LIMA S.A.S.

Anexo 2. Registro fotográfico.

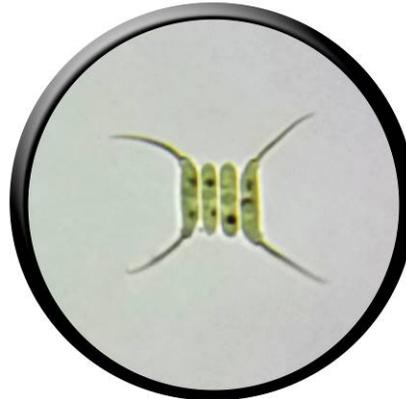


LABORATORIO PARA LA INDUSTRIA
Y EL MEDIO AMBIENTE LIMA S.A.S.

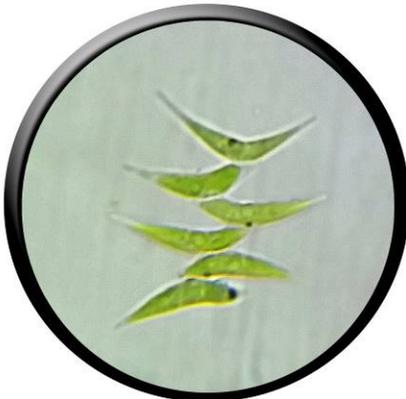
Fitoplancton



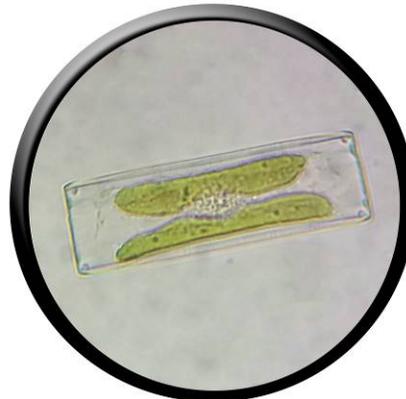
Cymbella



Desmodesmus sp1



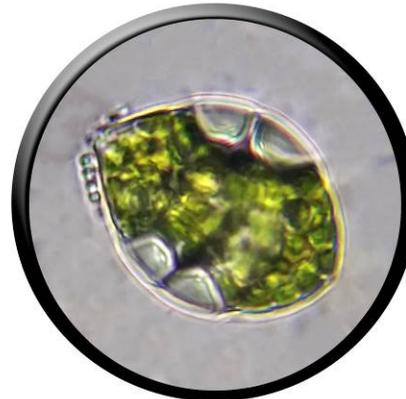
Desmodesmus sp3



Eunotia sp



Lepocinclis acus



Lepocinclis sp2



LABORATORIO PARA LA INDUSTRIA
Y EL MEDIO AMBIENTE LIMA S.A.S.

Ictioplancton



Cupleidae



Huevos cupleiformes



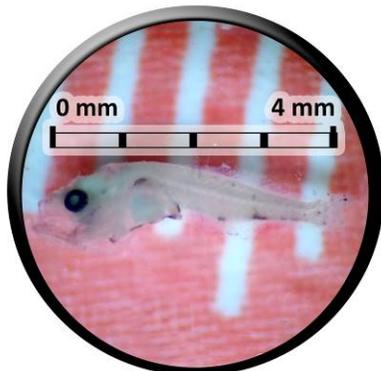
Atherinidae



Poeciliidae



Gobiidae



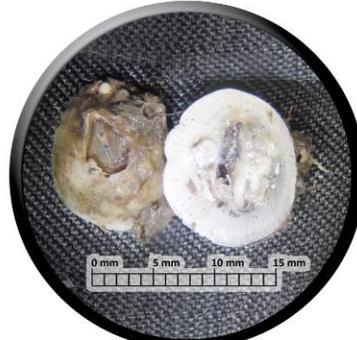
Gerreidae

Macroinvertebrados bentónicos

Crustáceos



Amphipodo



Balanus



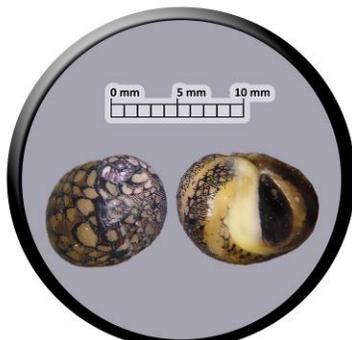
Paguroidea



Tanaidacea

Macroinvertebrados bentónicos

Moluscos



Nerita virginea



Planorbidae helisoma

