



Evaluación ambiental de las lagunas costeras (José Ignacio, Garzón, de Rocha y de Castillos) y de sus principales tributarios. (2017 – 2020)

Noviembre 2021



Ministerio
de Ambiente



Ministerio
de Ganadería,
Agricultura y Pesca



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY



CURE
Centro Universitario
Regional del Este

Instituciones Participantes

Ministerio de Ambiente (MA)
Dirección Nacional de Calidad y Evaluación Ambiental (DINACEA)
División Calidad Ambiental
División Laboratorio Ambiental

Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca (MGAP)
Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA)
Unidad de Gestión Pesquera Atlántica
Departamento de Industria Pesquera

Obras Sanitarias del Estado (OSE)
Laboratorio Regional Ambiental Sureste
Oficina Técnica Rocha

Intendencia Departamental de Rocha (IDR)
Gestión Ambiental
Bromatología

Universidad de la República Oriental del Uruguay (UDELAR)
Centro Universitario Regional del Este (CURE)
Polo de Desarrollo Universitario (PDU)
Ecología Funcional de Sistemas Acuáticos

Institución Coordinadora - DINACEA

División Evaluación de la Calidad Ambiental
Jefe Ing. Luis Reolón

Departamento Evaluación Ambiental Integrada
Jefa Mag. Lizet De León

Responsables del informe y coordinación

Mag. Elena Rodó

Como citar este informe:

DINACEA, OSE, DINARA, IDR, CURE (2021). Evaluación Ambiental de las Lagunas Costeras (José Ignacio, Garzón, Rocha y Castillos) y de sus principales tributarios (2017 - 2020). Informe Técnico. MMA-DINACEA. Montevideo. 200 pg.

ISBN: 978-9915-9377-4-8



Este documento se terminó de elaborar y revisar en noviembre de 2021.

DINAMA Galicia 1133 Montevideo, Uruguay

Primera edición, noviembre 2021.

Revisión y diseño: Ministerio de Ambiente.

Foto tapa: Ana Martínez/ Marcos Mendizábal

Autores

DINACEA

Mag. Elena Rodó
Mag. Malvina Masdeu

DINARA

Mag. Graciela Fabiano
Mag. Martín Laporta
Mag. Inés Pereyra
Lic. Santiago Silveira
Q.F. Lucila Silva

IDR

Ing. Alim. Matías Dobroyan

OSE

Ing. Quím. Gustavo Padrón
Lic. Natalia Bonilla
Lic. Matías Pereiro
Lic. Adriana Zuliani
Bach. Ana Bazterrica
Bach. Emilio Fossali

CURE

Dra. Lorena Rodríguez-Gallego
Lic. Carolina Lescano
MSc. Andrea Cardoso
MSc. Ana Martínez
Bach. Soledad Pasquariello
MSc. Sebastián Serra
Bach. Soledad Costa
Dra. Carla Kruk
Lic. Karina Eirin

Técnicos Participantes

DINACEA

Bach. Andrea Barbieri
Q.F. Natalia Barboza
Q.F. Alejandro Mangarelli
Bach. Vivian Muñoz
MSc. Gabriela Pistone
Qco. Rodrigo Souza

Agradecimientos:

Especialmente al personal del SNAP que participó en los monitoreos:

Daniel Sosa, Andrés Sosa, Verónica Pombo, Mariana Pirez, Hector Caymaris, Hernán Giménez y Juan Carlos Gambarotta. También a los investigadores de CURE: Miguel Bandera, Leandro Bergamino y Zenón Vicente y DINARA y Orlando Santana.

Contenido

| | |
|---|-----------|
| 1. Introducción | 17 |
| 1.1 Área de estudio y antecedentes | 19 |
| 1.2 Servicios ecosistémicos | 24 |
| 2. Metodología | 27 |
| 2.1 Programa de Monitoreo de Lagunas Costeras y sus principales tributarios | 27 |
| 2.2 Matriz Agua | 29 |
| 2.3 Matriz biota | 30 |
| 2.4 Matriz sedimento | 32 |
| 2.5 Análisis de datos | 33 |
| 2.6 Estimación de carga de nutrientes aportada por la cuenca | 34 |
| 2.6.1. Cargas difusas | 34 |
| 2.6.2. Cargas puntuales | 34 |
| 2.6.3. Aporte de tambos | 34 |
| 2.6.4. Aporte de Establecimientos de Ganado Confinando (EGC) | 35 |
| 3. Resultados | 36 |
| 3.1 Cuenca de la Laguna de José Ignacio | 36 |
| 3.1.1 Laguna: calidad del agua | 36 |
| 3.1.2 Laguna: calidad de los sedimentos | 43 |
| 3.1.2.1 Metales y agroquímicos | 44 |
| 3.1.3 Laguna: parámetros biológicos | 46 |
| 3.1.3.1 Fitoplancton | 47 |
| 3.1.3.2 Comunidad bentónica | 48 |
| 3.1.3.3 Misidáceos e ictioplancton | 50 |
| 3.1.3.4 Invertebrados de importancia comercial | 51 |
| 3.1.4 Tributarios: calidad de agua | 52 |
| 3.1.5 Análisis de cargas | 56 |
| 3.1.6 Análisis integrado de la Laguna José Ignacio | 58 |
| 3.1.7 Síntesis de la cuenca de la Laguna de José Ignacio | 61 |
| 3.2 Cuenca de la Laguna Garzón | 64 |
| 3.2.1 Laguna: calidad del agua | 64 |
| 3.2.2 Laguna: calidad de los sedimentos | 71 |

| | |
|---|-----|
| 3.2.2.1 Metales y agroquímicos | 73 |
| 3.2.3 Laguna: parámetros biológicos | 75 |
| 3.2.3.1 Fitoplancton | 75 |
| 3.2.3.2 Comunidad bentónica..... | 76 |
| 3.2.3.3 Misidáceos e íctioplancton | 79 |
| 3.2.3.4 Invertebrados de importancia comercial..... | 80 |
| 3.2.3.5 Metales pesados..... | 80 |
| 3.2.4 Tributarios: calidad de agua..... | 80 |
| 3.2.5 Análisis de cargas | 84 |
| 3.2.6 Análisis integrado de la Laguna Garzón | 85 |
| 3.2.7 Síntesis y análisis integrado de la cuenca de la Laguna Garzón..... | 92 |
| 3.3 Cuenca de la Laguna de Rocha | 97 |
| 3.3.1 Laguna: Calidad del agua | 97 |
| 3.3.2 Laguna: calidad de sedimentos..... | 106 |
| 3.3.3 Laguna: parámetros biológicos | 110 |
| 3.3.3.1 Fitoplancton | 110 |
| 3.3.3.2 Comunidad de plantas sumergidas..... | 112 |
| 3.3.3.3 Comunidad bentónica..... | 112 |
| 3.3.3.4 Misidáceos e íctioplancton | 115 |
| 3.3.3.5 Peces de importancia comercial | 116 |
| 3.3.3.6 Invertebrados de importancia comercial | 119 |
| 3.3.3.7 Metales pesados..... | 121 |
| 3.3.4 Tributarios: calidad de agua | 122 |
| 3.3.5 Análisis de cargas | 131 |
| 3.3.6 Análisis integrado de Laguna de Rocha | 133 |
| 3.3.7 Síntesis integrada de la cuenca de la Laguna de Rocha..... | 138 |
| 3.4 Cuenca de la Laguna de Castillos | 144 |
| 3.4.1 Laguna: calidad del agua | 144 |
| 3.4.2 Laguna: calidad de los sedimentos | 153 |
| 3.4.2.1 Metales y Agroquímicos..... | 155 |
| 3.4.3 Parámetros biológicos | 157 |
| 3.4.3.1 Comunidad de plantas sumergidas..... | 159 |
| 3.4.3.2 Comunidad bentónica..... | 160 |

| | |
|--|------------|
| 3.4.3.3 Misidáceos e ictioplancton | 164 |
| 3.4.3.4 Peces e invertebrados de importancia comercial | 165 |
| 3.4.3.5 Metales pesados | 169 |
| 3.4.4 Tributarios: calidad de agua | 170 |
| 3.3.5 Análisis de cargas | 175 |
| 3.4.5 Análisis integrado de la Laguna de Castillos | 176 |
| 3.4.7 Síntesis integrada de la cuenca de la Laguna de Castillos | 183 |
| 4. Discusión general | 188 |
| 4.1 Comparación entre lagunas | 188 |
| 4.2 Relación entre las variables | 200 |
| 4.3 Heterogeneidad espacial y entre pases de barra abierta y cerrada en las lagunas costeras | 201 |
| 4.4 Dinámica temporal de los nutrientes y las comunidades biológicas | 202 |
| 4.5 Dinámica de apertura y cierre de la barra | 204 |
| 4.6 Manejo en la cuenca y de las barras | 205 |
| 5. Bibliografía | 208 |
| 6. Anexos | 218 |
| Anexo I. | 218 |
| Anexo II. | 221 |
| Anexo III | 222 |
| Anexo IV | 229 |
| Anexo V | 230 |
| Anexo VI | 231 |
| Anexo VII | 233 |

Índice de Figuras

| | |
|---|----|
| Figura 1. Cuencas hidrográficas de las Lagunas costeras de José Ignacio, Garzón, Rocha y Castillos. | 19 |
| Figura 2. Mapa de uso/Cobertura del suelo de las cuencas hidrográficas de las Lagunas costeras José Ignacio, Garzón, de Rocha y de Castillos | 21 |
| Figura 3. Distribución de la provisión estimada de servicios ecosistémicos en las cuencas de las lagunas | 26 |
| Figura 4. Ubicación de los puntos de monitoreo en la Laguna José Ignacio, Ubicación de los puntos de monitoreo en la Laguna Garzón, Ubicación de los puntos de monitoreo en la Laguna de Rocha y Ubicación de los puntos de monitoreo en la Laguna de Castillos. | 28 |
| Figura 5. Variación espacial y estacional de la temperatura, el pH, oxígeno disuelto y la conductividad de la Laguna José Ignacio | 37 |
| Figura 6. Variación interanual de la conductividad y principales indicadores de calidad del agua de la Laguna José Ignacio. | 38 |
| Figura 7. Variación espacial y estacional de la profundidad (m) de la Laguna José Ignacio..... | 39 |
| Figura 8. Variación espacial y estacional de turbidez, sólidos en suspensión y materia orgánica de los sólidos en suspensión de la Laguna José Ignacio..... | 39 |
| Figura 9. Variación espacial y estacional de amonio, nitrito, nitrato y nitrógeno total de la Laguna José Ignacio..... | 40 |
| Figura 10. Variación espacial y estacional de ortofosfato y fósforo total de la Laguna José Ignacio..... | 41 |
| Figura 11. Variación espacial y estacional de clorofila <i>a</i> de la Laguna José Ignacio..... | 42 |
| Figura 12. Variación espacial y estacional de los coliformes termotolerantes de la Laguna José Ignacio. | 42 |
| Figura 13. Variación espacial y estacional de materia orgánica, nitrógeno total, fósforo total y clorofila <i>a</i> del sedimento de la Laguna José Ignacio | 43 |
| Figura 14. Variación espacial y estacional de la abundancia total de fitoplancton, abundancia cianobacterias, abundancia de diatomeas y abundancia de dinoflagelados en la Laguna José Ignacio | 46 |
| Figura 15. Abundancia relativa de las clases taxonómicas de fitoplancton registradas en Laguna José Ignacio considerando los distintos sitios y las cuatro estaciones del año. | 47 |
| Figura 16. Riqueza específica y Abundancia total del bentos a lo largo del año en la Laguna de José Ignacio..... | 49 |
| Figura 17. Abundancia relativa de las clases taxonómicas del bentos identificadas en la Laguna José Ignacio..... | 50 |
| Figura 18. Abundancia en ind/100m ³ de misidáceos, Huevos y larvas de peces en Laguna José Ignacio.. | 51 |
| Figura 19. Variación espacial y estacional de la temperatura, el pH, oxígeno disuelto y la conductividad de los principales tributarios de la Laguna José Ignacio | 53 |
| Figura 20. Variación espacial y estacional de la turbidez en los principales tributarios de la Laguna de José Ignacio..... | 54 |
| Figura 21. Variación espacial y estacional de las concentraciones de amonio (NH ₄), nitrito (NO ₂), nitrato (NO ₃) y nitrógeno total (NT), de los principales tributarios de la Laguna de José Ignacio..... | 54 |

| | |
|--|----|
| Figura 22. Variación espacial y estacional de la concentración de fosfato (PO_4) y de Fósforo Total (PT) de los principales tributarios de la Laguna de José Ignacio..... | 55 |
| Figura 23. Variación espacial y estacional de la concentración de Clorofila a (Clo a) en los principales tributarios de la Laguna de José Ignacio..... | 56 |
| Figura 24. Proporción de nutrientes exportados según actividad para la cuenca de la Laguna José Ignacio | 57 |
| Figura 25. Análisis de Componentes Principales (ACP) con las variables de calidad del agua y el sedimento de la Laguna José Ignacio..... | 59 |
| Figura 26. Variación espacial y estacional de la temperatura, el pH, oxígeno disuelto y conductividad de la Laguna Garzón. | 65 |
| Figura 27. Variación interanual de la conductividad y principales indicadores de calidad del agua de la laguna Garzón | 66 |
| Figura 28. Variación espacial y estacional de la profundidad del agua de la Laguna Garzón..... | 67 |
| Figura 29. Variación espacial y estacional de turbidez, sólidos en suspensión y materia orgánica de la Laguna Garzón..... | 67 |
| Figura 30. Variación espacial y estacional de amonio, nitrito, nitrato y nitrógeno total de la Laguna Garzón..... | 68 |
| Figura 31. Variación espacial y estacional de ortofosfato y fósforo total de la Laguna Garzón | 69 |
| Figura 32. Variación espacial y estacional de clorofila- a de la Laguna Garzón..... | 70 |
| Figura 33. Variación espacial y estacional de los coliformes termotolerantes de la Laguna Garzón..... | 71 |
| Figura 34. Variación espacial y estacional de materia orgánica, nitrógeno total, fósforo total y clorofila- a del sedimento de la Laguna Garzón..... | 72 |
| Figura 35. Abundancia relativa de las clases taxonómicas de fitoplancton registradas en Laguna Garzón considerando ambos sitios de muestreo y las cuatro estaciones del año. | 75 |
| Figura 36. Variación espacial y estacional de la abundancia total de fitoplancton, cianobacterias y diatomeas en la Laguna Garzón. | 76 |
| Figura 37. Riqueza específica y Abundancia total del bentos a lo largo del período 2017-2020 para la Laguna de Garzón..... | 77 |
| Figura 38. Abundancia relativa de las clases taxonómicas de bentos identificadas en la Laguna Garzón. | 78 |
| Figura 39. Abundancia en de misidáceos, huevos y larvas de peces en Laguna Garzón en el periodo de 2017-2020 | 79 |
| Figura 40. Variación espacial y estacional de la temperatura, el pH, oxígeno disuelto y la conductividad de los principales tributarios de la Laguna de Garzón..... | 81 |
| Figura 41. Variación espacial y estacional de la turbidez en los principales tributarios de la Laguna Garzón. | 82 |
| Figura 42. Variación espacial y estacional de las concentraciones de amonio (NH_4), nitrito (NO_2), nitrato (NO_3) y nitrógeno total (NT), de los principales tributarios de la Laguna Garzón. | 82 |
| Figura 43. Variación espacial y estacional de las concentraciones de ortofosfato (PO_4), Fósforo Total (PT), de los principales tributarios de la Laguna Garzón | 83 |

| | |
|--|-----|
| Figura 44. Variación espacial y estacional (2019) de la concentración de la Clorofila <i>a</i> (Clo <i>a</i>) en los principales tributarios de la Laguna de Garzón..... | 84 |
| Figura 45. Proporción de nutrientes exportados según actividad para la cuenca de la Laguna Garzón en 2018..... | 85 |
| Figura 46. Descripción del estado de la barra de la Laguna Garzón | 87 |
| Figura 47. Análisis de Componentes Principales (ACP) con las variables de calidad del agua y el sedimento de la Laguna Garzón | 90 |
| Figura 48. Variación espacial y estacional de la temperatura, el pH, el oxígeno disuelto y la conductividad de la Laguna de Rocha | 98 |
| Figura 49. Variación espacial y estacional de la profundidad de la Laguna de Rocha..... | 99 |
| Figura 50. Variación espacial y estacional (2019) de la turbidez, los sólidos en suspensión y materia orgánica de los sólidos en suspensión de la Laguna de Rocha. Norte | 100 |
| Figura 51. Variación interanual de la conductividad y principales indicadores de calidad del agua de la Laguna de Rocha | 101 |
| Figura 52. Variación espacial y estacional (2019) de amonio (NH ₄), nitrito (NO ₂), nitrato (NO ₃) y nitrógeno total (NT) de la Laguna de Rocha | 102 |
| Figura 53. Variación espacial y estacional de la concentración (2019) de ortofosfato (PO ₄) y fósforo total (PT) de la Laguna de Rocha | 103 |
| Figura 54. Variación espacial y estacional (2019) de la clorofila <i>a</i> de la Laguna de Rocha..... | 104 |
| Figura 55. Coliformes termotolerantes en la Laguna de Rocha. | 105 |
| Figura 56. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅) en la Laguna de Rocha..... | 105 |
| Figura 57. Variación espacial y estacional de la concentración de materia orgánica (MOsed), nitrógeno total (NTsed), fósforo total (PTsed) y clorofila- <i>a</i> (Clo- <i>a</i> sed) del sedimento de la Laguna de Rocha | 107 |
| Figura 58. Variación espacial y estacional de la abundancia total de fitoplancton, cianobacterias, diatomeas de la Laguna de Rocha | 111 |
| Figura 59. Abundancias relativas de las clases taxonómicas de fitoplancton registradas en la Laguna de Rocha..... | 111 |
| Figura 60. Variación espacial y estacional de la biomasa de plantas sumergidas de la Laguna de Rocha | 112 |
| Figura 61. Riqueza específica y Abundancia total del bentos en ind/m ² en el período 2017-2020 para la Laguna de Rocha | 113 |
| Figura 62. Abundancias relativas de las clases taxonómicas en la Laguna de Rocha | 114 |
| Figura 63. Abundancia en ind./100m ³ de misidáceos, huevos y larvas de peces en Laguna de Rocha.... | 115 |
| Figura 64. Variación espacial y estacional de la Temperatura en los principales tributarios de la Laguna de Rocha | 122 |
| Figura 65. Variación espacial y estacional del pH en los principales tributarios de la Laguna de Rocha. | 123 |
| Figura 66. Variación espacial y estacional de la Conductividad en los principales tributarios de la Laguna de Rocha | 124 |

| | |
|---|-----|
| Figura 67. Variación espacial y estacional de la concentración de Oxígeno Disuelto en los principales tributarios de la Laguna de Rocha | 124 |
| Figura 68. Variación espacial y estacional de la Turbidez en los principales tributarios de la Laguna de Rocha..... | 125 |
| Figura 69. Variación espacial y estacional de la concentración de Amonio (NH ₄) en los principales tributarios de la Laguna de Rocha | 126 |
| Figura 70. Variación espacial y estacional de la concentración de Nitrito (NO ₂) en los principales tributarios de la Laguna de Rocha | 127 |
| Figura 71. Variación espacial y estacional de la concentración de Nitrato (NO ₃) en los principales tributarios de la Laguna de Rocha | 128 |
| Figura 72. Variación espacial y estacional de la concentración de Nitrógeno Total (NT) en los principales tributarios de la Laguna de Rocha)..... | 128 |
| Figura 73. Variación espacial y estacional de la concentración de Fosfato (PO ₄) en los principales tributarios de la Laguna de Rocha. | 129 |
| Figura 74. Variación espacial y estacional de la concentración de Fósforo Total (PT) en los principales tributarios de la Laguna de Rocha | 130 |
| Figura 75. Variación espacial y estacional de la concentración de Clorofila <i>a</i> (Clo- <i>a</i>) en los principales tributarios de la Laguna de Rocha | 131 |
| Figura 76. Proporción de nutrientes exportados según actividad para la cuenca de la Laguna de Rocha en 2018..... | 132 |
| Figura 77. Descripción del estado de la barra de la Laguna de Rocha | 134 |
| Figura 78. Análisis de Componentes Principales (ACP) con las variables de calidad del agua y el sedimento de la Laguna de Rocha | 136 |
| Figura 79. Variación espacial y estacional de temperatura, pH, oxígeno disuelto y conductividad de la Laguna de Castillos..... | 145 |
| Figura 80. Variación interanual de la conductividad y principales indicadores de calidad del agua de la Laguna de Castillos | 146 |
| Figura 81. Variación espacial y estacional de la profundidad de la Laguna de Castillos..... | 147 |
| Figura 82. Variación espacial y estacional de turbidez, sólidos suspendidos totales y materia orgánica de los sólidos en suspensión de la Laguna de Castillos. | 148 |
| Figura 83. Variación espacial y estacional de amonio, nitrito, nitrato y nitrógeno total de la Laguna de Castillos | 149 |
| Figura 84. Variación espacial y estacional de la concentración de ortofosfato y fósforo total (PT) de la Laguna de Castillos | 150 |
| Figura 85. Variación espacial y estacional de clorofila-a de la Laguna de Castillos..... | 151 |
| Figura 86. Variación espacial y estacional de coliformes termotolerantes de la Laguna de Castillos). ... | 152 |
| Figura 87. Variación espacial y estacional de demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅) de la Laguna de Castillos | 152 |
| Figura 88. Variación espacial y estacional de materia orgánica, nitrógeno total, fósforo total y clorofila-a del sedimento de la Laguna de Castillos). | 154 |

| | |
|--|-----|
| Figura 89. Abundancia relativa de las clases taxonómicas de fitoplancton registradas en la Laguna de Castillos | 158 |
| Figura 90. Variación espacial y estacional de abundancia total de fitoplancton, cianobacterias, diatomeas diatomeas de la Laguna de Castillos | 159 |
| Figura 91. Variación espacial y estacional de la biomasa de plantas sumergida de la Laguna de Castillos | 160 |
| Figura 92. Riqueza específica y Abundancia total del bentos en ind./m ² a lo largo del año en Laguna de Castillos. | 163 |
| Figura 93. Abundancia relativa de las clases taxonómicas del bentos identificadas en la Laguna de Castillos, considerando las cuatro estaciones del año durante el período 2017-2020. | 163 |
| Figura 94. Abundancia en ind/100m ³ de misidáceos, huevos y larvas de peces en Laguna de Castillos | 164 |
| Figura 95. Variación espacial y estacional de la temperatura, el pH, el oxígeno disuelto y la conductividad de los principales tributarios de la cuenca de Laguna de Castillos | 171 |
| Figura 96. Variación espacial y estacional de la Turbidez de los principales tributarios de la cuenca de Laguna de Castillos | 172 |
| Figura 97. Variación espacial y estacional de amonio, Nitrito, Nitrato y Nitrógeno Total de los principales tributarios de la cuenca de Laguna de Castillos | 173 |
| Figura 98. Variación espacial y estacional de la Clorofila <i>a</i> de los principales tributarios de la cuenca de Laguna de Castillos | 174 |
| Figura 99. Variación espacial y estacional de Fosfato, Fósforo Total de los principales tributarios de la cuenca de Laguna de Castillos | 174 |
| Figura 100. Proporción de nutrientes exportados según actividad para la cuenca de la Laguna de Castillos | 175 |
| Figura 101. Descripción del estado de la barra de la Laguna de Castillos | 178 |
| Figura 102. Análisis de Componentes Principales (ACP) con las variables de calidad del agua de la Laguna de Castillos | 180 |

Índice de Tablas

| | |
|--|----|
| Tabla 1. Principales características de las cuencas de las Lagunas costeras del Uruguay (tomado de Rodríguez-Gallego et al. 2017). | 24 |
| Tabla 2. Provisión estimada promedio de cada servicio ecosistémicos modelado en las cuencas de las lagunas José Ignacio, Garzón de Rocha y de Castillos | 25 |
| Tabla 3. Parámetros Físicos, químicos y biológicos analizados en la matriz agua de las lagunas de José Ignacio, Garzón, Rocha y de Castillos y sus principales tributarios. | 29 |
| Tabla 4. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) y Bifenilos policlorados (PCB) indicadores determinados en el sedimento de la Lagunas de José Ignacio, Garzón, Rocha y Castillos en el período 2017 - 2020..... | 32 |
| Tabla 5. Parámetros Físico-Químicos, biológicos, agroquímicos y metales determinados en el sedimento de la Lagunas de José Ignacio, Garzón, Rocha y Castillos en el período 2017 – 2020..... | 32 |
| Tabla 6: Datos de base para aporte de tambos (Mvotma-Dinama (2008))..... | 35 |
| Tabla 7. Agroquímicos y metales determinados en el sedimento de la Laguna de José Ignacio en el período 2017 – 2020. | 44 |
| Tabla 8. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) determinados en el sedimento de la Laguna José Ignacio en el período 2017 - 2020 | 45 |
| Tabla 9. Composición taxonómica de la comunidad bentónica de la Laguna José Ignacio durante el período 2018-2020. | 49 |
| Tabla 10. Estadísticos descriptivos básicos del largo del cefalotórax (LCT, mm) y peso total (Pt, g); y factor de condición promedio ($\overline{W_{rm}}$) para camarón (<i>Penaeus paulensis</i>) de laguna de José Ignacio por zafra anual (2017-2019). | 52 |
| Tabla 11. Carga de PT y NT en t/año y kg/ha/año proveniente del aporte difuso y el aporte de tambos vertida en cuenca de la laguna de José Ignacio..... | 57 |
| Tabla 12. Valores promedio de los indicadores de calidad del agua y el sedimento de la Laguna José Ignacio para el período entre 2002 y 2006 y entre 2015 y 2020..... | 60 |
| Tabla 13. Agroquímicos y metales determinados en el sedimento de la Laguna Garzón en el período 2017 – 2020..... | 74 |
| Tabla 14. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) determinados en el sedimento de la Laguna Garzón en el período 2017 - 2020 | 74 |
| Tabla 15. Composición taxonómica de la comunidad bentónica en la Laguna Garzón durante el período 2017-2020. | 78 |
| Tabla 16. Estadísticos descriptivos básicos del largo del cefalotórax (LCT, mm) y peso total (Pt, g); y factor de condición promedio ($\overline{W_{rm}}$) para camarón (<i>Penaeus paulensis</i>) de laguna Garzón en el 2019 ... | 80 |
| Tabla 17. Carga de PT y NT proveniente del Aporte difuso y el aporte de tambos vertida en cuenca de la Laguna Garzón..... | 85 |
| Tabla 18. Número de días por año que la barra de la Laguna Garzón estuvo abierta y cerrada | 88 |
| Tabla 19. Valores promedio de los indicadores de calidad del agua y el sedimento de la Laguna José Ignacio para el entre 2002 y 2006 y entre 2015 y 2020. | 92 |

| | |
|--|-----|
| Tabla 20. Agroquímicos y metales determinados en el sedimento de la Laguna de Rocha en el período 2017 – 2020 | 108 |
| Tabla 21. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) determinados en el sedimento de la Laguna de Rocha en el período 2017 - 2020..... | 109 |
| Tabla 22. Composición taxonómica de la comunidad bentónica de la Laguna de Rocha para el período 2017-2020. | 114 |
| Tabla 23. Especies capturadas con redes de enmalle y sus respectivos tamaños de luz de malla, registradas en los muestreos de desembarque realizados en la laguna de Rocha en el periodo 2017 – 2020..... | 116 |
| Tabla 24. Estadísticos descriptivos básicos del largo total (LT) y peso total (Pt); y factor de condición promedio ($\overline{W_{rm}}$) para corvina (<i>Micropogonias furnieri</i>) de laguna de Rocha por año (2017-2020). | 118 |
| Tabla 25. Estadísticos descriptivos básicos de la longitud total (Lt) y peso total (Pt) de las principales especies muestreadas en los desembarques de la pesca artesanal de la laguna de Rocha entre 2017 y 2020..... | 119 |
| Tabla 26. Estadísticos descriptivos básicos del ancho total (AT, mm) y peso (g) de los individuos de <i>Callinectes sapidus</i> discriminados por sexo en otoño de 2019 y en verano de 2020 en la Laguna de Rocha. Número de individuos (n) y desvío estándar (DE). | 120 |
| Tabla 27. Estadísticos descriptivos básicos del largo del cefalotórax (LCT) y peso total (Pt); y factor de condición promedio ($\overline{W_{rm}}$) para camarón (<i>Penaeus paulensis</i>) de laguna de Rocha por zafra anual (2017-2020)..... | 121 |
| Tabla 28. Estadísticos descriptivos básicos por año de los valores de metales pesados (Hg: mercurio, Cd: cadmio y Pb: plomo) en músculo de diferentes especies capturadas en la pesca artesanal en la laguna de Rocha, para el periodo 2017-2020. | 121 |
| Tabla 29. Carga de PT y NT proveniente del aporte difuso y el aporte de tambos vertido en cuenca de Laguna de Rocha | 132 |
| Tabla 30. Duración en días el período de barra abierta y cerrada en la Laguna de Rocha, en las cuatro estaciones del año | 134 |
| Tabla 31. Agroquímicos y metales determinados en el sedimento de la Laguna de Castillos en el período 2017 – 2020. Se muestran únicamente los parámetros que presentaron al menos un valor cuantificable en el período de estudio..... | 156 |
| Tabla 32. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) determinados en el sedimento de la Laguna de Castillos en el período 2017 - 2020 | 157 |
| Tabla 33. Composición taxonómica de la comunidad bentónica registrados en la Laguna de Castillos durante el período 2017-2020. | 162 |
| Tabla 34. Especies capturadas con redes de enmalle y sus respectivos tamaños de luz de malla, registradas en los muestreos de desembarque realizados en la laguna de Castillos en el periodo 2017 – 2020..... | 165 |
| Tabla 35. Estadísticos descriptivos básicos del largo total (LT) y peso total (Pt); y factor de condición promedio ($\overline{W_{rm}}$) para corvina (<i>Micropogonias furnieri</i>) de laguna de Castillos por año y estación (2017-2020)..... | 167 |
| Tabla 36. Estadísticos descriptivos básicos de la longitud total (Lt) y peso total (Pt) de las principales especies muestreadas en los desembarques de la pesca artesanal de la laguna de Castillos entre 2017 y | |

| | |
|--|-----|
| 2020. Número de individuos (n), desvío estándar (DE) y talla a la cual quedó retenida el 50 % de la captura (LT50%)..... | 167 |
| Tabla 37. Estadísticos descriptivos básicos del ancho total (AT) y peso total (Pt) de los individuos de <i>Callinectes sapidus</i> discriminados por sexo, muestreados en primavera de 2017 y 2018; y verano de 2019 y 2020 en la laguna de Castillos..... | 168 |
| Tabla 38. Estadísticos descriptivos básicos del largo del cefalotórax (LCT) y peso total (Pt); y factor de condición promedio ($\overline{W_{rm}}$) para camarón (<i>Penaeus paulensis</i>) de laguna de Castillos por zafra anual (2017-2020) | 169 |
| Tabla 39. Estadísticos descriptivos básicos por año de los valores de metales pesados (Hg: mercurio, Cd: cadmio y Pb: plomo) en músculo de diferentes especies capturadas en la pesca artesanal en la laguna de Castillos, para el periodo 2017-2020 | 170 |
| Tabla 40. Carga de PT y NT en t/año proveniente del aporte difuso, aporte industrial-doméstico y el aporte de tambos vertida en cuenca de Castillos. | 176 |
| Tabla 41. Valores promedio de los indicadores de calidad del agua y el sedimento de la Laguna de Castillos para el período de estudio comprendido entre 2002 y 2006 y el período actual comprendido entre 2015 y 2020es..... | 182 |

Siglas y acrónimos

ACP: Análisis de Componentes Principales

ANOVA: Análisis de varianza (por su sigla en inglés)

CURE: Centro Universitario Regional Este

DEAI: Departamento de Evaluación Ambiental Integrada ANOVA

DCA: División Calidad Ambiental

DCAA: Departamento de Control Ambiental de Actividades

DICOSE: División de Contralor de Semovientes

DINACEA: Dirección Nacional de Control y Evaluación Ambiental

DINAMA: Dirección Nacional del Medio Ambiente (actualmente DINACEA)

DINARA: Dirección Nacional de Recursos Acuáticos

EGC: Establecimientos de Ganado Confinando

GESTA-Agua: Grupo de estándares ambientales-agua

IBA: Área de Importancia para la Conservación de las Aves (por su sigla en inglés)

IAO: Informe ambiental de operaciones

ICOLL: Lagunas de conexión intermitentemente abiertas y cerradas (por su sigla en inglés)

INE: Instituto Nacional de Estadística

INUMET: Instituto Uruguayo de Meteorología

ISQG: Directrices provisionales sobre la calidad de los sedimentos (por su sigla en inglés)

LC: Límite de cuantificación analítica

LD: Límite de detección analítica

MA: Ministerio de Ambiente

MGAP: Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca

MTA: Mesa Técnica del Agua

MVOTMA: Ministerio de vivienda, ordenamiento territorial y medio ambiente

OAN: Observatorio Ambiental Nacional

OCDE: Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos

ODS: Objetivos de Desarrollo Sostenible

OSE: Obras sanitarias del Estado

SSEE: Servicios ecosistémicos

SNAP: Sistema Nacional de Áreas protegidas

PDU: Polo de Desarrollo Universitario

PAHs: Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (por su sigla en inglés)

PCB: Bifenilos Policlorados

UNESCO: Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (por su sigla en inglés)

Resumen

En la costa atlántica de Uruguay se ubica un sistema de lagunas costeras de agua salobre, compuesto por las lagunas: José Ignacio, Garzón, de Rocha y de Castillos. Estos son sistemas someros que se conectan periódicamente con el océano a través de la apertura de un canal en la barra de arena que las separa del mar. Son sistemas muy destacados por su biodiversidad y de prioridad para la conservación a nivel nacional e internacional. Presentan además una elevada importancia social y económica, debido a que sustentan importantes servicios ecosistémicos, como ser las pesquerías artesanales continentales más destacadas de la costa y un ecoturismo creciente. A pesar de su relevancia ecológica, existen indicios de que las mismas están sufriendo un proceso de eutrofización y recibiendo otros contaminantes, posiblemente asociado al cambio en los usos del suelo, siendo las zonas urbanas y agrícolas las dos principales fuentes. A esto se suma la apertura artificial de sus barras y la construcción de infraestructuras rígidas sobre las mismas y en su planicie de inundación (puentes y viviendas), que afectan la dinámica hidrológica de las lagunas.

En estos ecosistemas tiene lugar el Programa de Monitoreo de las Lagunas Costeras, el cual se lleva a cabo desde el 2017 hasta la actualidad. Este es programa de monitoreo interinstitucional (DINACEA (MA) – DINARA (MGAP) – IDR - OSE – CURE), en el cual se trabaja de forma colaborativa, optimizando recursos humanos y económicos. Las actividades realizadas se encuentran dentro del marco de un acuerdo y un convenio de cooperación técnica entre dichas instituciones. El objetivo del mismo es aportar al conocimiento del estado ambiental de las cuencas de las lagunas costeras del Uruguay, buscando identificar las zonas de mayor presión antropogénica que inciden en la calidad ambiental. A partir de los resultados obtenidos, generar propuestas de gestión ambiental para la preservación de estos relevantes ecosistemas.

El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar de forma integrada la calidad del agua de las lagunas costeras y sus principales afluentes entre los años 2017 y 2020. Para lo cual se realizó la evaluación de la calidad del agua y de los sedimentos de las Lagunas de José Ignacio, Garzón, de Rocha y de Castillos, así como la calidad del agua de sus principales tributarios, buscando establecer en qué forma afectan las actividades agrícolas y urbanas a estos cursos de agua. Asimismo, se evaluaron en las lagunas las comunidades biológicas como ser: el fitoplancton, bentos, ictioplancton y misidáceos, se realizaron monitoreos de pesca artesanal y análisis de mercurio en tejido de algunas especies de invertebrados y peces. Asimismo, se compararon los resultados obtenidos con datos históricos.

Los resultados indican que las lagunas José Ignacio, Garzón, de Rocha y de Castillos se encuentran en general con buena calidad del agua y sedimentos, dado que, si bien se registraron metales y agroquímicos, éstos se encontraron en su mayoría por debajo de los estándares permitidos. Por otro lado, si bien, las cuatro lagunas fueron clasificadas como mesotróficas en función de sus concentraciones de clorofila *a*, las concentraciones de nutrientes fueron relativamente elevadas. Asimismo, la Laguna de Castillos se clasificó en 2019 como eutrófica, con indicadores de eutrofización que alertan sobre un deterioro progresivo. Dicha laguna presentó floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas, mayoritariamente de *Dolichospermum* spp, durante la época estival al igual que en algunos años anteriores. El resto de las lagunas si bien no presentaron floraciones, en todas se registraron cianobacterias, muchas de ellas especies potencialmente tóxicas. La Laguna Garzón presentó una proporción bastante importante de cianobacterias respecto al resto de los grupos de fitoplancton presentes, lo que sumado al manejo artificial de su barra podría desencadenar problemas de floraciones algales de tomar medidas de manejo inadecuadas. La Laguna José Ignacio y Laguna de Rocha fueron las menos preocupantes respecto a floraciones de cianobacterias, pero ambas tuvieron ingreso de otras especies marinas de microalgas potencialmente tóxicas como la diatomea *Pseudonitzschia* spp, que hasta el momento en Uruguay no han ocasionado problemas. Estos resultados, sumado a otros estudios específicos sobre la calidad del agua y el aumento de las actividades agrícolas en las cuencas señalan que estos ecosistemas pueden volverse rápidamente eutróficos frente a un aumento en su carga de nutrientes. Respecto a las comunidades bentónicas, para este período 2017- 2019, no se encontraron tasas indicadores de deterioro ambiental, con la excepción de la presencia en la Laguna Garzón del poliqueto invasor (*Ficopomatus enigmaticus*). Respecto a las especies de peces e invertebrados registradas, las mismas fueron representativas de la pesca artesanal. En cuanto a las zonas de mayor presión antropogénica, los arroyos Las Conchas y La Palma, son los tributarios que aportan mayor carga de nutrientes a la Laguna de Rocha, y la Cañada de los Olivera es el tributario con mayor aporte de nutrientes a la Laguna de Castillos. Los tributarios de las Lagunas Garzón y José Ignacio presentaron en promedio menores concentraciones de nutrientes. Dado los resultados obtenidos es muy importante continuar monitoreando estos sistemas, de forma de conocer la evolución del estado ambiental de estas lagunas como respuesta a los impactos de las actividades humanas, así como implementar acciones enfocadas a una mejor gestión, para por ejemplo reducir los niveles de nutrientes y evitar el deterioro de la calidad del agua.

1. Introducción

En la costa atlántica de Uruguay se ubica un sistema de lagunas costeras de agua salobre compuesto por la Laguna José Ignacio, la Laguna Garzón, la Laguna de Rocha y la Laguna de Castillos. Estas son sistemas someros que se conectan periódicamente con el océano a través de la apertura de un canal en la barra de arena que las separa del mar, por lo que se consideran lagunas de conexión restringida (Kjerve 1994) o intermitentemente abiertas y cerradas (ICOLL por su sigla en inglés, McSweeney *et al.* 2017). Estas lagunas presentan gran importancia social y económica, debido a que sustentan importantes servicios ecosistémicos intensamente utilizados por la población, como ser las pesquerías artesanales continentales más destacadas de la costa (Fabiano y Santana 2006) y un creciente ecoturismo (Rodríguez-Gallego *et al.* 2017; DINAMA 2018, 2019). A su vez, representan sitios de prioridad nacional e internacional para la conservación, debido a su alta diversidad de aves, singularidad de formaciones vegetales y paisajes característicos. Por estas razones, estos sistemas integran la Reserva de Biosfera (Bañados del Este), son áreas protegidas del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (Laguna Garzón, de Rocha y de Castillos) o departamentales (Laguna José Ignacio) y Sitios Ramsar (Laguna de Castillos y de Rocha).

A pesar de su relevancia ecológica, existen indicios de que las mismas están sufriendo un proceso de eutrofización asociado al cambio en los usos del suelo, siendo las zonas urbanas y agrícolas las dos principales fuentes de nutrientes. Esto, sumado a la apertura artificial de sus barras y a la construcción de infraestructuras rígidas que estrangulan las barras que alteran la dinámica hidrológica natural, puede acelerar el proceso de deterioro de calidad del agua. En este sentido, se han realizado diferentes estudios, que muestran el aumento de los valores máximos de nutrientes, la proliferación de vegetación dentro del cuerpo de agua, la existencia de floraciones de cianobacterias y la presencia de contaminantes emergentes como agroquímicos y de origen urbano (Conde *et al.* 1998, Aubriot *et al.* 2005, Bonilla *et al.* 2006, Rodríguez-Gallego *et al.* 2010; 2014; 2017; Griffero *et al.* 2019; Fabre *et al.* 2013; Martínez 2021).

Según el último informe del Programa de Monitoreo de Lagunas Costeras (DINAMA 2020), la Laguna de Castillos es la más comprometida respecto a las floraciones algales. Esta laguna, presentó floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas, *Dolichospermum spp.*, durante la época estival al igual que algunos años anteriores (Fabre *et al.* 2014; Martínez 2014; Martínez 2021). *Dolichospermum* es un género de cianobacterias filamentosas potencialmente tóxicas productoras de varias toxinas (microcistina, saxitoxina y anatoxina), que podrían afectar varias de las actividades que se desarrollan en la laguna, como ser recreación o el consumo de bivalvos, crustáceos y peces, debido a que estos pueden acumular toxinas en sus tejidos (Magalhães *et al.* 2003, Larson *et al.* 2014, Wood *et al.* 2014, Preece *et al.* 2017). El resto de las lagunas si bien no presentaron floraciones, en todas se registraron cianobacterias, muchas de ellas especies potencialmente tóxicas (e.g *Microcystis sp.* y *Dolichospermum*

spp.). Las Lagunas José Ignacio y de Rocha fueron las menos preocupantes respecto a floraciones de cianobacterias, sin embargo, ambas tuvieron ingreso de especies marinas potencialmente tóxicas (*Pseudonitzschia* spp.) pero que hasta el momento no han ocasionado problemas en el Uruguay (DINAMA 2020).

Los informes del Programa de Monitoreo de las lagunas Costeras califican a las lagunas de José Ignacio, Garzón, Rocha y Castillos, como ambientes mesotróficos en función de sus concentraciones de clorofila *a* (DINAMA *et al.* 2018, 2019, 2020). Estos resultados, sumado a los estudios específicos mencionados sobre la calidad del agua y el aumento de las actividades agrícolas en las cuencas señalan que estos ecosistemas se encuentran en un estado vulnerable, pudiendo volverse rápidamente eutróficos frente a un aumento en su carga de nutrientes y/o a cambios en su hidrodinámica, con las consecuencias ecosistémicas y ambientales que ello implica: reducción de la biodiversidad, empobrecimiento de la trama trófica, pérdida de servicios ecosistémicos, entre otros.

Conociendo los antecedentes mencionados y con el objetivo de realizar una gestión sustentable de las cuencas de las lagunas costeras desde el conocimiento del estado ambiental de las mismas se lleva a cabo desde el año 2017 el Programa de Monitoreo Interinstitucional (MA/CURE/OSE/IDR/MGAP-DINARA) de las Lagunas Costeras del Uruguay. El programa abarca las cuatro lagunas y sus tributarios principales, en los cuales se analizan indicadores físicos, químicos y biológicos de calidad del agua. En las lagunas también se analizan parámetros de sedimento y se cuenta con información de la producción pesquera. La información generada se disponibiliza como informes anuales a través del Observatorio Ambiental Nacional (OAN) del Ministerio de Ambiente (MA).

Este programa de monitoreo colaborativo permite mejorar el control y la vigilancia de estos ecosistemas, fortaleciendo las capacidades técnicas nacionales, generando valiosa información para una adecuada gestión optimizando recursos, tanto humanos como económicos. Asimismo, cumple con objetivos planteados en el Plan Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible, en los cuales se propone realizar acciones para promover el uso sustentable del agua, así como conservar y gestionar en forma sostenible las áreas costeras y marinas.

Por tanto, el objetivo del presente informe es aportar al conocimiento del estado ambiental de las cuencas de las lagunas costeras del Uruguay en el período 2015 - 2020. El mismo se realizó evaluando la calidad del agua y de los sedimentos de las Laguna de José Ignacio, Garzón, de Rocha y de Castillos, así como la calidad del agua de sus principales tributarios, buscando establecer en qué forma afectan las actividades agrícolas y urbanas a estos cursos de agua. Asimismo, se evalúan en las lagunas las comunidades biológicas como ser: el fitoplancton, el bentos, peces, ictioplancton y misidáceos (pequeños crustáceos clave en la trama trófica de estas lagunas). Se evaluará además el cumplimiento de la normativa ambiental nacional o internacional (a modo de orientación), en aquellos casos donde no se cuente con estándares nacionales.

1.1 Área de estudio y antecedentes

La franja costera de la costa atlántica del Uruguay presenta una gran diversidad de ambientes lagunares, que forman un sistema litoral que incluye de W a E las lagunas salobres José Ignacio (16 km²), Garzón (15 km²), de Rocha (73 km²) y de Castillos (79 km²). Las cuatro lagunas tienen cuencas que se ubican de forma adyacente en el territorio, por lo que tienen una topografía, suelos y paisajes muy similares entre sí, lo que también determina usos y actividades económicas también similares. La cuenca alta de las cuatro lagunas se ubica en una zona de cerros, donde se localizan los más altos del país cercanos a la cuenca de José Ignacio y Garzón, en la que predomina el bosque nativo con zonas muy densas, arbustales y campo natural. En la zona media de las cuencas predomina una topografía ondulada con predominio de campo natural y bosques fluviales. Hacia la cuenca baja la pendiente del territorio se vuelve muy plana, con grandes extensiones adyacentes a las lagunas y los tramos inferiores de los tributarios, donde se ubican grandes extensiones de campo natural inundable (y no inundable) y extensos humedales, dependiendo de la laguna. Mientras que la zona costera está determinada por grandes extensiones de dunas y arenales, que conforman las barras de las lagunas, separándolas de forma intermitente del mar.

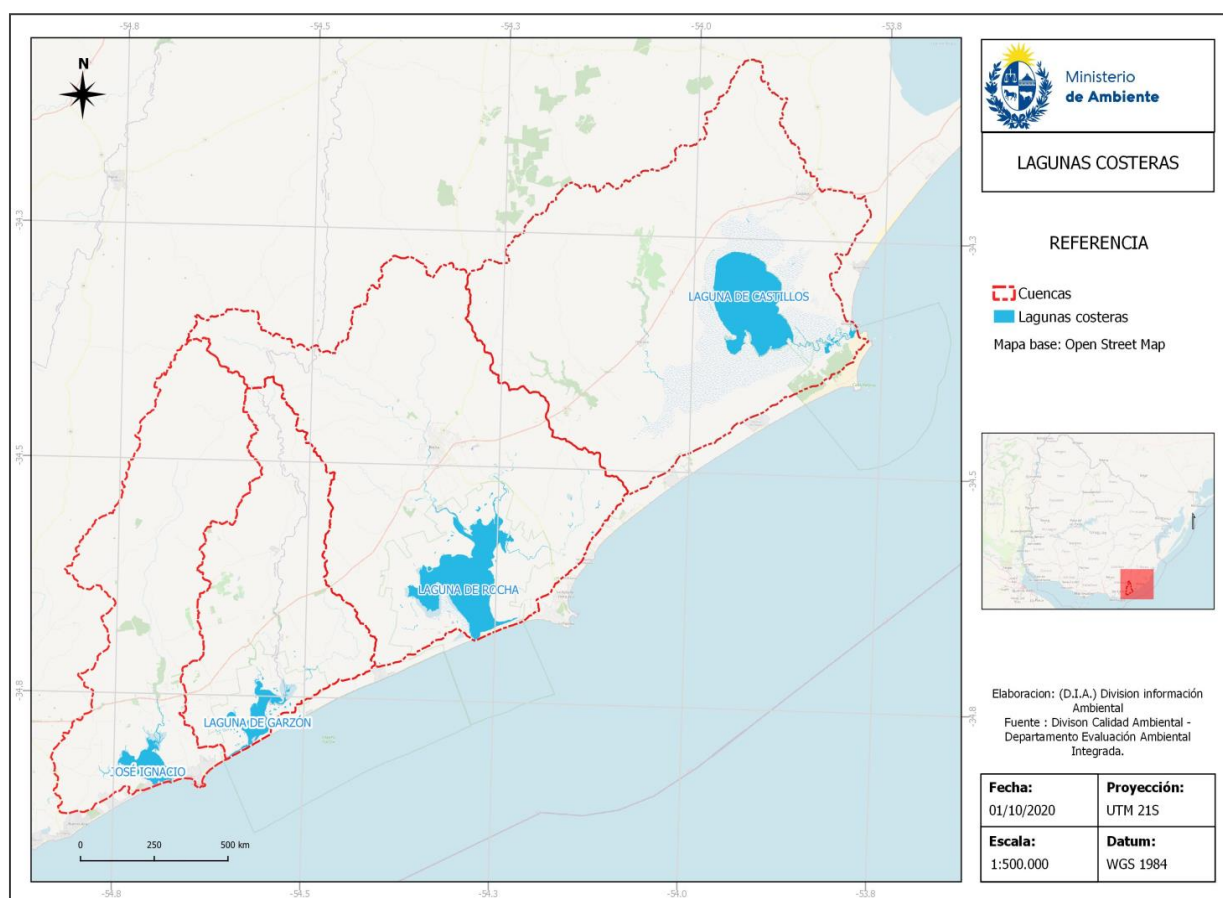


Figura 1. Cuencas hidrográficas de las Lagunas costeras de José Ignacio, Garzón, Rocha y Castillos. SIA - DINAMA 2020

Estos paisajes determinan los usos productivos en las cuencas. El uso predominante es la ganadería extensiva en base de campo natural, la que se realiza en toda la superficie y en todos los ecosistemas, excepto la laguna propiamente dicha. En la cuenca alta ha aumentado la forestación comercial con especies exóticas, la que estaba prácticamente ausente en 1996 (Rodríguez-Gallego et al. 2017) y actualmente alcanza a ocupar hasta un 11% (Laguna de Castillos Martínez 2021). En la cuenca media y baja, en suelos de menor pendiente predomina la agricultura. El cambio en los usos del suelo derivó en un predominio de la agricultura de cereales y oleaginosas (soja) y las pasturas sembradas, lo que implicó un aumento del 61% y 53% de la exportación de fósforo y nitrógeno respectivamente, desde 1974 a 2017, aunque los cambios más abruptos se vieron a partir de 2005 (Martínez 2021). Para esto la autora realizó un análisis de usos del suelo y mediante coeficientes de exportación determinó las cargas exportadas de cada uso y cobertura del suelo. A partir de 2005-2010 comenzaron a aparecer nuevos cultivos en la zona, principalmente soja y el cultivo de olivos, que en la cuenca de Laguna de Castillos y Garzón alcanza superficies relevantes. Estos cambios en los usos del suelo también promovieron una mayor presión ganadera en zonas que anteriormente eran marginales para dicha actividad, donde la ganadería en las zonas cercanas a la laguna o las zonas de humedales comenzaron a adquirir mayor importancia relativa, aumentando la presión en dichos ambientes.

Sumado a estos cambios de uso del suelo también aumentó el valor turístico de estas lagunas y sus cuencas, debido a su belleza paisajística y su biodiversidad, así como por ubicarse en los relictos agrestes de zonas costeras cercanas a destinos turísticos tradicionales. La mayor sensibilidad mundial y nacional por el turismo de naturaleza, sumado a que estas áreas ingresaron al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (excepto Laguna José Ignacio) y han sido promovidas para el disfrute de la naturaleza, han atraído al público. A esto se suma la tendencia moderna de la nueva ruralidad, donde nuevos actores se instalan en la zona rural, ya sea debido al agronegocio, pero también a una búsqueda de nuevas formas de habitar, lo que ha promovido la ocupación de zonas rurales en estas cuencas. Esto ha ocurrido especialmente en la sierra de Laguna de Rocha y Garzón, mientras que en la zona costera y las cuencas bajas han avanzado las denominadas chacras marítimas en la cercanía de las lagunas. Esto suma una presión creciente por la urbanización de las barras de las lagunas y su planicie de inundación, donde se ubican fraccionamientos urbanos. Estos cambios están aumentando la tensión en todas las cuencas entre usos del suelo, donde por un lado se busca naturaleza y tranquilidad, al mismo tiempo que se presionan las áreas por la ocupación urbana, y en simultáneo el agronegocio aumenta la presión sobre los ecosistemas y transforma el paisaje.

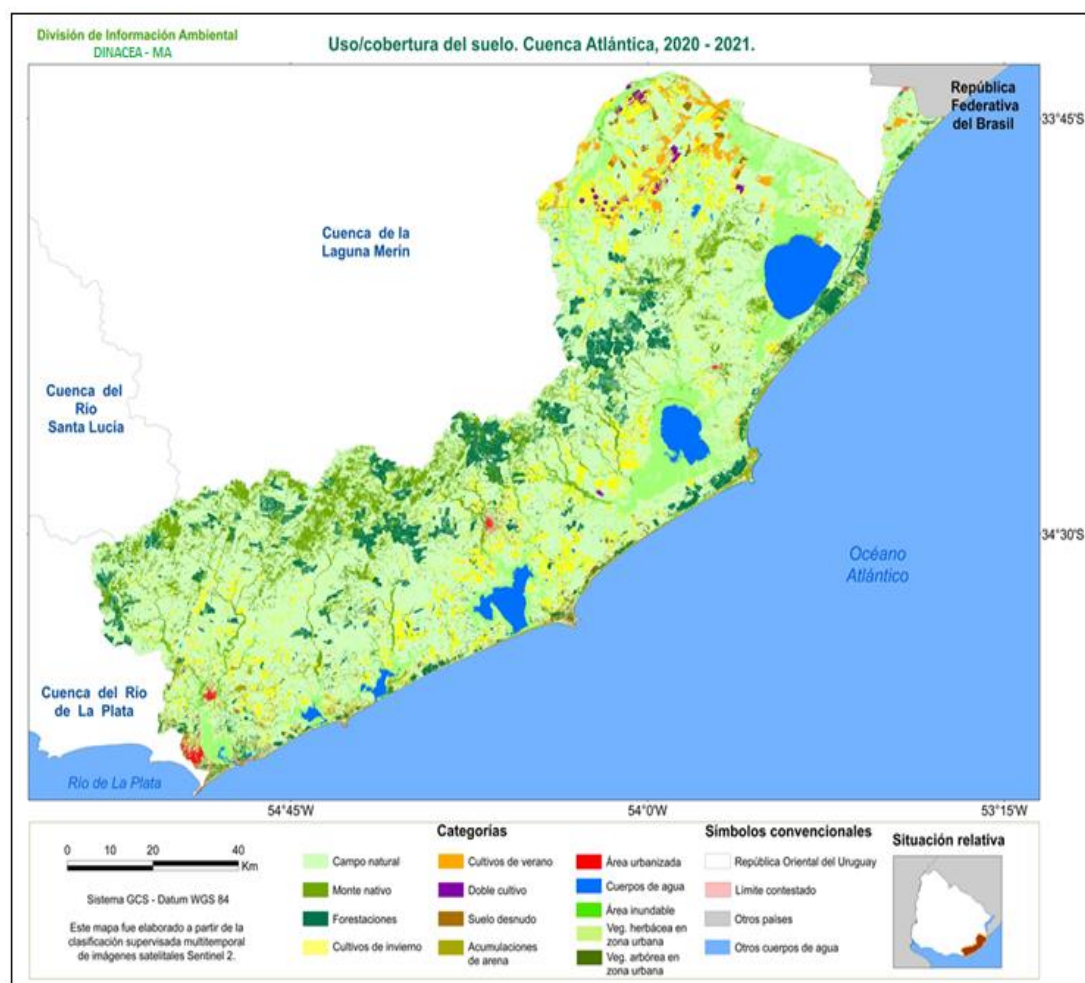


Figura 2. Mapa de uso/Cobertura del suelo de las cuencas hidrográficas de las Lagunas costeras José Ignacio, Garzón, de Rocha y de Castillos. SIA - DINAMA 2020-2021

La cuenca de la Laguna de José Ignacio (34°49'34''S - 54°42'09''W) abarca un área de 70358 ha. (Figura 1). Esta laguna ha sido denominada un área importante para la conservación de aves, por su importancia ornitológica (IBA – Laguna José Ignacio UY017). Presenta en su cuenca una superficie de 919 ha de humedales y recibe como tributarios al arroyo José Ignacio y las cañadas Magdalena Sosa, de la Colina y de la Totorá. Las principales actividades económicas que se desarrollan en el área son la ganadería extensiva, el turismo y la forestación (Rodríguez-Gallego *et al.* 2017). Al igual que para las restantes lagunas costeras, en esta cuenca tuvo lugar un cambio en el uso del suelo. Estudios realizados por Rodríguez-Gallego *et al.* (2017) muestran que esta cuenca presenta un bajo cambio en el uso del suelo, dado que desde 1974 hasta el 2005 se observó una disminución del 3.9% en las praderas naturales y del 4.2% del bosque nativo. Asimismo, en el mismo período la forestación aumentó un 5.4 % y la agricultura aumentó un 3.4%. Sin embargo, se requieren evaluaciones más recientes, que describan los cambios actuales y permitan capturar el avance de la agricultura de soja.

La cuenca de la Laguna Garzón está ubicada en el límite entre los departamentos de Maldonado y Rocha (34°46'00"S - 54°33'00"W) (Figura 1). Presenta un mosaico de ambientes singulares de elevado valor paisajístico, con una diversidad de ambientes representativos de la costa atlántica de nuestro país, con fuerte valor natural y patrimonial, así como la presencia de especies prioritarias para la conservación, tanto a nivel nacional como internacional. Es considerada área de importancia internacional para las aves (AIA) y presenta el relicto más extenso y mejor conservado del bosque y matorral costero (Ríos *et al.* 2010, Bartesaghi 2016). Por estos motivos desde el 2014 es parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas, en la categoría: "Área de manejo de hábitats y/o especies". En base a un análisis realizado con imágenes de 2021 por DINACEA, se constataron que si bien en la cuenca predomina el campo natural (68.3%) y el bosque nativo ocupa el 14.5%, la forestación alcanzó el 8.6 % de la superficie de la cuenca, mientras que la agricultura y las pasturas sembradas se mantuvieron en un 8.2%, y se ubican cercanas al cuerpo de la laguna y tributarios. Estos resultados indican un leve aumento respecto de 2005 de acuerdo a lo descrito por Rodríguez-Gallego *et al.* (2017). Cabe destacar la plantación de olivos como nuevo cultivo en la cuenca, el cual no estaba presente en 2005. En relación al uso urbano, si bien esta cuenca no presenta actividad industrial, si muestra una creciente presión por la urbanización de las barras, así como de su planicie de inundación, donde se ubican fraccionamientos urbanos, dentro de los cuales se sitúa un hotel flotante (Hotel Laguna Garzón) y viviendas de pescadores.

La cuenca de la Laguna de Rocha (34°35' S - 54°17' W) se extiende desde la Sierra de Rocha y de Carapé, al norte, hacia la zona de la barra arenosa que separa la laguna del Océano Atlántico (MAP 1975), al sur (Figura 1). Esta laguna fue declarada en 1977 Parque Nacional Lacustre y reserva mundial de biosfera para la UNESCO. Actualmente se encuentra comprendida dentro del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SNAP; Ley 17.234 de 2000) de Uruguay, en calidad de "Paisaje protegido", con aproximadamente 22.000 ha en las que se incluyen las 7.200 ha de la laguna propiamente dicha, mientras la restante superficie corresponde a lomadas, llanuras, la franja costera y parte de la plataforma oceánica. Esta área fue designada también como área importante para la conservación de aves (IBA – Laguna de Rocha (UY019), y fue recientemente declarado Sitio Ramsar por ser un sitio de humedales con relevancia internacional. El 65% de su cuenca de drenaje corresponde a los arroyos de La Palma, Rocha y Las Conchas, sus principales afluentes (Arocena *et al.* 1996), que desembocan en la zona norte de la laguna (Figura 4A). El arroyo Rocha constituye el principal afluente de la laguna (Figura 4A). Se ubica bordeando a la ciudad de Rocha (capital departamental con 25.422 habitantes, INE 2011), a la cual provee de agua para el consumo humano. Recibe de la misma, las aguas residuales previamente tratadas (nivel secundario), y se han detectado además eventuales vertidos no autorizados de compuestos tóxicos (con compuestos orgánicos o con metales pesados). A su vez, el vertedero municipal, se ubica en la desembocadura del arroyo (en proceso de cierre y traslado). En esta área urbana se realizan actividades agrícolas intensivas, como cría de cerdos, tambos y forestación (Quintans *et al.* 2011).

El arroyo Las Conchas drena también zonas urbanas y suburbanas (Figura 4A), como por ejemplo la cañada del Ejido, la cual atraviesa el este de la ciudad de Rocha, recibiendo efluentes domésticos de barrios periféricos de la ciudad, con baja conexión al saneamiento y residuos de diversa índole, como efluentes del Frigorífico Copayán (Quintans *et al.* 2011). Esta subcuenca es principalmente rural, observándose en su parte alta la ganadería extensiva como la principal actividad y en segundo lugar la forestación. La parte baja de esta subcuenca presenta un uso de suelo más intensivo, donde se destacan cultivos cerealeros y oleaginosos, praderas artificiales, cría de cerdos, tambos y forestación (Quintans *et al.* 2011)

El arroyo La Palma (Figura 4A) drena la zona agrícola más importante de la cuenca (21.5%) y junto con el arroyo Los Noques son los que presentan la mayor proporción de ocupación por agricultura (Rodríguez-Gallego *et al.* 2017). Recibió además por muchos años las aguas residuales de una planta procesadora de pescado (Arocena *et al.* 1996). A su vez, este arroyo fue embalsado por OSE en el 2004 con el fin de extraer agua para la usina de potabilización que suministra agua potable a la localidad de La Paloma durante la temporada estival. Para OSE esta fuente constituye aproximadamente entre el 25 - 30% (8000 m³) del agua para la temporada (Ing. F. Recuero com. pers.). En este sistema se hace un énfasis en el monitoreo debido a que en el pasado ha presentado eventos de olor en el agua superficial del embalse, y aparición de floraciones algales de cianobacterias, así como presencia de agroquímicos (Ing. F. Recuero com. pers.). Por último, el arroyo de Los Noques, presenta una gran ocupación de su cuenca por agricultura (21.5 %). Incluye las subcuencas de los demás arroyos que drenan hacia el bolsón oeste), la cual aumentó en un 67% en el período 1997 -2005. Estas áreas agrícolas se ubican cerca de la laguna y no presentan zonas de humedales o bosque ripario entre ellas y la laguna, que actúen de interfase con el cuerpo de agua (Rodríguez-Gallego 2008). A su vez, esta subcuenca no presenta forestación ni áreas potencialmente forestables.

La Laguna de Castillos (34°19'S - 53°55'W) mantiene una conexión intermitente con el Océano Atlántico a través del Arroyo Valizas, que tiene un régimen de apertura y cierre de su barra arenosa en su desembocadura (Figura 1). Esta laguna forma parte de la Reserva de Biosfera Bañados del Este, declarada por la UNESCO, integra el primer sitio Ramsar del país "Bañados del Este", y ha sido denominada como área importante para la conservación de aves (IBA-UY020) por su importancia ornitológica. A su vez, se encuentra el mayor bosque de ombúes de la región del Plata, así como agrupaciones de palmares. El espejo de la laguna y del Aº Valizas ingresó al SNAP y está previsto ingresar los humedales aledaños en el futuro. Según el análisis realizado en esta cuenca por Martínez (2021), el uso urbano prácticamente no presentó cambios a lo largo del tiempo, manteniendo la misma densidad poblacional desde 1974 (8530 personas) hasta el 2011 (8615 personas). Los usos que más aumentaron su área fueron la agricultura y la forestación. La agricultura en 1974 solo representaba 3400 ha de la cuenca (2.5 % de la cuenca), en el 2000 aumentó a 9450 ha (7% de la cuenca), y luego a 21800 ha en 2011 (16% de la cuenca). En el caso de la forestación el incremento fue aún más drástico, en 1974

representaba tan solo un 0.4%, pasando en el año 2000 a 5900 ha y actualmente abarca una superficie de 15200 ha (11% de la cuenca), que tienen lugar principalmente en la cuenca alta. Los usos que disminuyeron su área fueron principalmente el campo natural, el cual disminuyó más de la tercera parte, pasando de 94200 has en 1974 (70% de la cuenca) a 62121 ha en 2011 (45 % de la cuenca). Los humedales disminuyeron 4000 ha comparando la imagen satelital del 2005 y la del 2017, verificando sustitución del humedal por cultivo agrícola en el área Noroeste de la laguna. El tipo de agricultura que aumentó más su superficie en la última década fue la cerealera y de oleaginosas, la cual triplicó su superficie respecto a 1990. Las pasturas sextuplicaron su superficie, donde las praderas sembradas aumentaron 12 veces y el forraje 24 veces respecto a 1974. Además, en la última década se registró un nuevo uso de suelo, la plantación de olivos (Martínez 2021).

Tabla 1. Principales características de las cuencas de las Lagunas costeras del Uruguay (tomado de Rodríguez-Gallego *et al.* 2017).

| Laguna | José Ignacio | Garzón | Rocha | Castillos |
|--|--|---|--|---|
| Ubicación (Coordenadas) | 34°49'34''S 54°42'09''W | 34°46'00''S 54°33'00''W | 34°35'S 54°17'W | 34°19'S 53°55'W |
| Área de la laguna (ha) | 1565 | 1503 | 7304 | 7900 |
| Área de la cuenca (ha) | 70358 | 56055 | 121433 | 136665 |
| Profundidad media (m) | 0.5 | 0.9 | 0.6 | 1.0 |
| Principales tributarios | Aº José Ignacio , Cda Sosa | Aº Anastasio, Aº de la Cruz, Aº Garzón, Aº de Moleras | Aº Rocha, Aº Las Conchas, Aº La Palma, Aº Los Noques | Aº Castillos, Aº de Chafalote, Aº de las Piedritas, Aº Sarandí del Consejo. Cda de los Olivera Aº Valizas |
| Distancia a la costa (km) | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 |
| Conexión con el océano | Alta periodicidad (3-4 veces al año) | Alta periodicidad | Alta periodicidad (3-4 veces al año) | Alta periodicidad |
| Régimen hidrológico | Modificado por aperturas artificiales periódicas | Modificado por aperturas artificiales | Modificado por aperturas artificiales periódicas | Modificado por aperturas artificiales periódicas |
| Asentamientos humanos | Pueblo de J. Ignacio, balnearios de Santa Mónica y Roca Eden, influencia de la zona turística de La Barra y J. Ignacio. (893 habitantes, INE 2004) | Pueblo Garzón, con influencia turística de Punta del Este y José Ignacio | Ciudad de Rocha y La Paloma, asentamientos La Riviera y Puerto de los Botes. (28968 habitantes, INE 2011) | Ciudad de Castillos, Pueblo 19 de Abril, Poblados de Valizas, Cabo Polonio y Aguas Dulces |
| Principales actividades productivas | Ganadería extensiva, forestación, agricultura, urbanización para el turismo | Ganadería extensiva, forestación, agricultura, pesquerías, turismo. | Ganadería extensiva, forestación, agricultura, pesquerías, turismo Actividad industrial escasa | Ganadería extensiva, forestación, agricultura, pesquerías, turismo Actividad industrial escasa |

1.2 Servicios ecosistémicos

Otros aspectos a tomar en cuenta para el análisis de la cuenca es la provisión de los servicios ecosistémicos (SSEE). Un estudio realizado por Soutullo *et al.* (2012), permitió conocer cómo se distribuyen en el territorio la provisión de siete servicios ecosistémicos de interés para la sociedad: producción de alimentos, disponibilidad de agua para consumo, mantenimiento de recursos genéticos, mantenimiento de clima habitable, mantenimiento de la calidad del agua, amortiguación de eventos extremos y disminución de enfermedades y plagas.

Dicho estudio elaboró un ranking de la contribución relativa de cada ecosistema a la provisión de cada servicio evidenciando la importancia de los distintos sectores de la cuenca a la provisión de los mencionados servicios. En el presente trabajo, para facilitar la representación gráfica de cada servicio, la contribución relativa de cada ecosistema se re-escaló a un valor acotado entre 0 y 1, dividiendo el valor observado para cada ecosistema por el valor del ecosistema con el valor más alto. Luego, los ecosistemas se agruparon en 6 categorías según su valor estandarizado y éstos se utilizaron para el mapeo (Tabla 2).

Tabla 2. Provisión estimada promedio de cada servicio ecosistémicos modelado en las cuencas de las lagunas José Ignacio, Garzón de Rocha y de Castillos (elaborado con datos de Soutullo et al. 2012).

| Nombre laguna | Producción de alimentos | Disponibilidad de agua para consumo | Recursos genéticos | Mantenimiento de clima habitable | Mantenimiento de calidad del agua | Amortiguación de eventos extremos | Disminución de enfermedades y plagas | Promedio |
|---------------------|-------------------------|-------------------------------------|--------------------|----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------|----------|
| Laguna Castillos | 0.55 | 0.44 | 0.54 | 0.51 | 0.47 | 0.52 | 0.52 | 0.51 |
| Laguna de Rocha | 0.47 | 0.37 | 0.46 | 0.43 | 0.4 | 0.44 | 0.45 | 0.43 |
| Laguna Garzón | 0.47 | 0.37 | 0.45 | 0.42 | 0.4 | 0.44 | 0.44 | 0.43 |
| Laguna José Ignacio | 0.46 | 0.38 | 0.45 | 0.43 | 0.4 | 0.44 | 0.44 | 0.43 |

El valor promedio más alto de los SSEE lo tiene la cuenca de la Laguna Castillos con 0.51 mientras que las otras cuencas tienen un promedio de 0.43. Las cuatro cuencas aportan principalmente a los SSEE producción de alimentos y mantenimiento de recursos genéticos, aunque la cuenca de la Laguna Castillos aporta más que las otras. En cuanto a la distribución geográfica de los distintos SSEE, los cursos de agua de la cuenca destacan como sitios con alta contribución a la provisión de todos los SSEE (Figura 3).

Por otro lado, un estudio sobre la distribución espacial y priorización para la conservación de cuatro SSEE en la cuenca de la Laguna de Rocha mostró que la zona comprendida dentro del límite del área protegida y la cuenca alta son los sitios de mayor prioridad para la conservación de debido a su mayor provisión de SSEE (Nin *et al.* 2016). Los SSEE analizados fueron: prevención de inundaciones, prevención de la eutrofización, prevención de la invasión de especies exóticas invasoras y producción de carne de especies silvestres

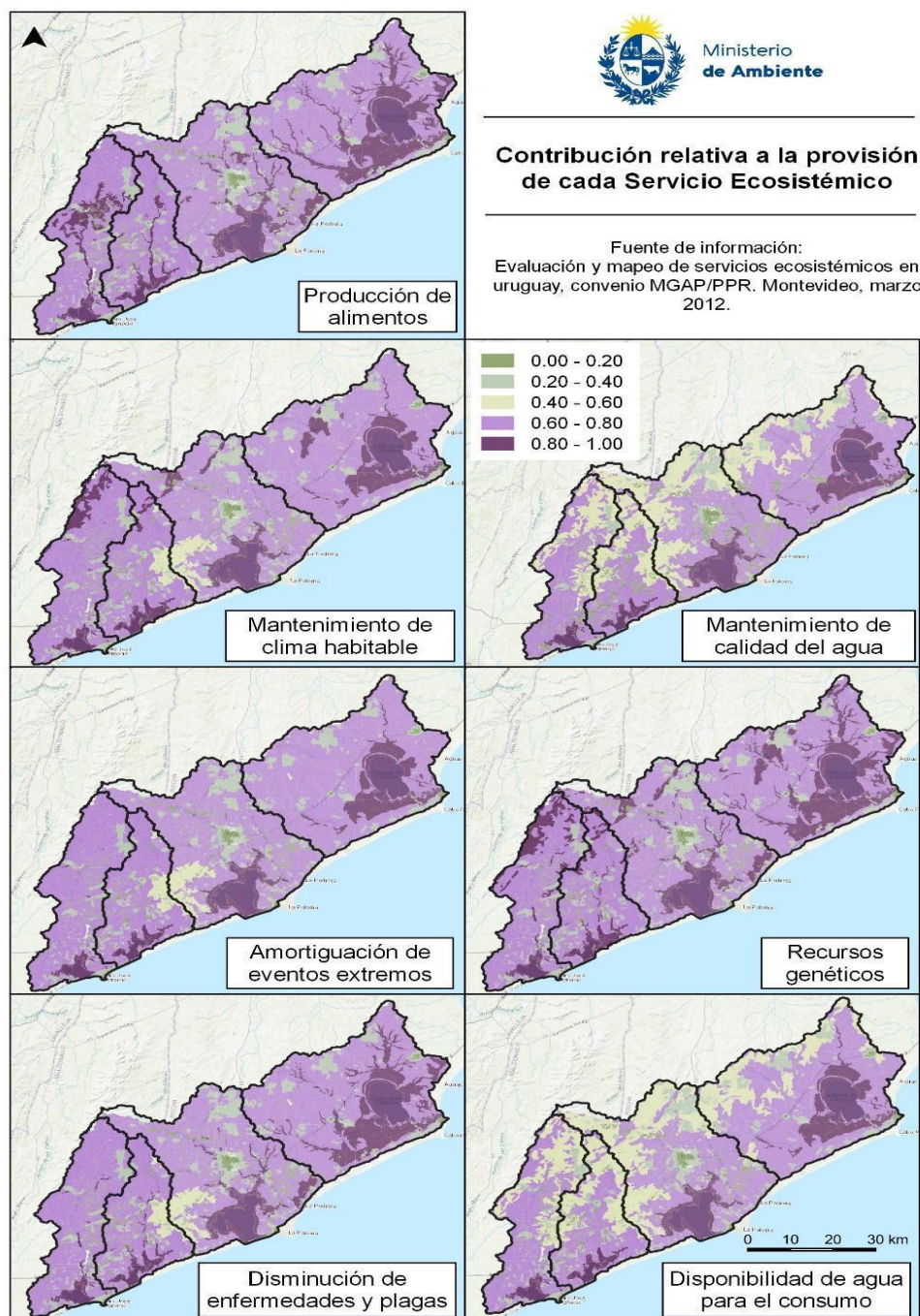


Figura 3. Distribución de la provisión estimada de servicios ecosistémicos en las cuencas de las lagunas: José Ignacio, Garzón, de Rocha y de Castillos (adaptado de Soutullo *et al.* 2012).

2. Metodología

El período de estudio comprende dos bases de datos de las cuatro lagunas costeras salobres. Por un lado, los veranos de 2015 al 2017 que fueron muestreados por el CURE (PDU de Ecología Funcional de Sistemas Acuáticos) y por otro el monitoreo colaborativo realizado en el marco del Convenio entre MVOTMA-DINAMA y Udelar-CURE y el acuerdo entre MVOTMA-DINAMA-OSE-IDR-DINARA. Esta segunda base de datos comprende el período entre febrero de 2017 y diciembre de 2020 para la Lagunas de Rocha y de Castillos, entre noviembre de 2017 y diciembre de 2020 para la Laguna Garzón, y entre febrero de 2019 y diciembre de 2020 para la Laguna José Ignacio.

El monitoreo abarcó la columna de agua de las lagunas y sus principales tributarios, la matriz sedimento de las lagunas y algunas comunidades biológicas relevantes como indicadores de calidad del agua (fitoplancton y bentos) o por su relevancia ecosistémica (plantas sumergidas, misidáceos e ictioplancton). En las Tablas 3 y 5 se indican las variables monitoreadas cada año y en cada sitio.

Se tomaron en cuenta los estándares de calidad de agua establecidos en el Decreto 253/79, dentro del cual se consideran los valores de la clase 3 (según Resolución Ministerial N°99/2005). Asimismo, se consideraron valores guía de la Mesa Técnica del Agua (2016) de la categoría “curso que desemboca en un ambiente léntico” para los parámetros Nitrógeno Total (NT) y Fósforo Total (PT) y Clorofila a (C_{loa}), debido a que éstos no están incluidos en la normativa nacional. Para la matriz sedimento, se consideraron los valores objetivos de calidad establecidos en el GESTA – AGUA (2014). En los casos donde se determinaron valores cuantificables de sustancias contaminantes y no se cuenta con normativa nacional, a modo de orientación se recurrió a normativa internacional (Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQG 1999)).

Para evaluar el estado trófico de las lagunas, se tuvieron en cuenta los valores de referencia de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico, que combina los promedios anuales de clorofila a, junto con los valores máximos registrados para definir la categoría trófica (OCDE 1982) y Lamparelli (2004).

2.1 Programa de Monitoreo de Lagunas Costeras y sus principales tributarios

Dentro de cada una de las cuatro cuencas estudiadas, se monitorearon las lagunas y sus principales tributarios. En las lagunas, los sitios de monitoreo se definieron principalmente buscando abarcar el gradiente de salinidad y la influencia del aporte de las cuencas, mientras que los tributarios y sus estaciones de monitoreo se definieron buscando representar la mayoría de los usos del suelo presentes en las cuencas.

En la cuenca de Laguna José Ignacio se monitorearon dos tributarios (Figura 4A): Arroyo José Ignacio (JI3) y Arroyo Sosa (JI4). En la cuenca de la Laguna Garzón se monitorearon dos tributarios (Figura 4A B): Arroyo Garzón (G4 y Arroyo Anastasio (G5). En la cuenca de la Laguna de Rocha se monitorearon 4 tributarios (Figura 4A C): el Arroyo Las Conchas (en 1 punto: R8), el Arroyo La Palma (en 4 puntos: R4, R5, R6 y R7), el Arroyo Rocha (2 puntos: R9 y R10) y un tributario sin nombre donde confluyen 3 afluentes (en 1 punto: R11). En el Arroyo La Palma tres de los sitios se ubicaron en el embalse de OSE y un cuarto sitio en el puente la Ruta 15. En la cuenca de la Laguna de Castillos se monitorearon 6 tributarios (Figura 4A D) Arroyo Valizas (C5), Cañada de los Olivera (C6), Arroyo Castillos (C7), Arroyo Sarandí del Consejo (C8), Arroyo Chafalote (C9) y Arroyo Don Carlos (C10). A continuación, en las siguientes de la tabla 3 a la Tabla 5, se presenta a modo de resumen las matrices y variables analizadas.

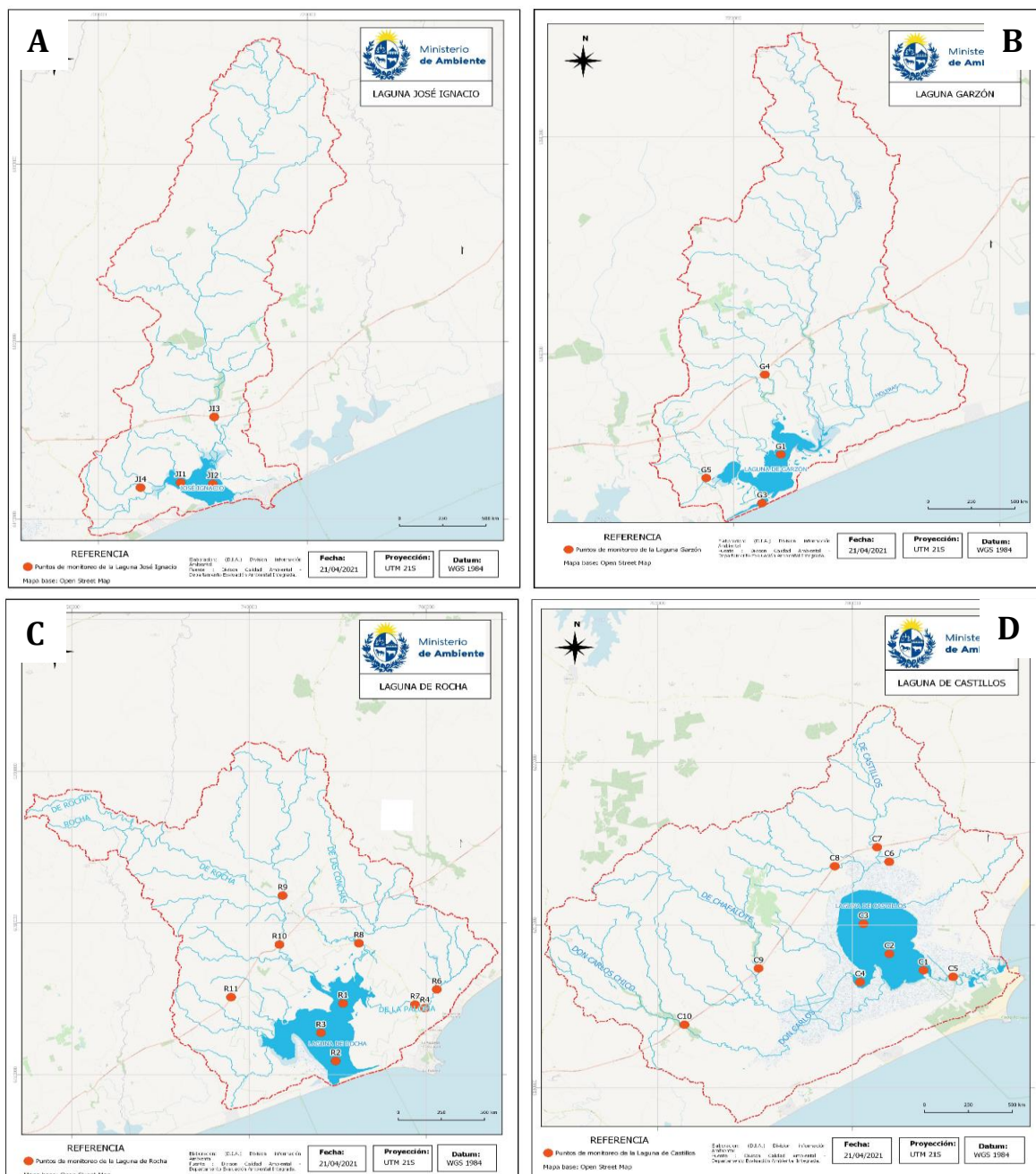


Figura 4. A) Ubicación de los puntos de monitoreo en la Laguna José Ignacio, B) Ubicación de los puntos de monitoreo en la Laguna Garzón, C) Ubicación de los puntos de monitoreo en la Laguna de Rocha y D) Ubicación de los puntos de monitoreo en la Laguna de Castillos.

2.2 Matriz Agua

En el período analizado se realizaron medidas *in situ* y se determinaron diferentes analitos en la matriz agua superficial (Tabla 3) para las lagunas y sus tributarios. Cabe aclarar que las variables materia orgánica (MO) y Sólidos Suspendidos Totales (SST) fueron analizados únicamente en las lagunas.

Tabla 3. Parámetros Físicos, químicos y biológicos analizados en la matriz agua de las lagunas de José Ignacio, Garzón, Rocha y de Castillos y sus principales tributarios. Nombre de la variable, abreviatura, unidad y normativa vigente (valores del Decreto 253/79) o el valor guía considerado (Mesa Técnica del Agua (2016)) con su referencia. Los parámetros sin valor de cumplimiento establecido se indican con “-”.

| MATRÍZ AGUA | | | | | |
|--------------------|------------------------------|------------------|---------------------|------------------------|------------------------------|
| Parámetro | | Abreviatura | Unidad | Normativa / Valor Guía | |
| | | | | Valor de cumplimiento | Referencia |
| Físicos y químicos | Oxígeno disuelto | O ₂ | mg/L | ≥ 5 | 253/79 |
| | % Saturación de oxígeno | %O ₂ | % | - | |
| | Demanda Biológica de Oxígeno | DBO ₅ | mgO ₂ /L | ≤ 5 | 253/79 |
| | Potencial de hidrógeno | pH | - | > 6,5 y < 8,5 | 253/79 |
| | Conductividad | Cond | mS/cm | - | |
| | Salinidad | Salinidad | | - | |
| | Temperatura | T | °C | - | |
| | Transparencia | Transp | cm | - | |
| | Turbidez | Turbidez | UNT | ≤ 50 | 253/79 |
| | Sólidos Suspendidos Totales | SST | mg/L | - | |
| | Materia Orgánica | MO | mg/L | - | |
| Nutrientes | Amonio | NH ₄ | µg/L | - | |
| | Nitrito | NO ₂ | µg/L | - | |
| | Nitrato | NO ₃ | mg/L | - | |
| | Nitrógeno Total | NT | mg/L | < 0,5 | Mesa Técnica del Agua (2016) |
| | Ortofosfato | PO ₄ | µgP/L | - | |
| | Fósforo Total | PT | µgP/L | 0.025 | 253/79 |
| Biológicos | Coliformes Termotolerantes | TMF | UFC/100mL | ≤ 2000 | 253/79 |
| | Clorofila a | Clo-a | µg/L | < 10 | Mesa Técnica del Agua (2016) |

2.3 Matriz biota

El monitoreo biológico se realizó únicamente en las lagunas con frecuencia estacional. En el Anexo I se indican las estaciones y la frecuencia temporal con la que se colectaron las muestras. Se analizaron las comunidades de fitoplancton, macrófitas sumergidas y bentos, el ictioplancton y crustáceos misidáceos.

Para el análisis de la comunidad fitoplanctónica (composición y abundancia) se tomaron muestras de agua superficial y se realizaron arrastres con red de 100 μm equipadas con flujómetro para permitir un análisis cuantitativo (durante 2 minutos), que permita una detección temprana de cianobacterias (Segura *et al.* 2017). Se cuantificó la abundancia de organismos y el biovolumen (se omite en este informe). Los misidáceos e ictioplancton se colectaron realizando arrastres con una rastra equipada con una malla de 500 μm con un flujómetro para obtener el volumen de agua filtrada. Se cuantificó la abundancia de *Neomysis americana* y otros misidáceos (agrupados como misidáceos) y de huevos y larvas de peces, sin discriminar taxonómicamente. Las abundancias fueron estandarizadas en 100 m^{-3} .

El zoobentos y las plantas sumergidas fueron colectados con una draga Ekman. La muestra fue tamizada por una malla de 0.5 mm donde se separó el bentos de las plantas. La comunidad del bentos fue clasificada al menor nivel taxonómico posible y se contabilizó su abundancia en individuos/ m^2 . Las muestras de bentos fueron pesadas para tener una referencia del volumen de sedimento obtenido. Las macrófitas sumergidas fueron identificadas a nivel de especie cuando fue posible, y fueron secadas en estufa a 60-80°C durante 48 hs y pesadas. La biomasa se expresó en g de peso seco/ m^2 .

En relación al monitoreo de peces se realizaron muestreos biológicos de desembarque estacionales (invierno y primavera) de las especies de peces capturadas por pescadores artesanales en las lagunas de Rocha y Castillos. Las capturas fueron obtenidas con redes de enmalle de fondo de diferentes tamaños de luz de malla según la especie objetivo. Para cada individuo se registró: longitud total (Lt, cm), peso total (Pt, g) y cuando fue posible se determinó el sexo y grado de madurez (ver Anexo 1 en DINAMA- OSE-DINARA-IDR-CURE, 2019).

Para el monitoreo de camarón (*Penaeus paulensis*) se realizaron muestreos biológicos de desembarques artesanales en el periodo 2017-2020 en las cuatro lagunas (i.e. José Ignacio, Garzón, de Rocha y de Castillos), dependiendo si hubo zafra en cada una de ellas. Las muestras se colectaron durante la zafra de camarón (típicamente entre verano y otoño) con frecuencia semanal, quincenal o mensual, según la laguna. Se registró de cada ejemplar el largo del cefalotórax (LCT, mm), tomado desde el extremo distal del rostro hasta la escotadura posterior y el Pt (g)

El monitoreo de cangrejo sirí (*Callinectes sapidus*) se realizó en el arroyo Valizas-laguna de Castillos y en la laguna de Rocha, se utilizó información de ejemplares provenientes de campañas de pesca exploratoria con raño o beam-trawl en primavera de 2017 y 2018 y en verano de 2019 y 2020. Adicionalmente, en la laguna de Rocha, se utilizaron datos provenientes de ejemplares capturados

incidentalmente en las trampas de camarón en otoño de 2019. Para cada individuo se registró: ancho total (At, mm), tomado entre los extremos distales de las espinas laterales, Pt (g), sexo y grado de madurez.

En corvina y camarón, se estimó el factor de condición expresado como el peso relativo (W_{rm}) (Froese, 2006): $W_{rm}=100(W/a_m L^{b_m})$,

Donde:

- W: peso total (g)
- L: longitud (cm en corvina y mm en camarón) de un determinado ejemplar;
- a_m y b_m corresponden a la media geométrica del intercepto y la pendiente respectivamente, estimadas a partir de los parámetros de todas las relaciones talla-peso disponibles para cada especie.

En este sentido, el término $a_m L^{b_m}$ representa el peso promedio (W_m) derivado a partir de una relación talla-peso promedio representativa de la especie (Froese, 2006). En corvina, los parámetros de las relaciones talla-peso utilizados para estimar a_m (0,017) y b_m (2,88) fueron obtenidos de la recopilación documentada en Galli y Norbis (2016), Rodríguez et al. (2017) y DINAMA-OSE-DINARA-IDR-CURE (2019, 2020). En el caso de camarón, estos parámetros (a_m : 0,0004; b_m : 2,81) fueron obtenidos de relaciones talla-peso estimadas por año (entre 2009 y 2019) y laguna, a partir de datos colectados en el marco del Programa de Monitoreo de las Lagunas Costeras Salobres de la DINARA.

Para cada laguna, a partir de los valores de W_{rm} obtenidos por individuo se calculó el W_{rm} promedio ($\overline{W_{rm}}$) por año para camarón (equivalente a la zafra anual) y en el caso de corvina también por estación (invierno y primavera). Valores de $\overline{W_{rm}}$ por debajo de 100 indican que el peso de los individuos considerados se encuentra por debajo del peso promedio estimado para la especie y valores por encima de 100 lo contrario.

La obtención de muestras biológicas para análisis de contaminación por metales pesados se ajustó a los procedimientos detallados en DINAMA-OSE-DINARA-IDR-CURE (2018, 2019). Se analizó el contenido de cadmio (Cd), plomo (Pb) y mercurio (Hg) total en muestras de distintas especies extraídas entre agosto 2017 y noviembre 2019. En algunos casos se realizó un pool de varios ejemplares por contar con poca masa, estos fueron considerados como una sola muestra. En laboratorio, el contenido de Hg se determinó mediante Espectrometría de Absorción Atómica por Vapor Frío (CV-AAS) (Hatch y Ott 1968, Méndez et al. 2001) y el Cd y Pb mediante espectrofotometría de Absorción Atómica en Llama (F-AAS) (AOAC 2012).

2.4 Matriz sedimento

Se analizaron parámetros químicos (nutrientes, metales pesados, agroquímicos y PAHs) y biológicos (Clorofila del sedimento y materia orgánica). En la matriz sedimento los monitoreos se realizaron en las lagunas y en el embalse de OSE en el Arroyo La Palma (tributario de la Laguna de Rocha, ver Anexo I).

Para poder realizar la evaluación de los metales analizados dado que se carece de normativa nacional en esta matriz, se utilizaron los estándares ambientales internacionales propuestos por las guías canadienses (2019).

Tabla 4. Parámetros Físico-Químicos, biológicos, agroquímicos y metales determinados en el sedimento de las Lagunas de José Ignacio, Garzón, Rocha y Castillos en el período 2017 – 2020. El (*) indica la estación del año en que se realizó el monitoreo de la variable.

| MATRÍZ SEDIMENTO | | | | |
|--------------------------------|----------------------------|--------|-----------|-----------|
| Parámetro | | Unidad | Monitoreo | |
| | | | Verano | Primavera |
| Físicos, químicos y biológicos | Nitrógeno Total (NT) | mg/kg | * | * |
| | Fósforo Total (PT) | mg/Kg | * | * |
| | Materia Orgánica (MO) | mg/Kg | * | * |
| | Clorofila <i>a</i> (Clo-a) | mg/Kg | * | * |
| Metales | Arsénico (As) | mg/Kg | * | * |
| | Cadmio (Cd) | mg/Kg | * | * |
| | Cobre (Cu) | mg/Kg | * | * |
| | Cromo (Cr) | mg/Kg | * | * |
| | Mercurio (Hg) | mg/Kg | * | * |
| | Plomo (Pb) | mg/Kg | * | * |
| Agroquímicos | Glifosato | mg/kg | * | * |
| | Aldrin | μg/Kg | * | |
| | Dieldrin | μg/Kg | * | |
| | Endrin | μg/Kg | * | |
| | p,p'DDD | μg/Kg | * | |
| | p,p'DDE | μg/Kg | * | |
| | p,p'DDT | μg/Kg | * | |
| | o,p DDD | μg/Kg | * | |
| | o,p DDE | μg/Kg | * | |
| | o,p DDT | μg/Kg | * | |
| | Endosulfan Alfa | μg/Kg | * | * |
| | Endosulfan Beta | μg/Kg | * | * |
| | Endosulfan Sulfato | μg/Kg | * | * |
| | Heptacloro | μg/Kg | * | |
| | Heptacloroepoxido | μg/Kg | * | |
| | Metoxicloro | μg/Kg | * | |
| | Cipermetrina | μg/Kg | * | * |
| | Atrazina | μg/Kg | * | |
| | Clorpirifos | μg/Kg | * | * |
| | Malation | μg/Kg | * | * |
| | PHA's | μg/Kg | * | |
| | PCBs indicadores | μg/Kg | * | |

Tabla 5. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) y Bifenilos policlorados (PCB) indicadores determinados en el sedimento de la Lagunas de José Ignacio, Garzón, Rocha y Castillos en el período 2017 - 2020 en la estación verano. (*) Estándar de la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos.

| Parámetro | Valor objetivo de Calidad (GESTA-AGUA) |
|--------------------------------|--|
| PCB28 (μg/Kg) | - |
| PCB52 (μg/Kg) | - |
| PCB101 (μg/Kg) | - |
| PCB138 (μg/Kg) | - |
| PCB153 (μg/Kg) | - |
| PCB180 (μg/Kg) | - |
| Naftaleno (μg/Kg) | 34.6 |
| Acenaphyleno (μg/Kg) | 5.87 |
| Acenaftaleno (μg/Kg) | - |
| Fluoreno (μg/Kg) | 21.1 |
| Fenantreno (μg/Kg) | 41.9 |
| Antraceno (μg/Kg) | 46.9 |
| Fluorantreno (μg/Kg) | 111 |
| Pireno (μg/Kg) | - |
| Benzo(a)antraceno (μg/Kg) | 31.7 |
| Criseño (μg/Kg) | 57.1 |
| Benzo(b)fluoranteno (μg/Kg) | - |
| Benzo(k)fluoranteno (μg/Kg) | - |
| Benzo(a)pireno (μg/Kg) | 31.9 |
| Indeno(1,2,3-cd)pireno (μg/Kg) | - |
| Dibenz(a,h)antraceno (μg/Kg) | 6.22 |
| Benzo(ghi)pireleno (μg/Kg) | - |
| PAHs Totales (μg/Kg) | *22800 |

Cada año se determinaron 43 compuestos de agroquímicos en la matriz sedimento, sin embargo para el presente informe se analizaron únicamente los 10 elementos y compuestos que han tenido datos

cuantificables al menos una vez durante el período analizado, estos parámetros son: Cu, Cr, Hg, Pb, Glifosato, Cipermetrina, Clorpirifos, Dieldrin pp'DDE, PCB028. El listado completo de resultados se presenta en el Anexo III

Los compuestos bifenilos policlorados (PCB) indicadores, al igual que los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), fueron analizados únicamente durante la estación verano (Tabla 5). No se cuenta con normativa, y tampoco se encontró normativa internacional que definiera límites admisibles para poder evaluar a los PCBs indicadores en esta matriz. Para evaluar los PAH's se utilizaron los valores objetivos de calidad establecidos en el GESTA-AGUA (2014). En el caso de los PAHs totales, no existe normativa nacional, por lo cual se utilizó el estándar de la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los Estados.

2.5 Análisis de datos

Los datos obtenidos se presentaron de forma descriptiva para todos los parámetros e indicadores utilizados, mediante gráficas (o tablas) por sitio de muestreo y por estación del año para cada laguna por separado. Se estimaron valores medios y desvío estándar, y en algunos casos se muestra la variabilidad de los datos mediante análisis de cajas con la mediana, el rango intercuartílico y los valores extremos. Para las variables físico-químicas de calidad del agua y el sedimento de las lagunas se realizaron Análisis de Componentes Principales. Esto permitió conocer la relación entre las variables y cómo éstas contribuyen a explicar la variabilidad observada, lo que permitió además resumir gran cantidad de información de una forma muy gráfica. Finalmente se realizaron Análisis de Varianza de una vía (ANOVA) y comparación de Kruskal y Wallis (cuando no se cumplieron los supuestos para utilizar ANOVA) para determinar las diferencias entre datos de un período previo (2002-2006) y el período actual, así como para comprar las lagunas entre sí, la comparación a posteriori se realizó con el ajuste de Bonferroni. Si bien se exploraron otros análisis estadísticos, se omitieron del informe por razones de espacio.

En relación al monitoreo de peces e invertebrados, se analizaron por año para cada laguna los estadísticos descriptivos básicos (rango, media y desvío estándar) de la talla (Lt, LCT y At) y el Pt para peces, camarón y sirí por estación, excepto en camarón que se consideró la zafra anual (típicamente verano y otoño) para los análisis. A su vez, para aquellas especies de peces que tuvieron una mayor representatividad en las capturas se estimó la talla a la cual quedó retenida el 50 % de la captura (LT50%) y se la comparó con la talla de primera madurez sexual (LTM50%) obtenida de la literatura científica.

Asimismo, para cada laguna a excepción de Garzón, se analizó para el camarón (única especie en que se pudo estimar el factor condición en todo el período de estudio) la existencia de diferencias significativas para el factor de condición entre años. Para ello, se comparó la mediana del W_{rm} entre años mediante el análisis de varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis (debido a que no se cumplieron los supuestos

para utilizar ANOVA). En caso de encontrarse diferencias significativas se utilizó la prueba de Dunn de comparaciones múltiples con la corrección de Holm (Ogle, 2016).

Todos los análisis estadísticos del presente informe se realizaron con el software libre R (Core Team 2020).

2.6 Estimación de carga de nutrientes aportada por la cuenca

Se estimaron las cargas de nutrientes (NT y PT) aportadas por las principales actividades de la cuenca para relacionarlas con la calidad de agua en las estaciones de monitoreo de los tributarios. Se tomaron en cuenta los aportes difusos provenientes de los distintos usos de suelo, y los aportes puntuales provenientes de industrias, ciudades (domésticos) y actividades pecuarias (tambos y de establecimientos de ganado confinado, EGC).

2.6.1. Cargas difusas

Para estimar las cargas de nutrientes que ingresaron a los cuerpos de agua desde la cuenca de forma difusa, se utilizaron mapas de usos de suelo de los años 2015 y 2018, (MVOTMA, MGAP).

Para la determinación de la carga de nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) aportados se utilizó el método de los coeficientes de exportación (Perdomo, 2013). Dentro de un mismo manejo de suelo pueden existir grandes variaciones en las exportaciones de nutrientes, dependiendo de las condiciones específicas de cada zona y cada predio (tipo de suelo, pendiente, nivel de fósforo disponible en el suelo y clima). Por este motivo existen tres coeficientes de exportación para cada uso de suelo (mínimo, más probable y máximo). Para las estimaciones elaboradas en este informe se utilizó el coeficiente más probable (Anexo II). Para el presente informe se realizaron estimaciones según uso de suelo para los años 2015 y 2018.

2.6.2. Cargas puntuales

Para la estimación del aporte de cargas puntuales industriales y domésticas se utilizaron los datos de los Informes Ambientales de Operación (IAO) (caudal de vertido, concentración de NT y PT) presentados por industrias y plantas de tratamiento de aguas residuales de OSE ante DINAMA (datos suministrados por el DCAA).

2.6.3. Aporte de tambos

Para construir el aporte de nutrientes proveniente de los tambos se utilizó la información de la División de Contralor de Semovientes (DICOSE) del MGAP, correspondiente a los registros de los años correspondientes. Para cada área de enumeración se estimó el aporte de NT y PT proveniente de cada establecimiento, para lo cual se utilizó, el número de vacas de ordeño junto con el aporte por vaca de ordeño dentro del tambo (Mvotma-Dinama (2008)) (Tabla 6). Se tomó como criterio que los

establecimientos con un número mayor o igual a cien vacas realizan tratamiento de sus efluentes removiendo aproximadamente el 50% de NT, mientras que aquellos que tienen un número menor a cien vacas no realizan ningún tratamiento. A su vez se establece un tiempo en tambo que toma en cuenta las horas del día que los animales están en la sala de ordeño.

Tabla 6: Datos de base para aporte de tambos (Mvotma-Dinama (2008))

| Parámetro | Valor |
|--------------------------------------|------------|
| NT (kg/vaca/d) (durante todo el día) | 0.15138889 |
| PT (kg/vaca/d) (durante todo el día) | 0.091 |
| Tiempo en tambo | 20% |
| Q (L/vaca/d) | 60 |
| Remoción NT | 50% |

2.6.4 Aporte de Establecimientos de Ganado Confinando (EGC)

Para la estimación de cargas de NT y PT proveniente de los vertidos de los EGC, se promediaron las medidas de concentración de Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) y PT de seis Establecimientos de Engorde a Corral (EEC) tomados de Mvotma-Dinama (2017b). Se tomó el valor de NTK como aproximación del NT ya que no se contó con la medición de otras formas de nitrógeno y a su vez contiene la mayor proporción para este tipo de muestras.

Para el cálculo del caudal aportado por cada EGC, se utilizó el área por animal (recomendada para novillos de engorde (MVOTMA - DINAMA, 2008), el número de reses (información aportada por DCAA) y una aproximación de escurrimientos de la cuenca calculados a partir de un balance hidrológico realizado utilizando el método de Temez (1977).

$$Q \text{ (m}^3\text{/mes)} = (\text{esc}/1000) \times n \times 30$$

Donde:

- esc: escurrimiento en mm/mes calculado por balance de Temez,
- n: número de reses por corral y
- 30: área (m²) de corral por novillo.

El uso de los corrales se estimó en 6 meses promedio general al año, a partir de la información presentada por los EGC ante DINAMA. La información relativa a cantidad de animales en EGC solo está disponible a partir de 2019; por lo tanto, dicha información no presenta datos comparativos.

3. Resultados

3.1 Cuenca de la Laguna de José Ignacio

3.1.1 Laguna: calidad del agua

La temperatura del agua varió entre 9.9 y 27.3 °C, con un promedio para toda la laguna de 20.2 ± 5.9 °C (Figura 5A), presentando un claro patrón estacional, donde se registraron los máximos en verano y los mínimos en invierno. El pH (Figura 5B) mostró condiciones básicas todo el período, presentando un rango de variación entre 7.7 y 8.8, con un valor promedio de 8.3 ± 0.4 . Todos los valores estuvieron dentro del rango admitido por el Decreto 253/79, excepto en otoño de 2019 y verano de 2020 que superaron levemente el límite superior. Los valores de oxígeno disuelto cumplieron durante todo el período con el estándar de la normativa nacional (≥ 5.0 mg/L), oscilando entre 7.7 y 8.8 mg O₂/L, con un promedio para toda la laguna de 8.3 ± 0.4 mg O₂/L, siguiendo un patrón inverso al de la temperatura del agua (Figura 5C). El porcentaje de saturación de oxígeno promedio fue de $95.1 \pm 13.6\%$. La conductividad presentó valores entre 5.8 y 45.4 mS/cm, observándose los máximos valores en verano y un descenso de la conductividad hacia el invierno, donde los valores de conductividad en general no superan los 25 mS/cm. El promedio de conductividad para el período fue de 27.3 ± 12.5 mS/cm (Figura 5D). En términos de salinidad, la Laguna de José Ignacio presentó condiciones desde agua dulce (oligohalina) a muy salobre (mixoeuhalina), aunque no alcanzó valores similares a los del mar. El verano de 2018 y verano y otoño de 2020 presentaron los valores más elevados de conductividad, en comparación con los años previos (muestreos únicamente de verano (Figura 6A). La conductividad no mostró diferencias entre zonas de la laguna.

Para Laguna José Ignacio se utilizaron en el presente trabajo los registros de apertura y cierre de la barra tomados al momento de realizar los monitoreos estacionales. Según estos registros, en el período de estudio la barra estuvo abierta en verano de 2017 y de 2019, primavera de 2019 e invierno de 2020. Pese a esto la conductividad de la laguna fue elevada la mayor parte del tiempo, lo que indica que las aperturas de la barra posiblemente fueron prolongadas o al menos más frecuentes de lo que indica nuestro registro, permitiendo el intercambio de masas de agua. Para esta laguna no existen estudios sobre la dinámica de apertura actual ni histórica, ni de los efectos del puente y la ruta 10 sobre dicha dinámica. En el Anexo VII se presentan registros complementarios de apertura y cierre de la barra de la DINARA, con frecuencia mensual o quincenal.

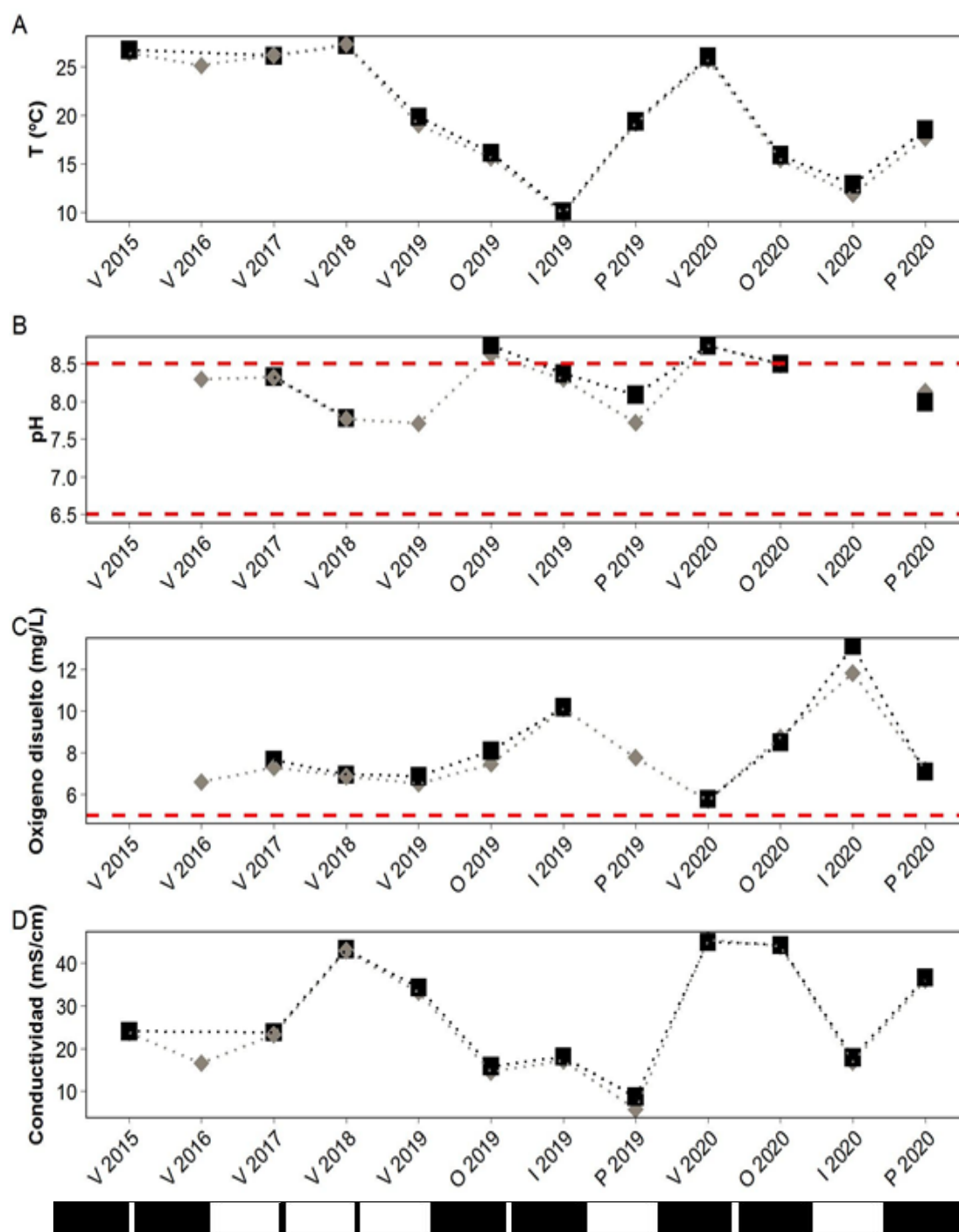


Figura 5. Variación espacial y estacional de la temperatura (A), el pH (B), oxígeno disuelto (C) y la conductividad de la Laguna José Ignacio: norte (cuadrado), sur (rombo). En la parte inferior del gráfico de conductividad se presenta el estado de la barra arenosa el día del muestreo: abierta (blanco) y cerrada (negro). La línea roja entrecortada indica los valores límite de pH (superior: 8.5, inferior: 6.5) y oxígeno disuelto (5 mg O₂/L) del Decreto 253/79.

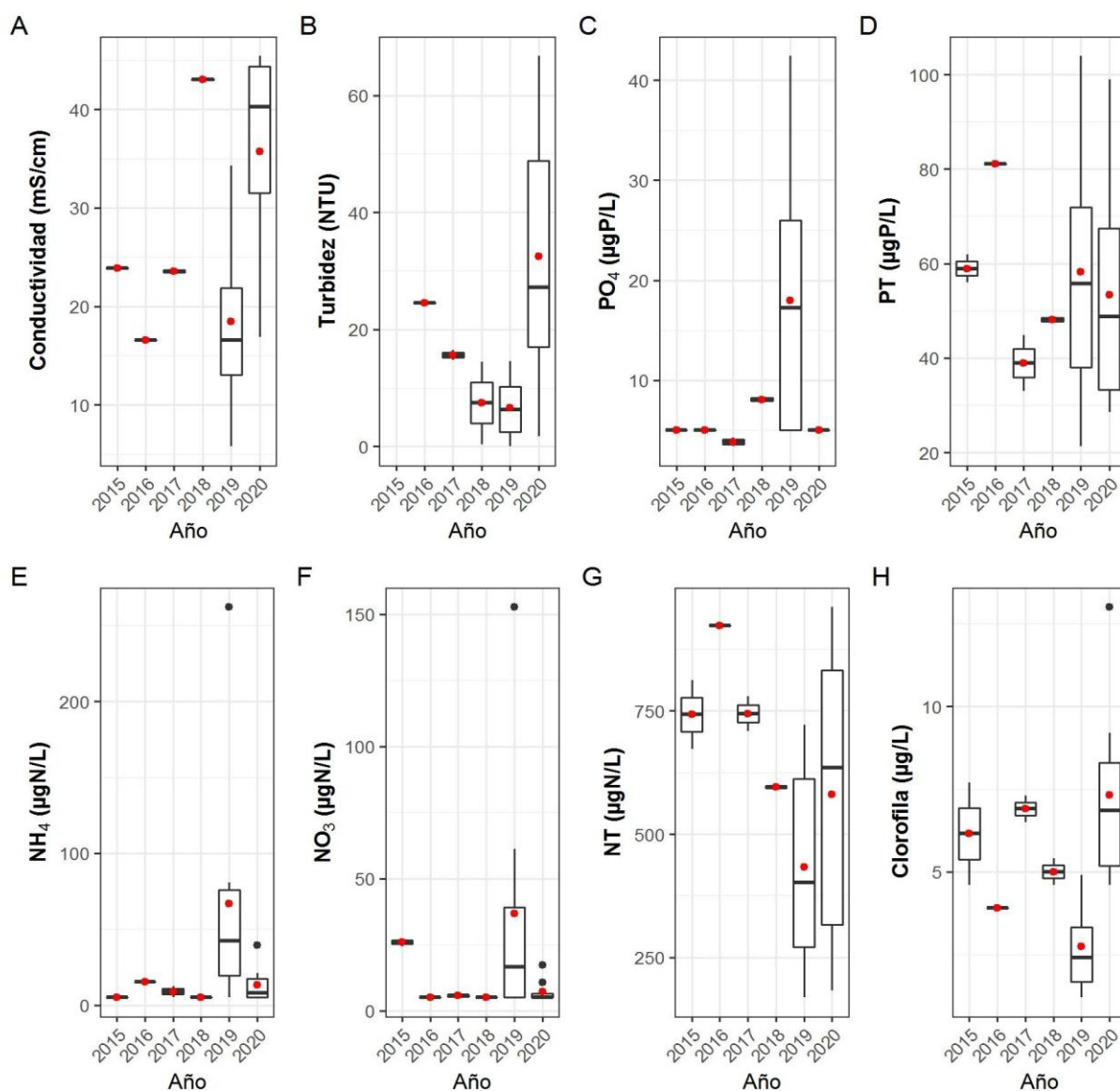


Figura 6. Variación interanual de la conductividad y principales indicadores de calidad del agua de la Laguna José Ignacio. Línea horizontal: mediana; caja: primer y cuarto cuartil, líneas verticales: rango intercuartílico; puntos negros: valores extremos; puntos rojos: valor medio.

La profundidad de la Laguna de José Ignacio osciló entre 0.3 y 1.6 m con un valor medio de 0.9 ± 0.3 m (Figura 7), siendo mayor en el sitio sur. En algunos muestreos la baja profundidad dificultó la navegación. La profundidad parece tener un comportamiento estacional siendo mayor en verano y otoño, aunque esto puede deberse a los pocos muestreos estacionales disponibles para esta laguna.

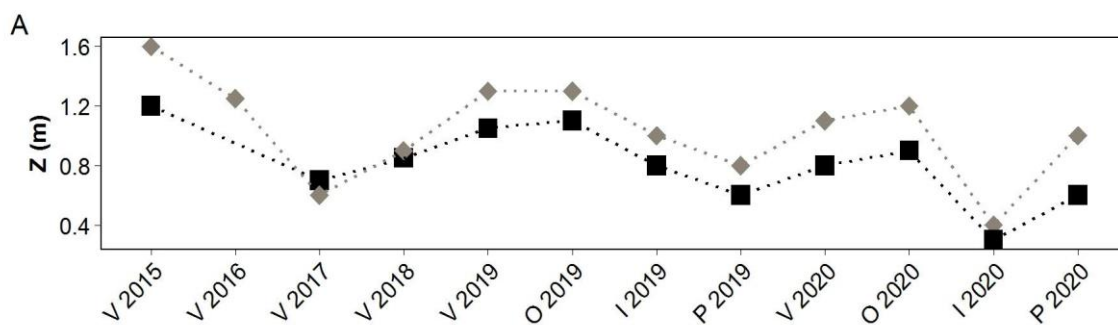


Figura 7. Variación espacial y estacional de la profundidad (m) de la Laguna José Ignacio: norte (cuadrado), sur (rombo).

La turbidez presentó valores entre 0 y 66.7 UNT, con un promedio para toda la laguna de 18.3 ± 18.7 UNT (Figura 8A). El límite establecido en el Decreto 253/79 (máx. 50 UNT) fue superado únicamente en dos eventos de alta turbidez en 2020 que fue el año que presentó los mayores valores del período de estudio (Figura 6), indicando que si bien en algunos momentos la turbidez es elevada la mayor parte del tiempo el agua es muy transparente. No se registraron diferencias entre sitios de la laguna, aunque sí entre estaciones del año, siendo mayor la turbidez en verano y primavera, correspondiendo los valores más elevados al verano de 2015 y al año 2020 que mostró los mayores valores del período.

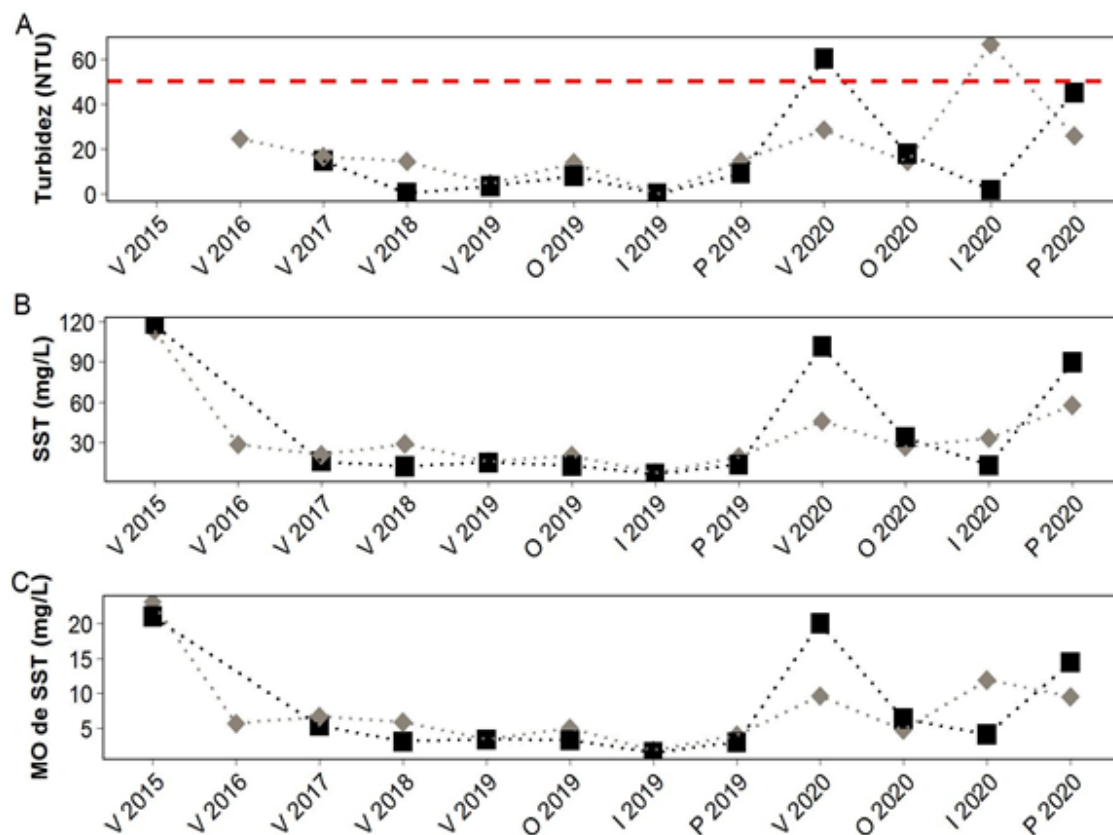


Figura 8. Variación espacial y estacional de turbidez (A), sólidos en suspensión (B) y materia orgánica de los sólidos en suspensión (C) de la Laguna José Ignacio: norte (cuadrado), Sur (rombo). La línea roja entrecortada indica el valor límite establecido (50 UNT) por el Decreto 253/79.

Los sólidos suspendidos totales (SST) variaron entre 6.5 y 118.0 mg/L, siguiendo un patrón similar al de turbidez (Figura 8B). El promedio durante el período de estudio fue de 40.1 ± 37.5 mg/L. La materia orgánica de los sólidos en suspensión (MOSS) fluctuó entre 1.6 y 25.0 mg/L, siguiendo el perfil de los sólidos en suspensión (Figura 8C), con un valor medio de 8.4 ± 7.1 mg/L. A su vez, la profundidad del disco de Secchi (datos no mostrados), indicador de la transparencia del agua, fue de 0.8 ± 0.3 m, siendo prácticamente igual al promedio de la profundidad de la laguna, lo que indica que los sedimentos de la laguna reciben luz durante la mayor parte del tiempo.

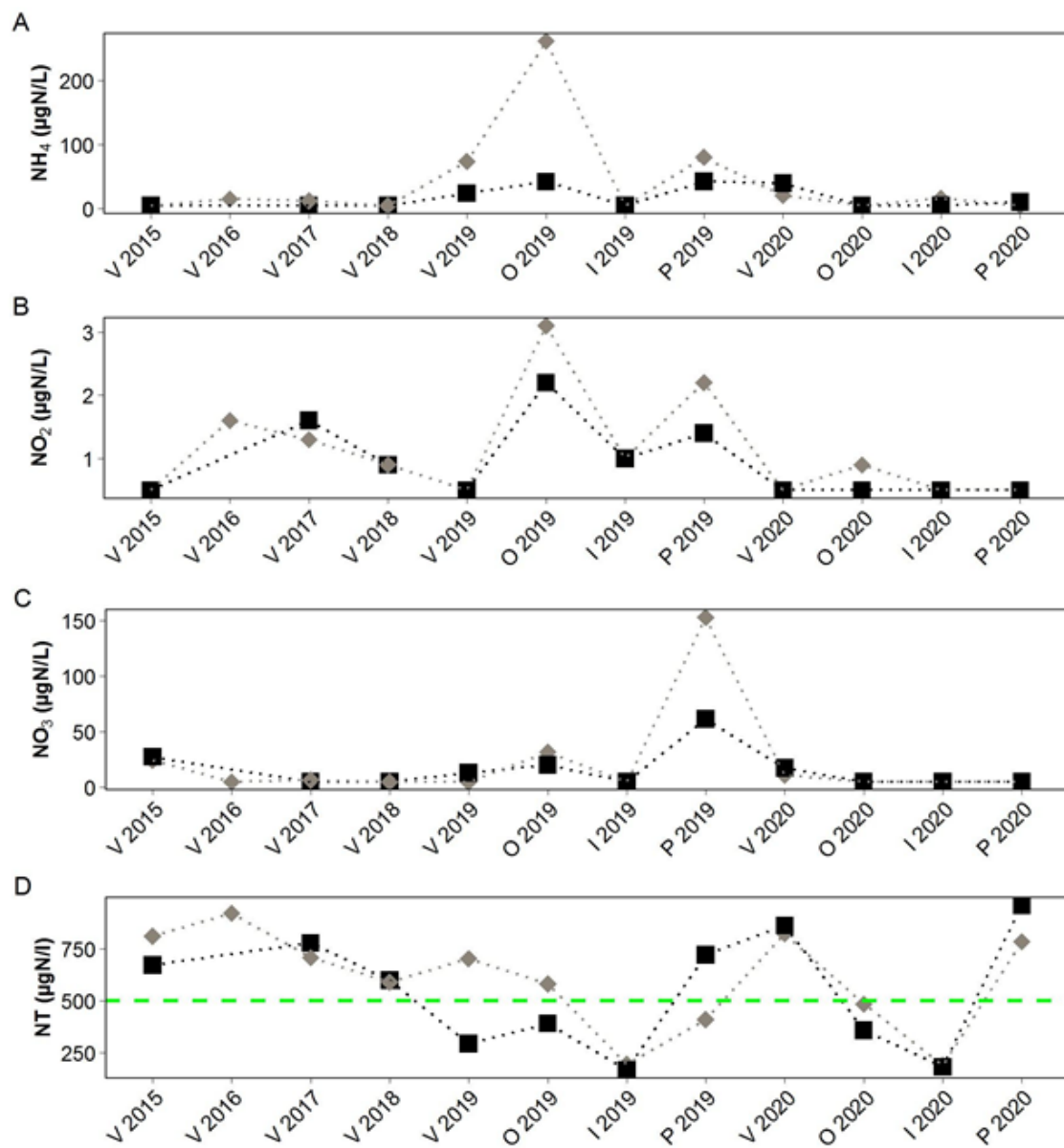


Figura 9. Variación espacial y estacional de amonio (A), nitrito (B), nitrato (C) y nitrógeno total (D) de la Laguna José Ignacio: norte (cuadrado), sur (rombo). La línea verde entrecortada indica el valor guía propuesto por la Mesa técnica del agua (≤ 500 $\mu\text{g/L}$).

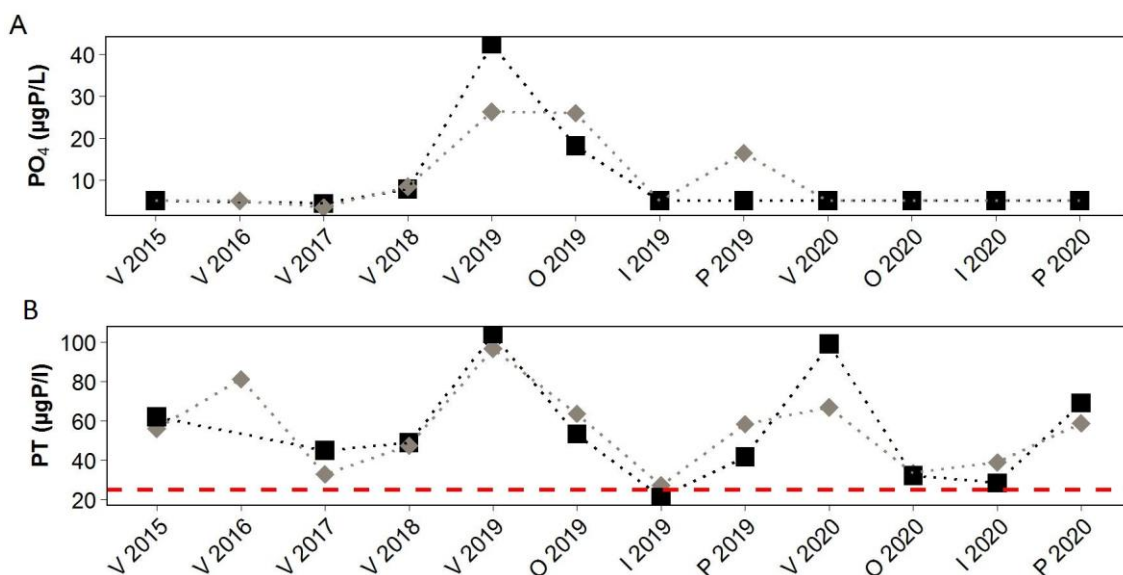


Figura 10. Variación espacial y estacional de ortofosfato (A) y fósforo total (B) de la Laguna José Ignacio: norte (cuadrado), sur (rombo). La línea roja entrecortada indica el límite establecido para el fósforo total según el Decreto 253/79.

La concentración de amonio (NH_4) varió entre valores menores al límite de detección ($<10 \mu\text{g N/L}$) la mayor parte del tiempo y un valor máximo de $262 \mu\text{g N/L}$, con un promedio de $30.3 \pm 55.1 \mu\text{g N/L}$. El valor máximo se observó en otoño de 2019 en el sitio sur (Figura 9A), el que alcanzó un valor extremo que no fue registrado nuevamente. La concentración de nitrito (NO_2) varió entre valores menores al límite de detección ($<1 \mu\text{g N/L}$) y $3.1 \mu\text{g N/L}$, siendo el máximo en otoño en la zona norte (Figura 9B), comportándose de forma similar al amonio. El promedio para la laguna en el período de estudio fue de $1.0 \pm 0.7 \mu\text{g N/L}$. La concentración de nitrato (NO_3) fluctuó entre valores menores al límite de detección ($<10 \mu\text{g N/L}$) y $152.7 \mu\text{g N/L}$, con un promedio para toda la laguna de $18.7 \pm 31.2 \mu\text{g N/L}$ (Figura 9C). Los valores máximos se registraron en primavera de 2019, fundamentalmente en el sur, siendo muy bajo durante el resto del período de estudio. En general, los valores más elevados de las formas disueltas de nitrógeno se registraron en el sitio denominado sur, que es el que tiene influencia más directa de la boca de la laguna. El año 2019 presentó los valores más elevados de amonio y nitrato, lo que no se correspondió con el NT que fue mayor en 2020 (Figura 6). La concentración de nitrógeno total (NT) varió en el rango entre 169.0 y $959.7 \mu\text{g N/L}$, con un promedio para toda la laguna de $574.1 \pm 254.3 \mu\text{g N/L}$. Los valores máximos se registraron en verano y primavera de 2020, sin una diferencia clara entre sitios de la laguna. En la mayoría de los casos el NT superó el valor guía propuesto por la Mesa técnica del agua ($500 \mu\text{g N/L}$) (DINAMA 2017) (Figura 9D).

La concentración de ortofosfato (PO_4) en la Laguna de José Ignacio varió entre valores menores al límite de detección ($<10 \mu\text{g P/L}$) y $42.4 \mu\text{g P/L}$, el promedio para toda la laguna fue de $9.7 \pm 9.8 \mu\text{g P/L}$ (Figura 10A). Los valores máximos se registraron en las estaciones más cálidas de 2019, siendo generalmente indetectable el resto de los muestreos (Figura 6). Al igual que para las formas disueltas de nitrógeno, el año 2019 presentó valores inusualmente elevados de PO_4 . La concentración de fósforo total (PT) (Figura 10B) varió entre 22.8 y $103.9 \mu\text{g P/L}$, con un promedio de $55.0 \pm 23.3 \mu\text{g P/L}$. Los valores máximos se

registraron en verano, tanto en el norte como en el sur de la laguna, mostrando un perfil bastante más fluctuante que el del PO_4 . En varias ocasiones el valor de PT estuvo cercano o incluso por debajo del valor establecido por la normativa nacional (Decreto 253/79).

La biomasa fitoplanctónica, estimada a través de la concentración de clorofila-*a* (Cloa) fluctuó entre 2.7 y 13.0 $\mu\text{g/L}$, con un promedio para toda la laguna en el período estudiado de $5.2 \pm 2.8 \mu\text{g/L}$ (Figura 11). Los valores más elevados se registraron durante todo el año 2020, aunque se observó una leve disminución en invierno. En 2019 se registraron los valores más bajos, coincidiendo con los menores valores de conductividad (Figura 6). En general no se observó diferencia entre sitios de muestreo, excepto para los valores máximos que se registraron en el sitio norte. Los valores de Cloa estuvieron generalmente por debajo del valor guía recomendado por la Mesa Técnica del Agua (2017), con excepción del sitio norte en primavera de 2020.

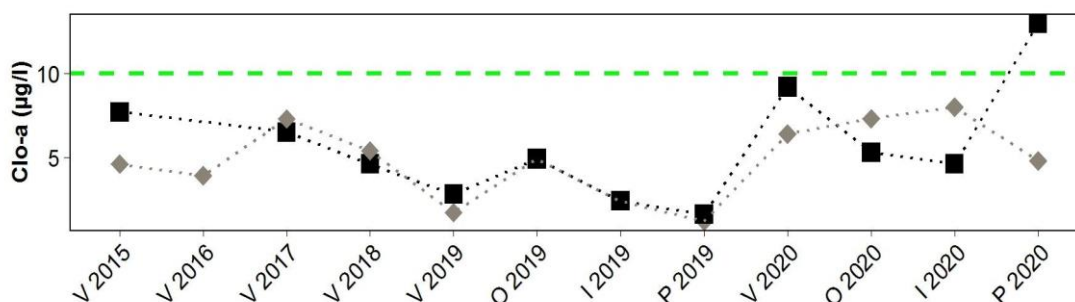


Figura 11. Variación espacial y estacional de clorofila *a* de la Laguna José Ignacio: norte (cuadrado), sur (rombo). La línea roja entrecortada indica el límite establecido para el fósforo total según el Decreto 253/79.

Los coliformes termotolerantes presentaron valores de concentración entre <2 y 320 UFC/100 ml (Figura 12), con un promedio para toda la laguna de $35.0 \pm 79.3 \text{ UFC/100 ml}$. Los valores máximos se observaron en 2019, en especial en el muestreo de primavera en el sitio sur, seguido de otoño en ambos sitios de muestreo. En el resto de los muestreos los valores fueron muy bajos. Todos los datos cumplieron con el estándar para muestras puntuales, indicado en el Decreto 253/79 ($\leq 2000 \text{ UFC/100ml}$).

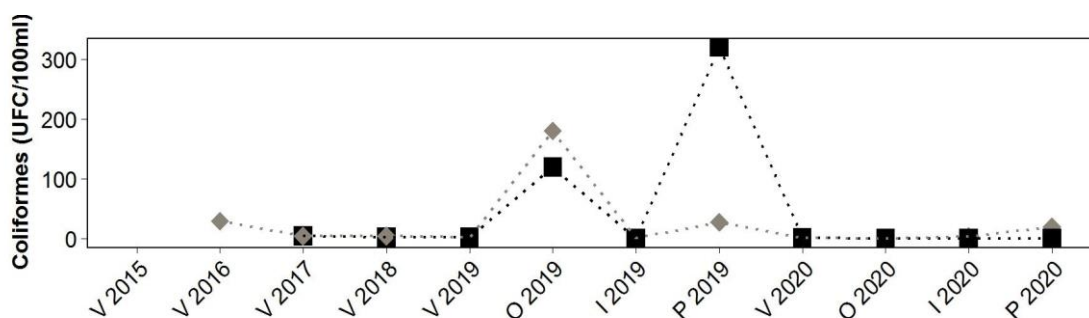


Figura 12. Variación espacial y estacional de los coliformes termotolerantes de la Laguna José Ignacio: norte (cuadrado), sur (rombo).

3.1.2 Laguna: calidad de los sedimentos

El contenido de materia orgánica del sedimento (MO sed) osciló entre 12.8 y 90.6 mg/g de peso seco (PS). El promedio para la laguna y durante el período de estudio fue de 63.6 ± 18.9 mg/g PS (Figura 13A), siendo los valores bastante similares en el tiempo, excepto en verano de 2017 y 2018 donde se registró un descenso importante en la estación norte. El contenido de nitrógeno total del sedimento (NT sed) fluctuó entre valores menores al límite de detección analítica (<50 $\mu\text{g N/L}$) en verano y un valor extremo de 755.3 $\mu\text{g N/g PS}$ registrado en verano 2016, seguido de valores elevados en verano de 2015. El resto del período mostró valores muy similares a lo largo del período de estudio y menores al máximo registrado (Figura 13B). El promedio de toda la laguna fue de 148.0 ± 183.0 $\mu\text{g N/g PS}$.

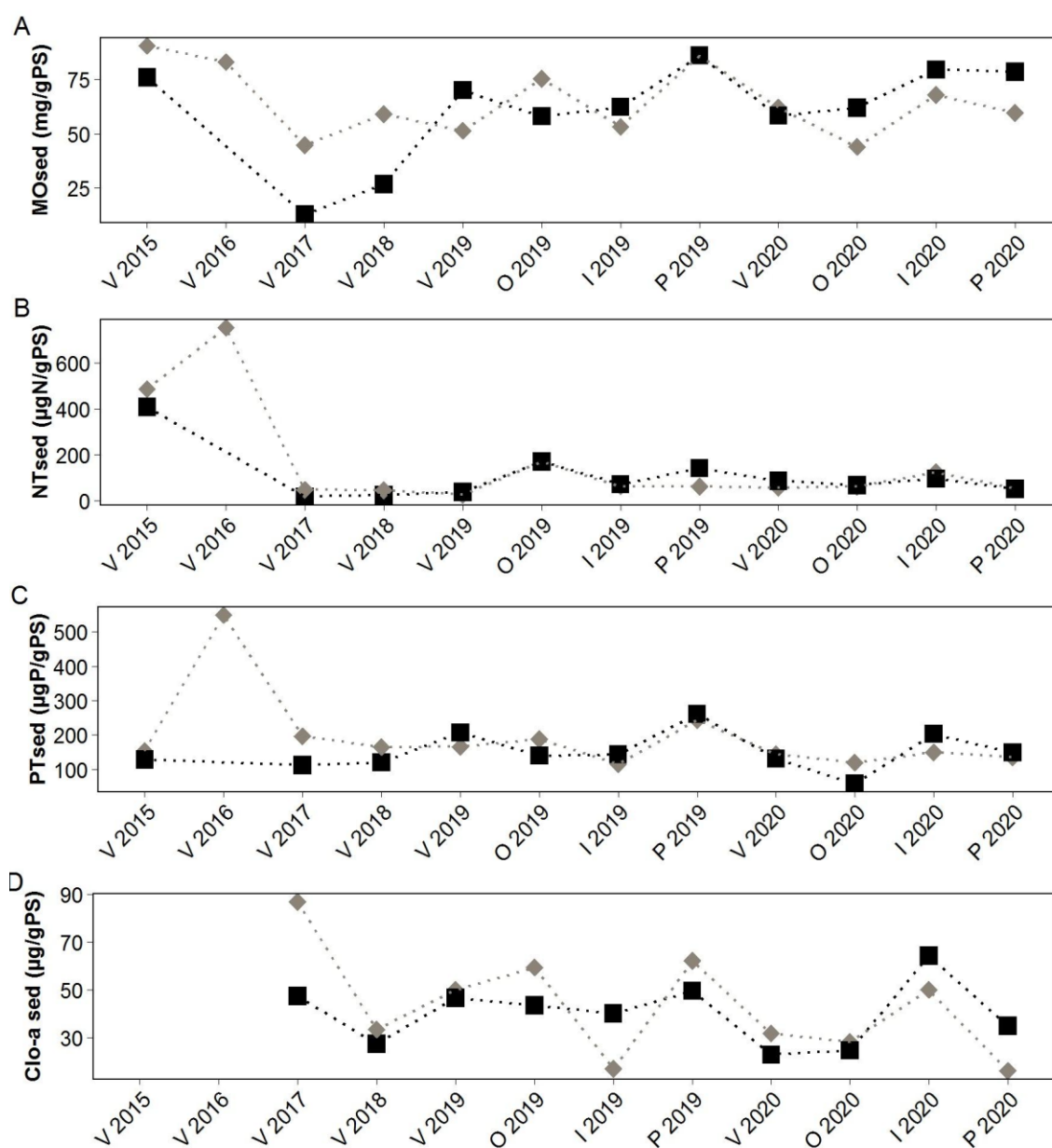


Figura 13. Variación espacial y estacional de materia orgánica (A), nitrógeno total (B), fósforo total (C) y clorofila *a* (D) del sedimento de la Laguna José Ignacio: norte (cuadrado), sur (rombo).

El contenido de fósforo total del sedimento (PT sed) presentó un rango de variación de entre un valor mínimo de 58.3 µg P/g de PS observado en otoño de 2020 y un máximo registrado en verano de 2016 de 549.8 µg P/g de PS en el sur. Al igual que para el NTsed los valores fueron muy menores a los valores registrados en verano de 2016. El promedio del período de estudio fue de 172.6 ± 91.6 µg P/g de PS (Figura 13C). No se observó un patrón estacional claro, ni diferencias entre sitios de la laguna en las variables antes mencionadas.

La biomasa de fitobentos estimada como la concentración de clorofila-a (Figura 13D) en el sedimento (Cloa sed) presentó un rango de valores entre 16.2 y 86.8 µg/g PS, con una tendencia a ser mayor en el sitio sur. El valor promedio para toda la laguna fue de 41.9 ± 17.8 µg/g PS. La Cloa del sedimento mostró una tendencia similar al del contenido de materia orgánica, que también fue similar al NTsed y en menor medida al del PTsed. Los valores más elevados registrados en 2015 y 2016 pueden deberse a un corrimiento de los sitios de muestreo, en especial el sitio norte que originalmente estaba ubicado más cercano al bolsón del NW de la laguna en los primeros monitoreos realizados.

3.1.2.1 Metales y agroquímicos

El Cu presentó valores cuantificables en un 88 % del total de muestras analizadas, con un rango de concentración de entre 2.2 mg/kg – 9.1 mg/kg (Tabla 7). El Cr mostró el 100% de sus datos cuantificables, con un rango de valores de 7.5 mg/kg - 13 mg/kg. Asimismo, el Cr y el Cu registraron su máximo en la primavera 2020 para la estación norte (Tabla 7). El Hg presentó el 88 % de sus datos cuantificables, con un rango de entre 0.014 mg/kg – 0.068 mg/kg, y su máximo se registró en primavera de 2019 en la estación sur. Por último, el Pb fue cuantificado en las 2 estaciones de monitoreo con un máximo de 16 mg/kg en la campaña de diciembre de 2020 (Tabla 7). Para todos los metales analizados ninguna de las concentraciones observadas superó los valores de los estándares ambientales internacionales indicados en las guías canadienses.

Tabla 7. Agroquímicos y metales determinados en el sedimento de la Laguna de José Ignacio en el período 2017 – 2020. Se muestran únicamente los parámetros que presentaron al menos un valor cuantificable en el período de estudio. CWQG: estándares de calidad de agua de las normativa Canadiense.

| Monitoreo | Estación | Cu mg/Kg | Cr mg/Kg | Hg mg/Kg | Pb mg/Kg | Glifosato mg/Kg |
|-----------------------|----------|----------|----------|--------------|----------|-----------------|
| Verano 2019 | Norte | 8.5 | 7.7 | 0.023 | | 0.65 |
| | Sur | 8 | 7.5 | | | 0.29 |
| Primavera 2019 | Norte | | 12 | 0.058 | | |
| | Sur | 2.2 | 9.5 | 0.068 | | |
| Verano 2020 | Norte | 8.5 | 9.7 | 0.024 | | |
| | Sur | 7.7 | 8.5 | 0.014 | | |
| Primavera 2020 | Norte | 9.1 | 13 | 0.028 | 16 | 0.64 |
| | Sur | 7.1 | 11 | 0.024 | 14 | 0.19 |
| Limite Detección | | 0,4 | 1 | 0.0003-0.004 | 2 | 0.09 - 0.14 |
| Limite Cuantificación | | 0,4 | 1 | 0.0003-0.004 | 2 | 0.09 - 0.14 |
| Normativa (CCME) | | 18.07 | 52.3 | 0.13 | 30.2 | - |

Respecto a los agroquímicos analizados todas las concentraciones determinadas (Tabla 7), a excepción del glifosato, estuvieron por debajo de los límites analíticos. El glifosato registró valores cuantificables en un 50 % del total de muestras analizadas (Tabla 7), observándose solo en verano 2019 y en primavera 2020. Sin embargo, estas concentraciones cuantificables no pudieron ser evaluadas debido a que no se cuenta con normativa nacional ni internacional, que defina límites admisibles para este parámetro en sedimento.

Por último, si bien los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH's), registraron valores cuantificables (Tabla 8), ninguno superó los estándares establecidos en el GESTA-AGUA, ni en el estándar de la EPA para PAH's totales.

Tabla 8. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) determinados en el sedimento de la Laguna José Ignacio en el período 2017 - 2020. Límite de detección analítico (LD) de PAHs: 1 µg/kg. *En el caso de los PAHs totales, no existe normativa nacional por lo cual se utilizó el estándar de la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos. El (NA) indica que no aplica el límite cuantificación. Los parámetros sin valor de cumplimiento establecido se indican con "-".

| Parámetro | Verano 2019 | | Verano 2020 | | Límite de detección | Valores Objetivos de calidad GESTA - AGUA |
|--------------------------------|-------------|-----|-------------|-----|---------------------|---|
| | Norte | Sur | Norte | Sur | | |
| Naftaleno (µg/Kg) | 7 | 5 | 4 | 3 | 1 | 34.6 |
| Acenaphthileno (µg/Kg) | 1 | 1 | 1 | <LD | 1 | 5.81 |
| Acenaftaleno (µg/Kg) | 1 | 1 | <LD | <LD | 1 | - |
| Fluoreno (µg/Kg) | 2 | 2 | 2 | 2 | 1 | 21.1 |
| Fenantreno (µg/Kg) | 6 | 5 | 5 | 4 | 1 | 41.9 |
| Antraceno (µg/Kg) | 2 | 2 | 4 | 3 | 1 | 46.9 |
| Fluorantreno (µg/Kg) | 6 | 6 | 9 | 7 | 1 | 111 |
| Pireno (µg/Kg) | 4 | 4 | 5 | 4 | 1 | - |
| Benzo(a)antraceno µg/Kg | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 31.7 |
| Criseno (µg/Kg) | 1 | 1 | 1 | <LD | 1 | 57.1 |
| Benzo(b)fluoranteno (µg/Kg) | 4 | 3 | 5 | 4 | 1 | - |
| Benzo(k)fluoranteno (µg/Kg) | 1 | 1 | 1 | <LD | 1 | - |
| Benzo(a)pireno µg/Kg | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 31.9 |
| Indeno(1,2,3-cd)pireno (µg/Kg) | 2 | 2 | 3 | 2 | 1 | - |
| Dibenz(a,h)antraceno (µg/Kg) | 1 | 1 | <LD | <LD | 1 | 6.22 |
| Benzo(ghi)pireleno (µg/Kg) | 3 | 2 | 3 | 2 | 1 | - |
| PAHs Totales µg/Kg | 44 | 39 | 45 | 33 | | 22800* |

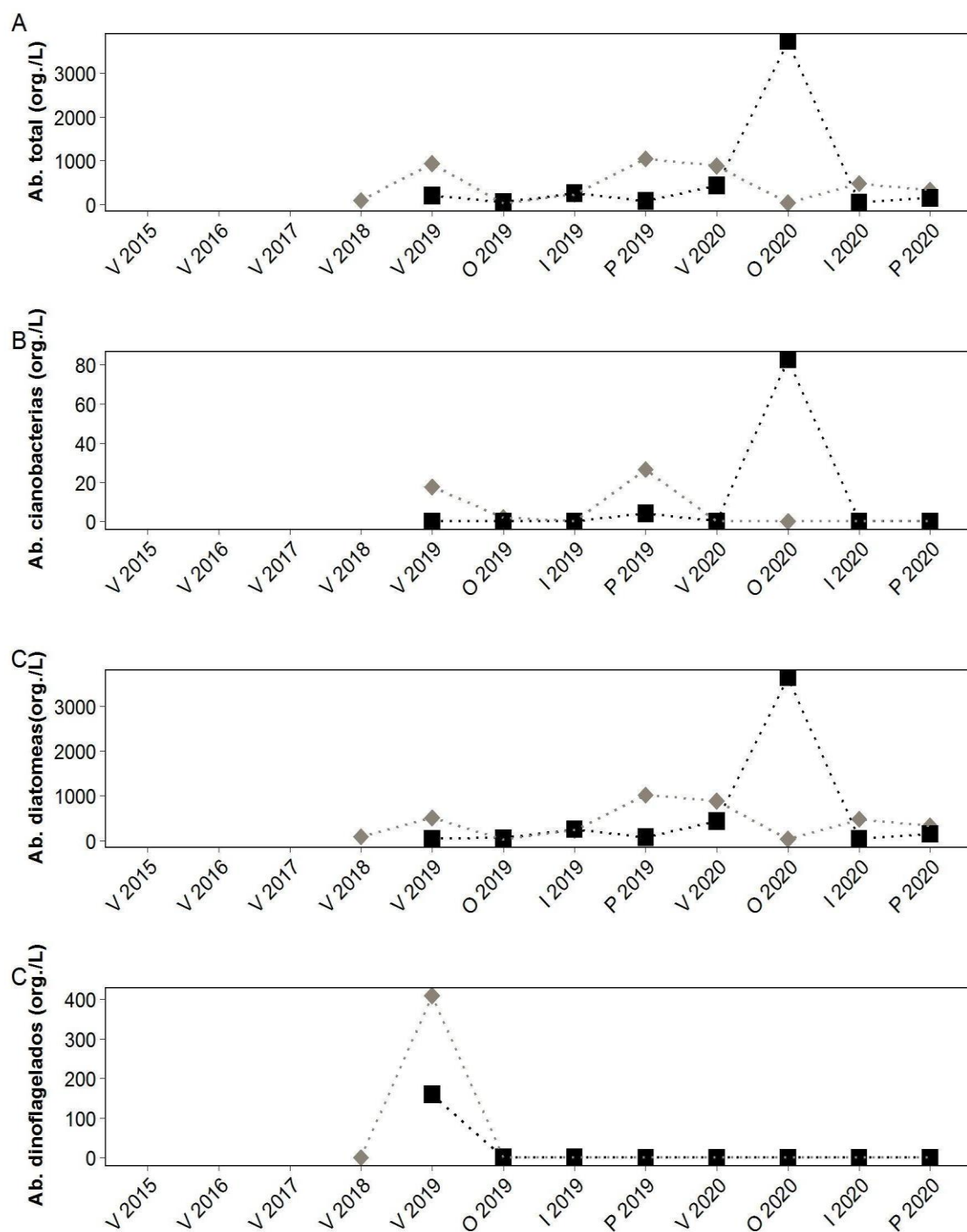


Figura 14. Variación espacial y estacional de la abundancia total de fitoplancton (A), abundancia cianobacterias (B), abundancia de diatomeas (C) y abundancia de dinoflagelados (D) en la Laguna José Ignacio: norte (cuadrado), sur (rombo).

3.1.3 Laguna: parámetros biológicos

3.1.3.1 Fitoplancton

Se registraron 49 taxa de fitoplancton pertenecientes a 4 clases; BACILLARIOPHYCEAE (31), CYANOPHYCEAE (5), DINOPHYCEAE (5) y ZYGNEMATOPHYCEAE (1). La abundancia total de fitoplancton estuvo determinada principalmente por diatomeas, las cuales mostraron una dominancia casi absoluta durante todo el período de estudio, exceptuando el verano de 2019 donde dominaron los dinoflagelados. La dominancia por diatomeas es lo esperable en este tipo de ambientes (Bonilla et al 2006). Esta laguna en particular presentó una gran diversidad de este grupo y de tamaños muy pequeños. En algunos momentos se registraron cianobacterias, pero en muy baja abundancia, aunque se registraron especies potencialmente tóxicas como *Dolichospermum* spp y *Nodularia spumigena*. La abundancia de fitoplancton de esta laguna es menor que la de las otras lagunas y en general fue similar entre sitios de muestreo de la laguna, excepto en otoño de 2020 donde se registró el valor máximo de todo el estudio en el sitio norte, alcanzando 3721 org/L donde 3639 org/L pertenecieron a diatomeas, y la especie dominante fue *Nitzschia* sp. En primavera y verano de 2019 también se observaron valores relativamente elevados de abundancia total en el sitio sur (Figura 14A). La alta abundancia en verano de 2019 se debió principalmente a diatomeas marinas como *Chaetoceros decipiens*, *Ditylum brightwelli* y *Pseudonitzschia c seriata* (Figura 14C) y a los dinoflagelados también marinos *Triplos furca* y *Triplos muellieri* (Figura 14D). En verano se observa una alta abundancia de diatomeas y dinoflagelados marinos indicando ingreso de agua marina concordante con altos valores de conductividad. En los meses de verano y otoño la plataforma uruguaya tiene una mayor presencia de la corriente de Brasil, cálida y salada (Ortega & Martínez 2007) y a su vez una menor descarga del Río de la Plata, que generan condiciones de mayor salinidad. Por lo cual, si las lagunas están abiertas hay un ingreso de agua con alta salinidad que explica la presencia de especies marinas en esta época.

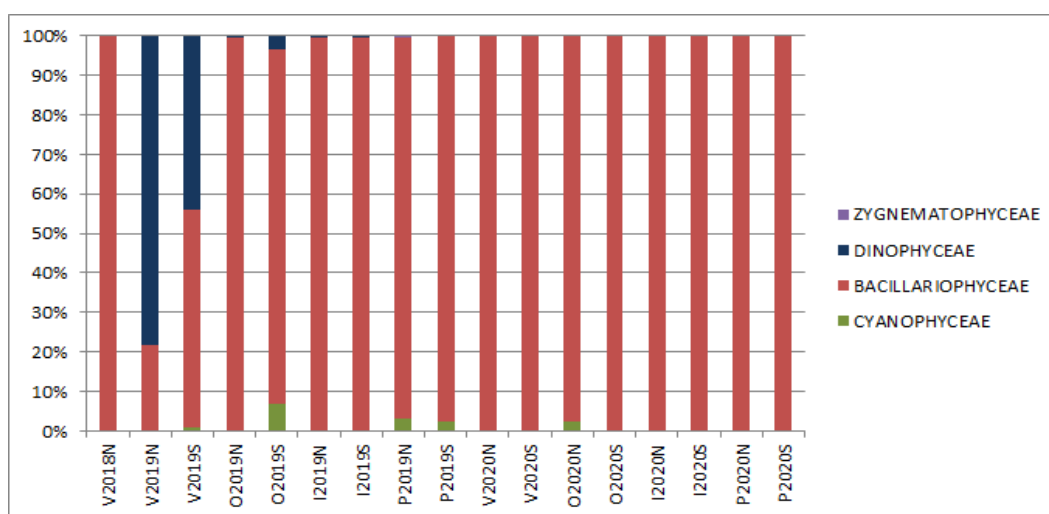


Figura 15. Abundancia relativa de las clases taxonómicas de fitoplancton registradas en Laguna José Ignacio considerando los distintos sitios y las cuatro estaciones del año.

Se registró incluso la especie de diatomea *Pseudonitzschia c seriata* que es potencialmente tóxica (causante de marea roja, envenenamiento amnésico de moluscos) que comúnmente se encuentra en altas abundancias en la costa uruguaya en verano, aunque nunca se ha registrado toxicidad asociada a ella. Asimismo, la baja presencia de cianobacterias durante el período cálido y la ausencia de grupos de fitoplancton de agua dulce (como clorofitas) indicarían un gran intercambio de agua con el mar en esta laguna. Cabe aclarar que, aunque la presencia de cianobacterias fue muy baja los géneros que se registraron son potencialmente tóxicos (e.g *Dolichospermum* y *Nodularia*), registrándose además una de las especies potencialmente tóxica (*Nodularia spumigena*) tolerante a la salinidad (Voß et al 2013, Kahru & Elmgren 2014).

3.1.3.2 Comunidad bentónica

En la Laguna José Ignacio se identificaron 11 taxa, de los cuales 8 fueron clasificados a nivel de especies, uno a nivel de género y dos a nivel de superfamilia (Figura 16, Tabla 9). La riqueza promedio fue de 4.1 ± 2 taxa. En general la riqueza y composición de especies fue similar entre sitios de muestreo, exceptuando algunos muestreos particulares. La abundancia total promedio fue de 1162.5 ± 827.0 ind/m² durante el período de estudio. La zona sur de la laguna fue la que presentó a lo largo de casi todo el período de muestreo tanto la mayor riqueza específica como las mayores abundancias de ejemplares por m² (Figura 16). La clase más abundante, independientemente de la estación del año fueron los Polychaeta (Tabla 9). La especie dominante de la comunidad bentónica fue *Nephtys fluviatilis* (generalmente 69.0 a 94.4% de los individuos analizados), con la excepción de verano e invierno 2019 donde los taxa dominantes fueron *Anphibalanus improvisus* (41.4%) y *Heteromastus cf. similis* en (70.8%) respectivamente. La abundancia relativa de los otros grupos taxonómicos fue baja (menor al 10%). No se observó efecto de la estacionalidad ni de la conductividad en la composición y abundancia del bentos.

La fauna de invertebrados bentónicos fue típicamente estuarina, dominada principalmente por gusanos poliquetos y con valores de abundancia total en torno a 2000 ind/m², excepto en muestreos puntuales donde superaron los 5000 ind/m². Lo observado es consistente con datos obtenidos durante el año 2005 (Meerhoff et al. 2009), tanto en valores de riqueza, composición como abundancia.

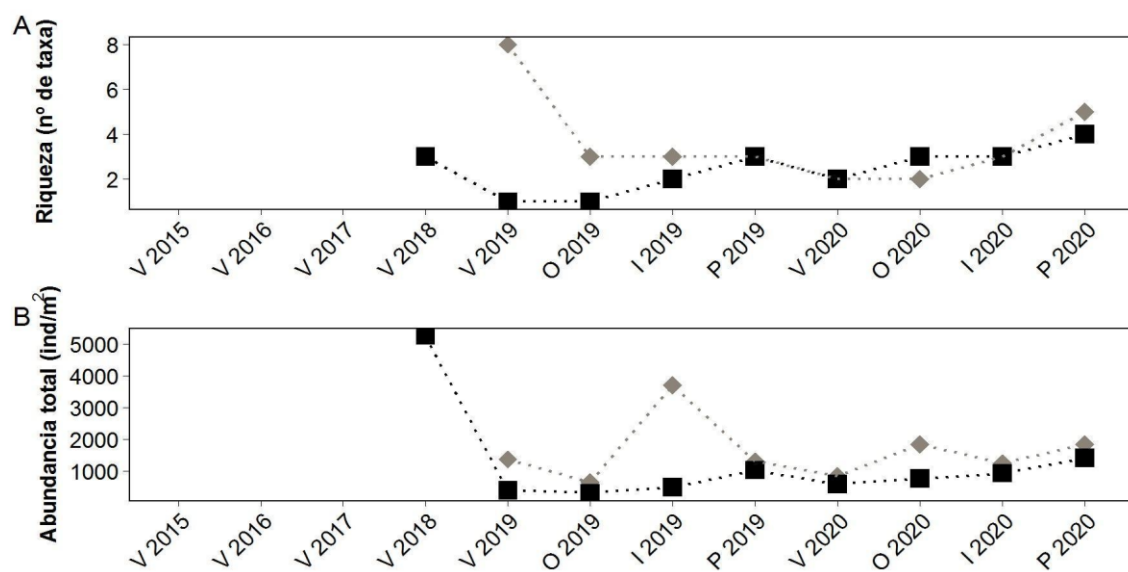


Figura 16. Riqueza específica (A) y Abundancia total del bentos (ind/ m²) (B) a lo largo del año en la Laguna de José Ignacio: norte (cuadrado), sur (rombo).

Tabla 9. Composición taxonómica de la comunidad bentónica de la Laguna José Ignacio durante el período 2018-2020.

| Phylum | Clase | Superfamilia | Familia | Género | Especie |
|------------|--------------|--------------|---------------|---------------------|--|
| Mollusca | Gastropoda | | Cochliopidae | <i>Heleobia</i> | <i>Heleobia</i> aff. <i>australis</i> |
| | Bivalvia | | Erodonidae | <i>Erodona</i> | <i>Erodona mactroides</i> |
| | | | Pharidae | <i>Tagelus</i> | <i>Tagelus</i> aff. <i>plebeius</i> |
| Annelida | Polychaeta | | Capitellidae | <i>Heteromastus</i> | <i>Heteromastus</i> cf. <i>similis</i> |
| | | | Nephtyidae | <i>Nephtys</i> | <i>Nephtys fluviatilis</i> |
| | | | Nereididae | <i>Laeonereis</i> | <i>Laeonereis</i> |
| | | | | | <i>pandoensis</i> |
| Arthropoda | Ostracoda | | Cyprididae | <i>Cyprideis</i> | Indeterminada |
| | Hexanauplia | | Balanidae | <i>Amphibalanus</i> | <i>Amphibalanus</i> |
| | | | | | <i>improvisus</i> |
| | Malacostraca | | Varunidae | <i>Cyrtograpsus</i> | <i>Cyrtograpsus</i> |
| | | | | | <i>angulatus</i> |
| | | Gammaridea | Indeterminada | | sp.1 y sp.2 |

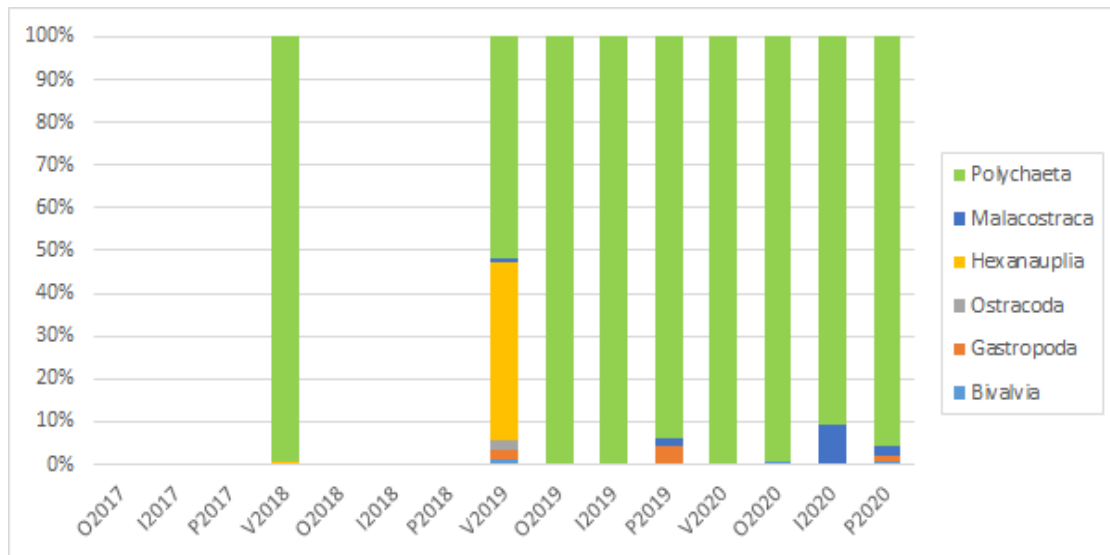


Figura 17. Abundancia relativa de las clases taxonómicas del bentos identificadas en la Laguna José Ignacio, considerando las cuatro estaciones del año.

3.1.3.3 Misidáceos e ictioplancton

Los misidáceos fueron registrados a partir de primavera 2019, con una mayor abundancia en el norte respecto al sur, ocurriendo valores máximos en otoño 2020 ($653 \text{ ind}/100\text{m}^3$ en el norte y $280 \text{ ind}/100\text{m}^3$ en el sur) (Figura 18). Esta diferencia en las abundancias pudo haber estado dada por un mayor esfuerzo de muestreo en el sitio norte. La abundancia promedio para toda la laguna en el periodo de muestreo fue de $101 \pm 186 \text{ ind}/100\text{m}^3$. Si bien no hay estudios previos de este grupo en esta laguna, generalmente las abundancias de misidáceos se asocian a condiciones contrastantes de salinidad, temperatura y también a picos de turbidez en ambientes costeros (Espinosa *et al.* 2019). Esto parece coincidir con lo observado en esta laguna, donde estos organismos se observaron en los muestreos con valores más elevados de turbidez y conductividad, en meses cálidos

El ictioplancton estuvo presente en verano y primavera en ambos sitios de muestreo, siendo más frecuente en el norte (Figura 18). Los huevos ocurrieron únicamente en primavera y verano, siendo el 2020 donde se registraron los máximos valores de abundancia ($242 \text{ ind}/100\text{m}^3$ y $152 \text{ ind}/100\text{m}^3$ respectivamente). Esto se debió a que hubo registros tanto en el norte como en el sur (Figura 18B). La abundancia promedio de huevos en este período fue de $34 \pm 48 \text{ ind}/100\text{m}^3$ con un rango de 0 a $124 \text{ ind}/100\text{m}^3$. El norte fue el sitio que registró mayor frecuencia de larvas, observándose un único registro en el sur en verano 2020. Al igual que los huevos, las larvas ocurrieron únicamente en primavera y verano, siendo su máxima abundancia en verano 2020 y 2019 ($22 \text{ ind}/100\text{m}^3$ y $19 \text{ ind}/100\text{m}^3$ respectivamente), coincidiendo con un registro en ambos sitios de muestreo en el caso de verano 2020. La abundancia promedio de larvas en este período fue de $5 \pm 7 \text{ ind}/100\text{m}^3$ con un rango de 0 a $19 \text{ ind}/100\text{m}^3$. En todo el periodo de estudio, se encontró una mayor abundancia de huevos con respecto a

larvas (Figura 18B y Figura 18C). Estos resultados podrían indicar que en verano esta laguna es un sitio de desove, lo que podrá ser confirmado una vez que se realice la identificación de especies.

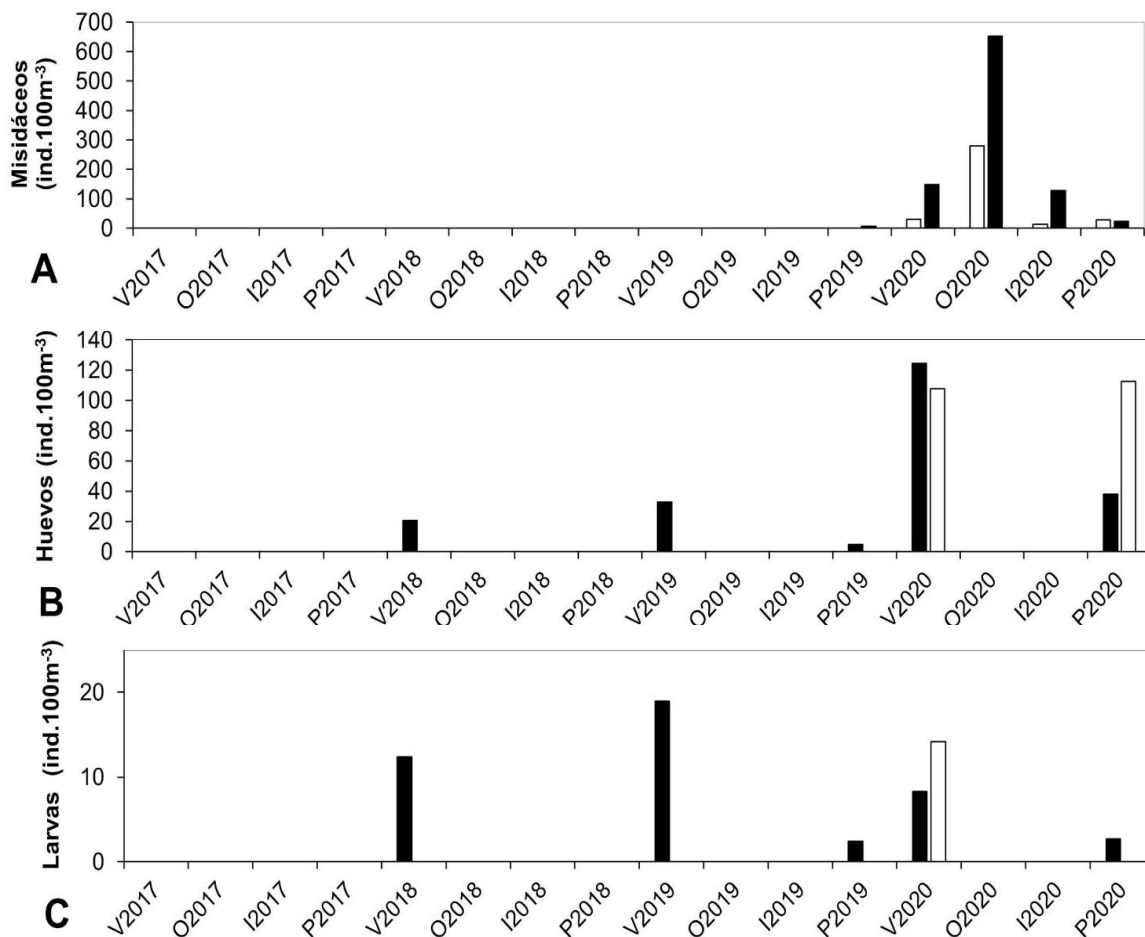


Figura 18. Abundancia en ind/100m³ de A) misidáceos y B) y C) Huevos y larvas de peces en Laguna José Ignacio en el periodo verano 2018-2020. Norte (negro) sur (blanco).

3.1.3.4 Invertebrados de importancia comercial

Durante todo el período de estudio, no se observó la presencia de *Callinectes sapidus* (cangrejo Sirí) en los monitores de desembarque de la pesca artesanal.

Camarón (*Penaeus paulensis*)

A excepción del año 2020, se registró durante todos los años del periodo de estudio zafra de camarón. El rango de tallas y pesos de los ejemplares estuvo comprendido entre 22,0 y 56,5 mm y 2,3 y 38,8 g

respectivamente para el período 2017-2019. Las tallas y pesos medios de los ejemplares presentaron oscilaciones entre años, no evidenciándose ninguna tendencia (Tabla 10).

El factor de condición varió entre 100,3 y 110,1 % en el periodo de estudio, encontrándose diferencias significativas únicamente entre el 2018, año en el cual se registró el mayor valor del $\overline{W_{rm}}$ y los restantes años (KW = 146,09; $p < 0,05$). Todos los valores del $\overline{W_{rm}}$ se encontraron por encima de 100, indicando que para todos los años el peso promedio de los individuos considerados en la laguna de José Ignacio estuvo por encima del peso promedio estimado para la especie en las cuatro lagunas costeras (Tabla 10).

Tabla 10. Estadísticos descriptivos básicos del largo del cefalotórax (LCT, mm) y peso total (Pt, g); y factor de condición promedio ($\overline{W_{rm}}$) para camarón (*Penaeus paulensis*) de laguna de José Ignacio por zafra anual (2017-2019). Tamaño de muestra (n), otoño (O), verano (V) y desvío estándar (DE).

| Año | Estación | n | Rango LCT (mm) | Media \pm DE | Rango Pt (g) | Media \pm DE | $\overline{W_{rm}} \pm$ DE |
|------|----------|-----|----------------|----------------|--------------|----------------|----------------------------|
| 2017 | O | 43 | 22.0-44.6 | 39.5 \pm 4.4 | 2.3-17.3 | 11.7 \pm 3.0 | 101.5 \pm 4.8 |
| 2018 | V-O | 221 | 26.9-56.5 | 42.3 \pm 4.7 | 3.7-38.8 | 15.7 \pm 5.6 | 110.1 \pm 9.2 |
| 2019 | O | 207 | 27.7-48.7 | 38.6 \pm 3.6 | 5.2-19.4 | 10.8 \pm 2.7 | 100.3 \pm 6.3 |

3.1.3.5 Metales pesados

No se detectó presencia de mercurio total (Hg) en ninguna de las muestras analizadas de *P. paulensis* en la Laguna José Ignacio.

3.1.4 Tributarios: calidad de agua

Durante el período la temperatura mínima (9.5°C) se registró en invierno 2019 en el Arroyo José Ignacio y la máxima (26.8°C) se registró en verano del 2020 en el Arroyo Sosa (Figura 19A), mostrando para el período este parámetro una marcada estacionalidad en ambos afluentes. Los valores de pH se mantuvieron durante todo el período dentro del rango estándar contenido en la normativa ambiental nacional (6.5 a 8.5) (Figura 19B).

Asimismo, los valores registrados de oxígeno disuelto cumplieron mayoritariamente durante todo el período con el estándar de la normativa nacional (≥ 5.0 mg/L) (Figura 19C). Se registró un único valor marginalmente menor a la normativa de 4.55 mg/L en primavera 2020 en el arroyo Sosa, mientras que para el arroyo José Ignacio la concentración mínima fue de 7.36 mg/L. La conductividad fue muy similar en ambos tributarios, los valores oscilaron entre 0.11 y 32.2 mS/cm (Figura 19D). El máximo se registró

en el Cañada Sosa en otoño 2020 y podría deberse a bajo caudal, por lo cual, sería importante contar con datos de caudal para corroborar este indicio.

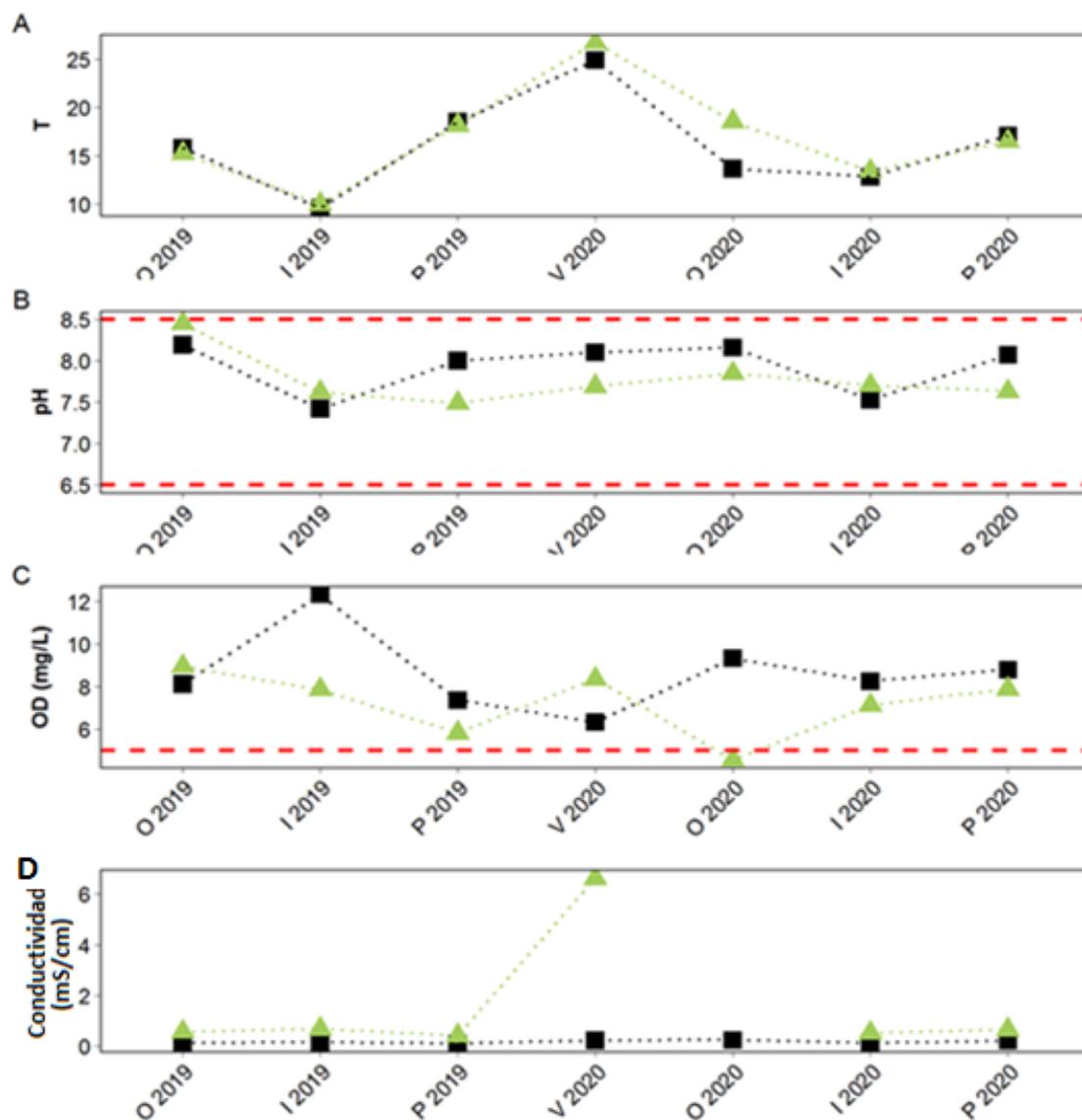


Figura 19. Variación espacial y estacional de la temperatura (A), el pH (B), oxígeno disuelto (C) y la conductividad (D) de los principales tributarios de la Laguna José Ignacio: A° José Ignacio - estación J3 (cuadrado), A° Sosa - estación J14 (triángulo). Las líneas rojas entrecortadas indican los valores límite de pH (superior: 8.5, inferior: 6.5) y oxígeno disuelto (5 mg O₂/L) del Decreto 253/79.

La turbidez presentó valores entre 0.0 y 45.0 NTU, registrándose el mínimo en ambos afluentes en primavera del 2020, mientras que el máximo tuvo lugar en invierno del 2020 en el arroyo Sosa. Durante todo el período los valores registrados se mantuvieron dentro del estándar contenido en la normativa ambiental nacional (<50.0 NTU) (Figura 20).

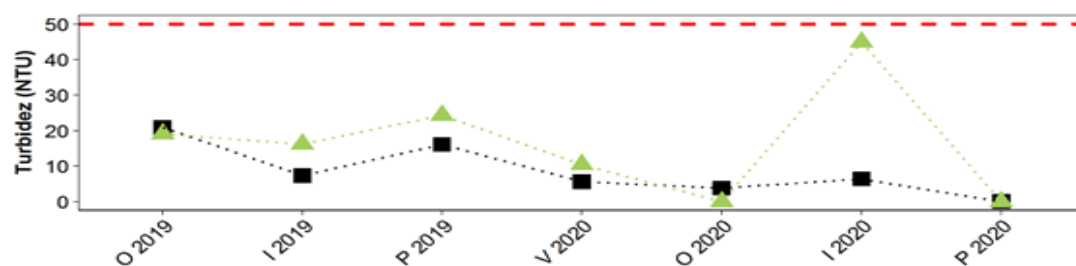


Figura 20. Variación espacial y estacional de la turbidez en los principales tributarios de la Laguna de José Ignacio: Aº José Ignacio - estación J3 (cuadrado), Aº Sosa - estación JI4 (triángulo). La línea roja entrecortada corresponde al valor estándar del Decreto 253/79 (Turbidez: 50 UNT).

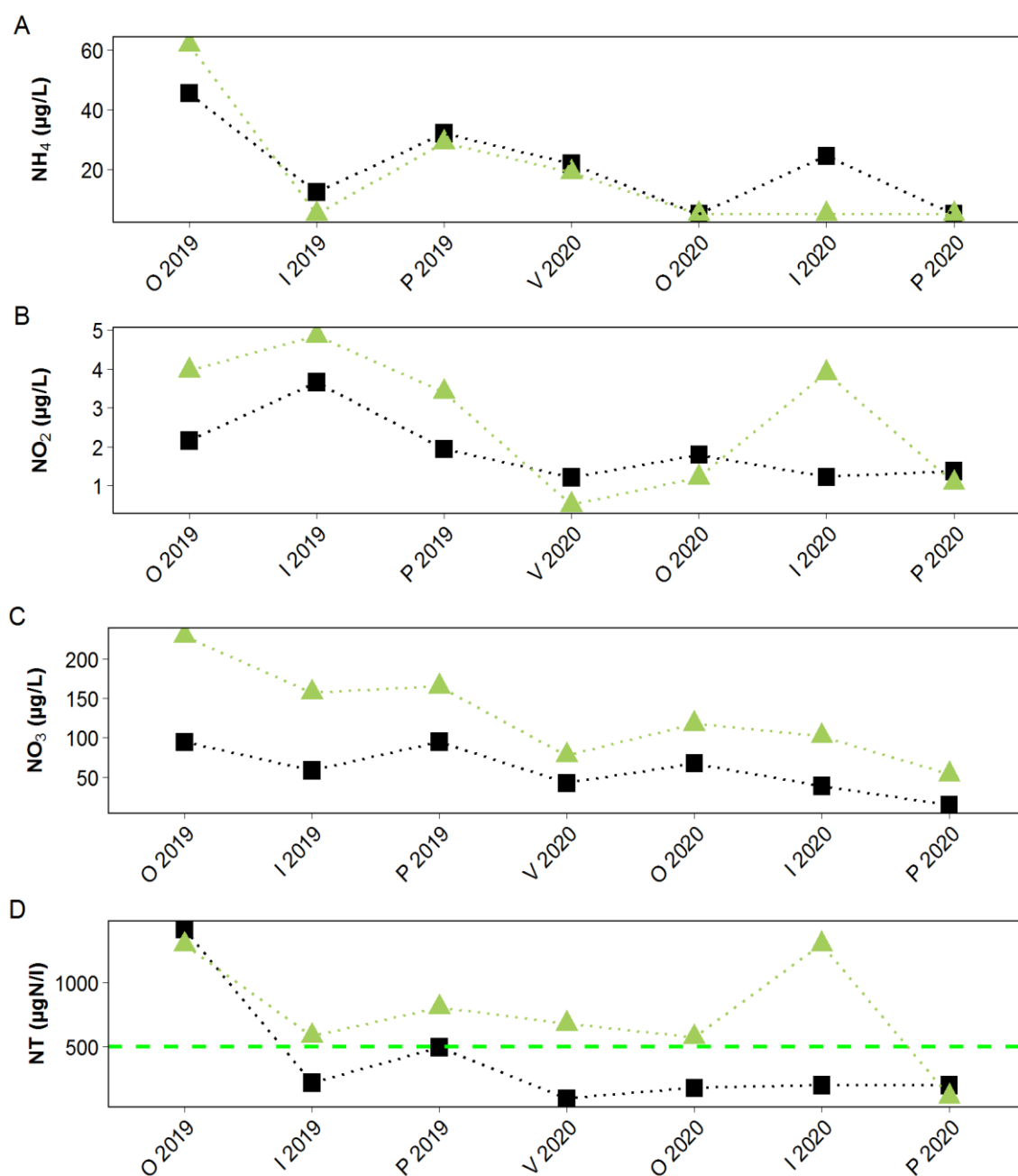


Figura 21. Variación espacial y estacional de las concentraciones de amonio (NH_4) (A), nitrito (NO_2) (B), nitrato (NO_3) (C) y nitrógeno total (NT) (D), de los principales tributarios de la Laguna de José Ignacio: Aº José Ignacio - estación J3 (cuadrado), Aº Sosa - estación JI4 (triángulo). La línea verde entrecortada corresponde al valor objetivo propuesto por la Mesa Técnica del Agua (NT= 0.5 mg N/L).

Respecto a los nutrientes nitrogenados los máximos de NH_4 ($62 \mu\text{g N/L}$) y NO_3 ($229 \mu\text{g N/L}$) se registraron en el arroyo Sosa en otoño del 2019. El máximo de NO_2 ($4.9 \mu\text{g N/L}$) se registró también en el arroyo Sosa, pero en invierno de 2019 (Figura 21A y Figura 21B). El NO_3 presentó un rango de concentración de entre $14 \mu\text{g N/L}$ y $229 \mu\text{g N/L}$ (Figura 21C). El arroyo Sosa fue el tributario que presentó las concentraciones más altas de este nutriente. La concentración de nitrato (NO_3), ningún valor incumplió con el estándar del Decreto 253/79 ($\leq 10.0 \text{ mg de NO}_3$). Los valores máximos de nitrógeno total se registraron en el arroyo José Ignacio ($1421 \mu\text{g N/L}$) en otoño 2019 y en el arroyo Sosa ($1301 \mu\text{g N/L}$ y $1302 \mu\text{g N/L}$) en otoño 2019 e invierno 2020 respectivamente (Figura 21D). Cabe destacar, que el arroyo Sosa presentó en general las mayores concentraciones, excediendo siempre el valor objetivo propuesto por la Mesa Técnica del Agua (2017).

El fosfato (PO_4) presentó un rango de valores de entre $12.2 \mu\text{g P/L}$ (Aº José Ignacio) y $155 \mu\text{g P/L}$ (Cda Sosa), registrándose las mayores concentraciones en el arroyo Sosa (Figura 22A). El Fósforo Total (PT) mostró un rango de concentración de entre $19.2 \mu\text{g P/L}$ en el arroyo José Ignacio y $239 \mu\text{g P/L}$ en la Cañada Sosa (Figura 22B). Al igual que el PO_4 , los valores más altos de PT se observaron en el arroyo Sosa en otoño. Todos los registros, salvo el mínimo de fósforo total, incumplieron con el estándar del decreto vigente ($\leq 25 \mu\text{g P/L}$).

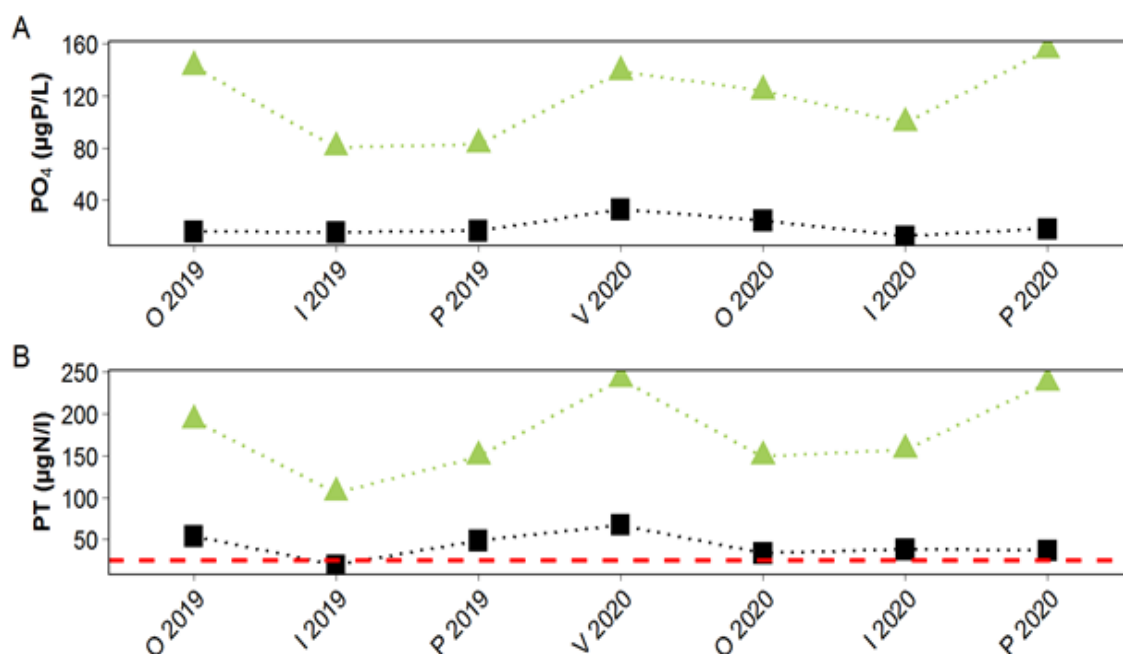


Figura 22. Variación espacial y estacional de la concentración de fosfato (PO_4) y de Fósforo Total (PT) de los principales tributarios de la Laguna de José Ignacio: Aº José Ignacio - estación J3 (cuadrado), Aº Sosa - estación JI4 (triángulo). La línea roja entrecortada corresponde al valor estándar del Decreto 253/79 (PT= $25 \mu\text{g P/L}$).

La clorofila fluctuó entre 0.3 µg/L y 12 µg/L, registrándose el mínimo en el arroyo José Ignacio en primavera 2019 y el máximo en el arroyo Sosa en verano 2020 (Figura 23). Para este parámetro únicamente el máximo registrado incumplió con el valor objetivo propuesto por la Mesa Técnica del Agua (10 µg/L) en el período de estudio.

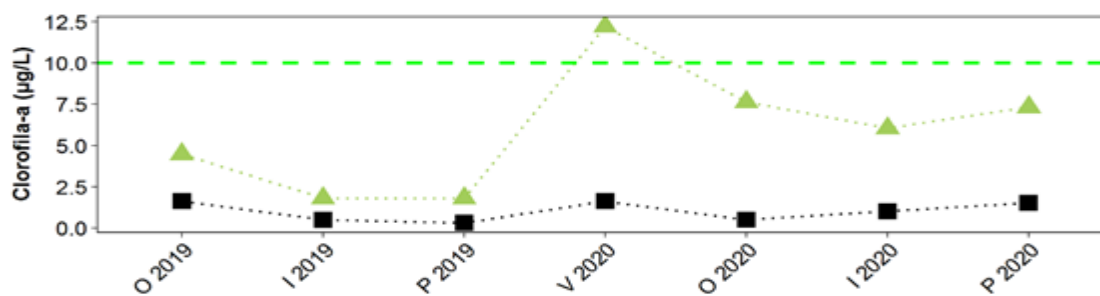


Figura 23. Variación espacial y estacional de la concentración de Clorofila *a* (Clo *a*) en los principales tributarios de la Laguna de José Ignacio: A° José Ignacio - estación J3 (cuadrado), A° Sosa - estación J14 (triángulo). La línea verde entrecortada corresponde al valor objetivo propuesto por la Mesa Técnica del Agua (Clo *a* = 10 µg N/L).

3.1.5 Análisis de cargas

Se realizó el análisis de cargas anuales (ton/año) estimado para PT y NT donde se observaron las proporciones de aporte de estos nutrientes según las diferentes actividades que se realizan en la cuenca de la Laguna de José Ignacio (Tabla 11), (Figura 24). Para el período analizado se observó que el principal aporte de nutrientes proveniente de la cuenca es el difuso (Figura 24), seguido de un importante aporte de tambos. Cabe destacar, que, en relación al aporte de tambos, si se analiza por unidad de superficie, la cuenca de la Laguna José Ignacio es la que tiene mayores valores de exportación tanto de NT como de PT en todos los años (en promedio 9 kg/km²/año de NT y 5 kg/km²/año de PT) de las cuatro lagunas costeras.

Cabe destacar, que según los registros del Ministerio de Ambiente en la cuenca de la Laguna José Ignacio en el período analizado no se registraron aportes de Establecimientos de Ganado Confinado (EGC), ni industrial y doméstico.

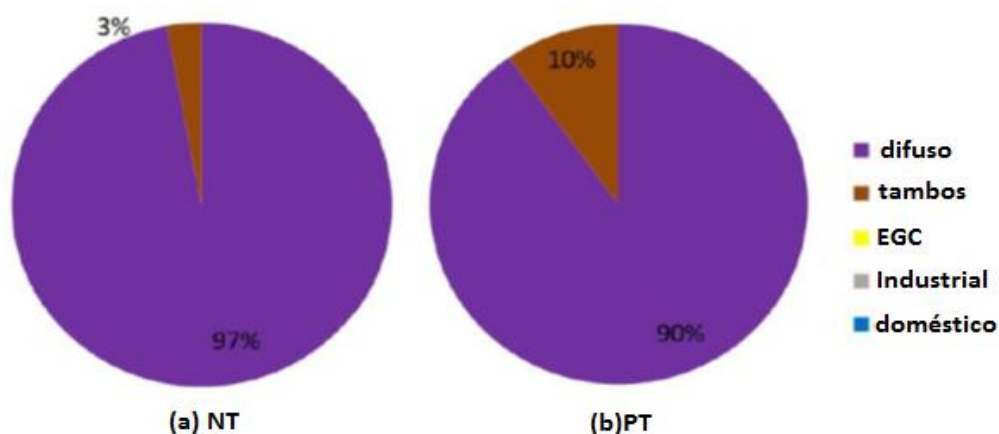


Figura 24. Proporción de nutrientes exportados según actividad para la cuenca de la Laguna José Ignacio en 2018.

Tabla 11. Carga de PT y NT en t/año y kg/ha/año proveniente del aporte difuso y el aporte de tambos vertida en cuenca de la laguna de José Ignacio.

| Nutriente | Cuenca/año | Aporte de Tambos (t/año) | Aporte difuso (t/año) | Aporte difuso (kg/ha/año) |
|-----------|------------|---------------------------|------------------------|---------------------------|
| NT | 2015 | 147 | - | 2.1 |
| | 2016 | - | 6.6 | - |
| | 2017 | - | 6.8 | - |
| | 2018 | 195 | 5.9 | 2.7 |
| | 2019 | - | 62 | - |
| PT | 2015 | 30 | - | 0.4 |
| | 2016 | - | 4 | - |
| | 2017 | - | 4.2 | - |
| | 2018 | 32 | 3.5 | 0.5 |
| | 2019 | - | 3.3 | - |

Por otro lado, la estimación de las cargas en 2019 calculadas a partir de los puntos de monitoreo de los tributarios, mostró la subcuenca que más intensidad de carga de nitrógeno y fósforo aportó a la laguna fue la del arroyo José Ignacio (J3). Esta subcuenca aportó a la laguna en 2019, 88.18 ton/año de NT y 15.06 ton/año de PT, mientras que la cañada Sosa 34.07 ton/año de NT y 4.03 ton/año de PT (Anexo II), aportando a la Laguna de José Ignacio un estimado total de 108.25 ton/año de NT y 19.09 ton/año de PT.

3.1.6 Análisis integrado de la Laguna José Ignacio

Relación entre las variables ambientales y biológicas

El análisis de componentes principales (ACP) entre las variables físicas y químicas del agua y el sedimento mostró que hay tres procesos que claramente determinan las condiciones de la laguna: el intercambio de masas de agua entre el mar y la laguna y el aporte de agua dulce desde la cuenca, la resuspensión de sedimentos y el efecto de la estacionalidad. Estos dos últimos parecen estar asociados. La variabilidad explicada por los dos primeros ejes fue de 67%, lo que mejora al remover algunas variables.

El proceso de intercambio de masas de agua implica la llegada de agua dulce desde la cuenca, cargada de nutrientes y sedimentos. En condiciones de baja de conductividad se registraron mayores valores de nutrientes disueltos en agua y nutrientes en el sedimento, lo que ocurre a mayor profundidad del agua y con mayores valores de precipitación acumulada, 15 días antes del muestreo (variable removida del análisis). Estas condiciones se observaron principalmente durante 2019 (Figura 24, Figura 5, Figura 7, Figura 8, Figura 9). Contrariamente, a valores más elevados de conductividad se registraron menores valores de las variables antes mencionadas y mayores valores de Cloa. Esto es debido a que la composición de especies de fitoplancton en esta laguna tiene gran predominancia de especies marinas, principalmente en verano cuando la plataforma uruguaya está dominada por agua cálida de mayor salinidad (Ortega & Martínez 2007) y dada la mayor evapotranspiración que ocurre en dicho momento la descarga de agua dulce es menor.

Independientemente de los niveles de conductividad, la laguna puede tener valores elevados de turbidez, los que también coinciden con mayores niveles de SST y NT y PT del agua. Esto se debe al efecto de la resuspensión de sedimentos inducida por el viento, lo que a su vez se relaciona con mayores valores de Cloa en agua. Este proceso tiene un patrón estacional, por lo que se relaciona con la temperatura del agua, dado que en general la mayor turbidez se registra en muestreos de verano, cuando la profundidad de la laguna es menor. La resuspensión de sedimento produce un aporte de nutrientes (Chalar & Clemente 2005) y Cloa (Bonilla *et al.* 2005) al agua debido al fitobentos y nutrientes asociados a las partículas de sedimento. Igualmente, estos resultados pueden tener un sesgo estacional, dado que la base de datos cuenta con mayor número de muestreos de verano.

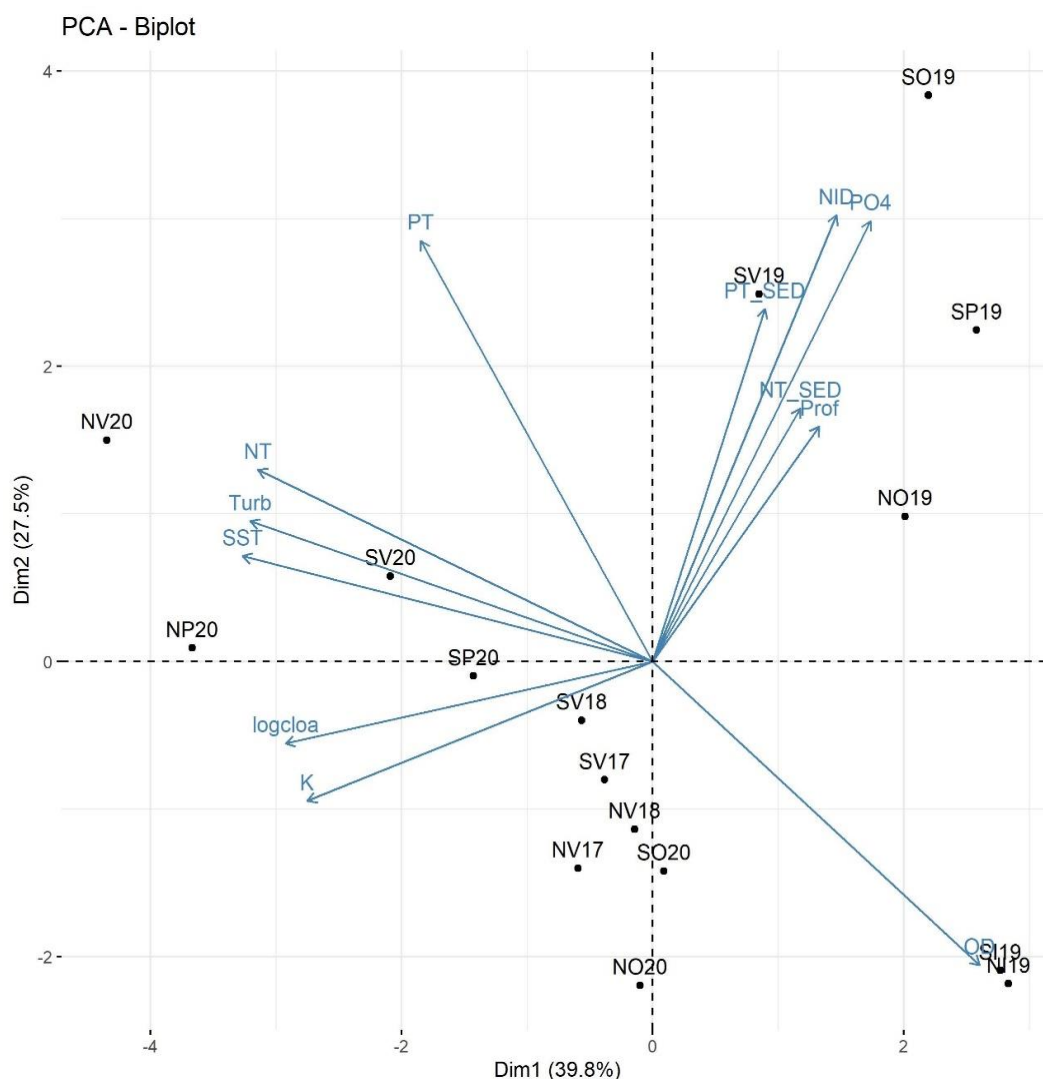


Figura 25. Análisis de Componentes Principales (ACP) con las variables de calidad del agua y el sedimento de la Laguna José Ignacio. Se indican las estaciones del año (V: verano; O: otoño; I: invierno; P: primavera), las estaciones muestreadas (N: norte, C: centro y S: sur) y los números indican el año. Las flechas azules indican las variables analizadas.

Comparación con datos históricos

Para este informe se consideraron como datos históricos (Tabla 12) a los generados entre 2002 y 2006 por la Sección Limnología de la Facultad de Ciencias, correspondientes a Conde *et al.* (2003) y Rodríguez-Gallego *et al.* (2017). Si bien los sitios de muestreo no son exactamente los mismos, a los fines de esta comparación se seleccionaron los sitios ubicados en zonas similares. El sitio norte del período actual es cercano al denominado sito NW de 2005-2006, el cual estaba ubicado más hacia el bolsón NW. Por otro lado, el sitio sur actual, coincide con el sitio denominado centro en el período previo, el cual fue más cercano a la costa E en 2005-2006. Los datos históricos de otros sitios de muestreo no fueron incluidos en el promedio histórico por estar ubicados en sitios poco comparables a los del monitoreo actual (dentro de los bolsones o en la desembocadura de la laguna).

En general, las variables del agua y el sedimento presentaron valores medios y rangos de variación similares a los del período previo o ligeramente mayores en varios casos. En este sentido, la profundidad del agua, el pH, los SST y la conductividad fueron levemente mayores. El NO_3 y NH_4 triplicaron el valor del período previo, mientras que el NT fue mayor. Por el contrario, el PO_4 fue menor y el PT presentó valores similares entre períodos. La Cloa presentó valores medios y máximos similares entre ambos períodos de estudio. A nivel del sedimento, la MOsed aumentó, aunque presentó una variabilidad importante entre muestreos y sitios en el período histórico, mientras que por el contrario el NTsed disminuyó a la mitad, el PTsed y la Cloa-ased se mantuvo muy similar a los valores previos.

Tabla 12. Valores promedio de los indicadores de calidad del agua y el sedimento de la Laguna José Ignacio para el período de estudio comprendido entre 2002 y 2006 (tomados de Conde et al. (2003) y Rodríguez-Gallego et al. (2017)) y el período actual comprendido entre 2015 y 2020.

| | 2002-2006 | | 2015-2020 | | Comparación |
|---------------------------|-----------|------------|-----------|------------|---------------------|
| | Media | Desv. Est. | Media | Desv. Est. | |
| Profundidad (m) | 0.6 | 0.41 | 0.9 | 0.3 | F=12.1, p<0.001 |
| Conductividad (ms/cm) | 19 | 7.32 | 27.3 | 12.5 | F=4.5, p<0.05 |
| Temperatura (°C) | 20.6 | 4.04 | 20.2 | 5.6 | ns |
| OD (mg/L) | 9.8 | 0.92 | 8 | 1.9 | F=12.6, p<0.001 |
| pH | 7.4 | 0.46 | 8.3 | 0.4 | - |
| SST (mg/L) | 26.3 | 12.99 | 36.9 | 34.7 | ns |
| MOSS (mg/L) | 7.3 | 4.52 | 7.7 | 6.3 | ns |
| PO_4 (μg/L) | 28.3 | 76.77 | 9.7 | 9.8 | ns |
| PT (μg/L) | 52.5 | 90.48 | 55 | 23.3 | F=15.2, p<0.0001 |
| NO_3 (μg/L) | 4.8 | 7.73 | 18.7 | 31.2 | Chi²=8.3, p<0.005 |
| NO_2 (μg/L) | 0.7 | 0.68 | 1 | 0.7 | ns |
| NH_4 (μg/L) | 9.8 | 13.51 | 30.3 | 55.1 | ns |
| NT (μg/L) | 420.2 | 329.16 | 574.1 | 254.3 | ns |
| Clo-a (μg/L) | 4.7 | 3.75 | 5.2 | 2.8 | ns |
| Mosed (mg/gPS) | 39 | 62.87 | 63.6 | 18.9 | Chi²=12.8, p<0.0005 |
| Ptsed (mg/gPS) | 191.1 | 99.56 | 172.6 | 91.6 | ns |
| Ntsed (mg/gPS) | 340.6 | 354.8 | 148 | 183 | ns |
| Clo-a fitobentos (mg/gPS) | 37.9 | 17.81 | 41.9 | 17.8 | ns |

3.1.7 Síntesis de la cuenca de la Laguna de José Ignacio

Los indicadores de calidad del agua en la Laguna José Ignacio no mostraron diferencias marcadas entre sitios de muestreo, aunque en general los valores máximos de nutrientes disueltos, turbidez y algunos indicadores del sedimento se alcanzaron en el sitio sur, mientras que los valores más elevados de coliformes se registraron en el sitio norte. La ausencia del típico gradiente norte-sur registrado para otras lagunas (Rodríguez-Gallego *et al.* 2017) puede deberse a que ambas estaciones de muestreo se ubicaron relativamente alejadas de la boca de la laguna, donde la mezcla entre agua dulce y marina es mayor y a la vez ambas estaciones capturan la incidencia de los dos tributarios principales, por lo que no se cuenta con un sitio sur de condiciones más marinas.

Según la concentración de clorofila *a* en agua para el período de estudio, la Laguna de José Ignacio se clasificó en estado mesotrófico bajo los criterios de la OCDE (1982) y oligotrófica según Lamparelli (2004). Los valores de nutrientes disueltos, ya sea de fósforo como de nitrógeno fueron en general bajos, cercanos a los límites de detección la mayor parte del tiempo, mientras que los nutrientes totales, tanto de fósforo como de nitrógeno registraron valores cercanos o por debajo de los estándares y los valores objetivo recomendados (Decreto 253/79; Mesa Técnica del Agua 2017) en varios muestreos. Pese a esto, la comparación con los datos históricos muestra algunas señales de alerta debido a un aumento importante de los nutrientes disueltos en agua y a algunos valores de Cloa que estuvieron cercanos o superaron el valor objetivo propuesto por la Mesa Técnica del Agua (2017).

Para los metales analizados en sedimento, se registraron valores cuantificables de Cr, Cu, Pb y Hg. Sin embargo, todos los valores determinados estarían por debajo del estándar planteado por la normativa internacional de referencia (Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQG)). Por tanto, no representarían un riesgo para los diferentes usos de este sistema. En esta cuenca, dada la ausencia de industrias y la presencia de centros urbanos pequeños en términos relativos, existe la posibilidad de que estos metales tengan un origen geológico o sedimentológico, pero son necesarios estudios específicos para poder confirmar este indicio.

Respecto a los agroquímicos analizados en sedimento únicamente se registraron valores cuantificables para el glifosato. Lamentablemente para este parámetro en la matriz sedimento no se cuenta con normativa nacional y tampoco se encontró normativa internacional que definiera límites admisibles. En relación a los agroquímicos determinados en esta laguna, aún se cuenta con muy pocos datos para poder realizar una evaluación que sea representativa del sistema. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que su presencia es un indicador de que es necesario continuar el monitoreo.

Los Compuestos Bifenilos Policlorados (PCB) indicadores, junto con los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) fueron analizados únicamente en el verano 2019. Los PCB pertenecen a los compuestos orgánicos persistentes (COP) y son indicadores de productos químicos industriales, siendo

nocivos para el medio ambiente y la salud humana, en especial por sus posibles efectos sobre el sistema endócrino (PNUMA, 2007). En cuanto a los PAHs cuantificables, que presentan estándar en el GESTA-AGUA (2014), ninguno superó los estándares establecidos. Se utilizó además el estándar de PAHs totales propuesto por la EPA (22800 µg/kg), de forma de poder evaluar el contenido total, obteniéndose valores muy inferiores al estándar mencionado en todas las estaciones de monitoreo.

La comunidad de fitoplancton en esta laguna presenta una alta proporción de especies de origen marino, principalmente en verano. Esto sumado a los elevados niveles de conductividad durante gran parte del período de estudio indican un importante intercambio con el mar, lo que explica la ausencia de clorofitas y la baja abundancia de cianobacterias. Si bien, esto es positivo desde el punto de vista del riesgo de desarrollar floraciones de cianobacterias, puede implicar un cierto riesgo de desarrollo de mareas rojas. En este sentido, el registro de *Pseudonitzschia seriata*, especie potencialmente tóxica (causante de marea roja, envenenamiento amnésico de moluscos o ASP por su sigla en inglés, aunque en Uruguay no se ha registrado toxicidad asociado a ella), que comúnmente se encuentra en altas abundancias en la costa uruguaya en verano, requiere continuar con el monitoreo de esta comunidad. Cabe aclarar que, aunque la presencia de cianobacterias fue muy baja los géneros que se encontraron son potencialmente tóxicos (e.g. *Dolichospermum* y *Nodularia*), registrándose además una de las especies potencialmente tóxica (*Nodularia spumigena*) tolerante a la salinidad (Voß et al 2013, Kahru & Elmgren 2014).

Esta laguna no presentó plantas sumergidas en todos los años estudiados (Conde *et al.* 2003, Rodríguez-Gallego *et al.* 2017). Sin embargo, Fabiano & Santana (1999) reportaron la presencia de la planta sumergida *Zannichellia palustris* L. tal como se registraba en Laguna de Rocha y de Castillos, a la vez que Rodríguez-Gallego *et al.* (2012) reportó polen de *Ruppia maritima* L. en testigos de sedimentos recientes. Esto podría estar indicando que esta comunidad desapareció del sistema en las últimas décadas o bien que presenta fluctuaciones poblacionales de gran amplitud temporal.

El bentos estuvo compuesto por una comunidad típicamente estuarina y no mostró cambios sustanciales respecto de estudios previos, mostrando una dominancia de gusanos poliquetos, en lugar de gasterópodos y bivalvos como en las restantes lagunas. Esto ya había sido reportado por Meerhoff *et al.* (2013) y Giménez *et al.* (2014). Si bien esta autora reportó una abundancia promedio un poco mayor a la de este monitoreo, esto podría deberse a que el sitio sur de su estudio estaba ubicada en la boca de la laguna y era el sitio con mayor abundancia de organismos. En este estudio, el sitio sur está ubicado en una zona más cercana a lo que Meerhoff *et al.* (2013) denominaron como centro y presentó menor abundancia. Esta comunidad fue similar a la que presentan las marismas, lo que podría estar explicado por la baja profundidad de todo el sistema y la gran extensión de la vegetación litoral de *Spartina spp.* Isacch *et al.* (2006) destacan a la Laguna José Ignacio como la segunda marisma más extensa y relevante del país, luego del Aº Maldonado.

La presencia de misidáceos fue poco frecuente, y en los momentos en los que fueron registrados mostraron abundancias relativamente moderadas. Esto indicaría, que su potencial función como organismo clave en la transferencia de energía en la trama trófica desde niveles tróficos inferiores a los superiores podría ser menos relevante que la reportada para Laguna de Rocha (Rodríguez-Graña *et al.* 2008, Milessi *et al.* 2010). Respecto al ictioplancton, se observaron tanto huevos como larvas en todos los muestreos realizados en verano y primavera en el sitio sur y en menor medida en el norte, aunque las abundancias fueron bajas en comparación con datos previos reportados en Bonilla *et al.* (2006) para estudios realizados en 2003. Estos autores indicarían que esta laguna es un sitio de desove y cría para la lacha (*Brevoortia aurea*) y potencialmente para otras especies, lo que es apoyado por los datos de este monitoreo, aunque deberá ser confirmado con la futura identificación de las especies.

En laguna José Ignacio, no se observó la presencia de *Callinectes sapidus* en los monitores de desembarque de la pesca artesanal para este período 2017-2019. La especie de camarón (*Penaeus paulensis*) si bien mostró oscilaciones en las tallas y pesos de los ejemplares observados, no se evidenció ninguna tendencia. Para esta especie, se registraron diferencias significativas en el factor condición promedio ($\overline{W_{rm}}$) únicamente entre el 2018 del período, año en el cual se registró este factor. Todos los valores registrados del $\overline{W_{rm}}$ se encontraron por encima de 100, lo cual indica que el peso promedio de los individuos considerados en la Laguna José Ignacio estuvo por encima del peso promedio estimado para la especie en las cuatro lagunas costeras. Cabe destacar que no se detectó presencia de Hg total en las muestras analizadas de *P. paulensis*.

En relación a los tributarios en general los el arroyo José Ignacio y la Cañada Sosa presentaron valores de cumplimiento de los estándares de aptitud ambiental. Se registraron incumplimientos únicamente en las concentraciones de los nutrientes totales (NT, PT y Cloa), registrándose siempre los mayores valores en la cañada Sosa. Sin embargo, es importante destacar que las elevadas concentraciones de nutrientes que presentó la cañada Sosa, podrían deberse al bajo caudal observado durante el período. Sin embargo, sería importante contar con datos de caudal de forma de poder confirmar este indicio.

Por últimos, en el análisis de cargas anuales (ton/año) estimado para PT y NT para el período 2017-2019, se observó que el aporte difuso representa la mayor proporción de aporte de estos nutrientes desde la cuenca, seguido del aporte realizado por los tambos. Asimismo, el análisis de cargas anuales (ton/año) estimado para los indicadores de eutrofización (PT y NT) para el año 2019 realizado a partir de los puntos de monitoreo, indicó que la subcuenca del arroyo José Ignacio fue la que más carga aportó a la laguna, probablemente esto se deba a su mayor tamaño. Si bien, los estudios realizados de uso de suelo por Rodríguez-Gallego *et al.* (2017), muestran que cuenca de la Laguna de José Ignacio presenta un bajo cambio en el uso del suelo, dado que desde 1974 hasta el 2005 se observó una disminución del 3.9% en las praderas naturales y del 4.2% del bosque nativo. Aumentando en el mismo período la forestación un 5.4 % y la agricultura en un 3.4%. Sin embargo, se requieren evaluaciones más recientes, que describan los cambios actuales y permitan capturar el avance de la agricultura en la cuenca.

3.2 Cuenca de la Laguna Garzón

3.2.1 Laguna: calidad del agua

La temperatura del agua varió entre 9.5 y 26.1 °C, con un promedio para toda la laguna de 19.3 ± 5.4 °C (Figura 26A), presentando un claro patrón estacional, sin diferencias entre sitios de muestreo. El pH (Figura 26B) presentó un rango de variación entre 7.2 y 9.0, con un valor promedio de 7.9 ± 0.4 , mostrando condiciones básicas en todos los muestreos. En general, los valores estuvieron dentro del rango admitido por el Decreto 253/79 ($\text{pH} \geq 6.5 - \leq 8.5$), con excepción de tres muestreos (uno en cada sitio) que excedieron dicho límite, los que coincidieron con años con valores relativamente elevados de conductividad. El sitio norte mostró una leve tendencia a presentar valores menores de pH.

Los valores de oxígeno disuelto oscilaron entre 6.4 y 10.9 mg O₂/L, con un promedio para toda la laguna de 8.0 ± 1.2 mg O₂/L, siguiendo un patrón inverso al de la temperatura del agua (Figura 26C), y cumpliendo siempre con el estándar (≥ 6.5 mg O₂/L) de la normativa ambiental. El porcentaje de saturación de oxígeno promedio fue de 90.4 ± 0.8 , sin diferencias entre sitios de muestreo, indicando que la laguna se encontró bien oxigenada todo el año.

La conductividad presentó valores entre 1.4 y 36.9 mS/cm. En general, los menores valores se observaron en invierno y los mayores en verano y primavera, sin diferencias marcadas entre sitios, indicando que la laguna presenta condiciones de circulación que homogeneizan rápidamente el agua en todo el espejo. Se destacó la muy baja conductividad en el período entre primavera de 2017 e invierno de 2018 (Figura 26D) y también en invierno de 2019 (≤ 6 mS/cm). El valor máximo de conductividad se observó en primavera de 2020. Los restantes muestreos presentaron valores intermedios de conductividad (entre ca. 10 y 25 mS/cm), siendo 2018 el año de menor conductividad y 2020 el de mayor (Figura 27). El promedio de conductividad para el período fue de 12.5 ± 9.5 mS/cm (Figura 26D).

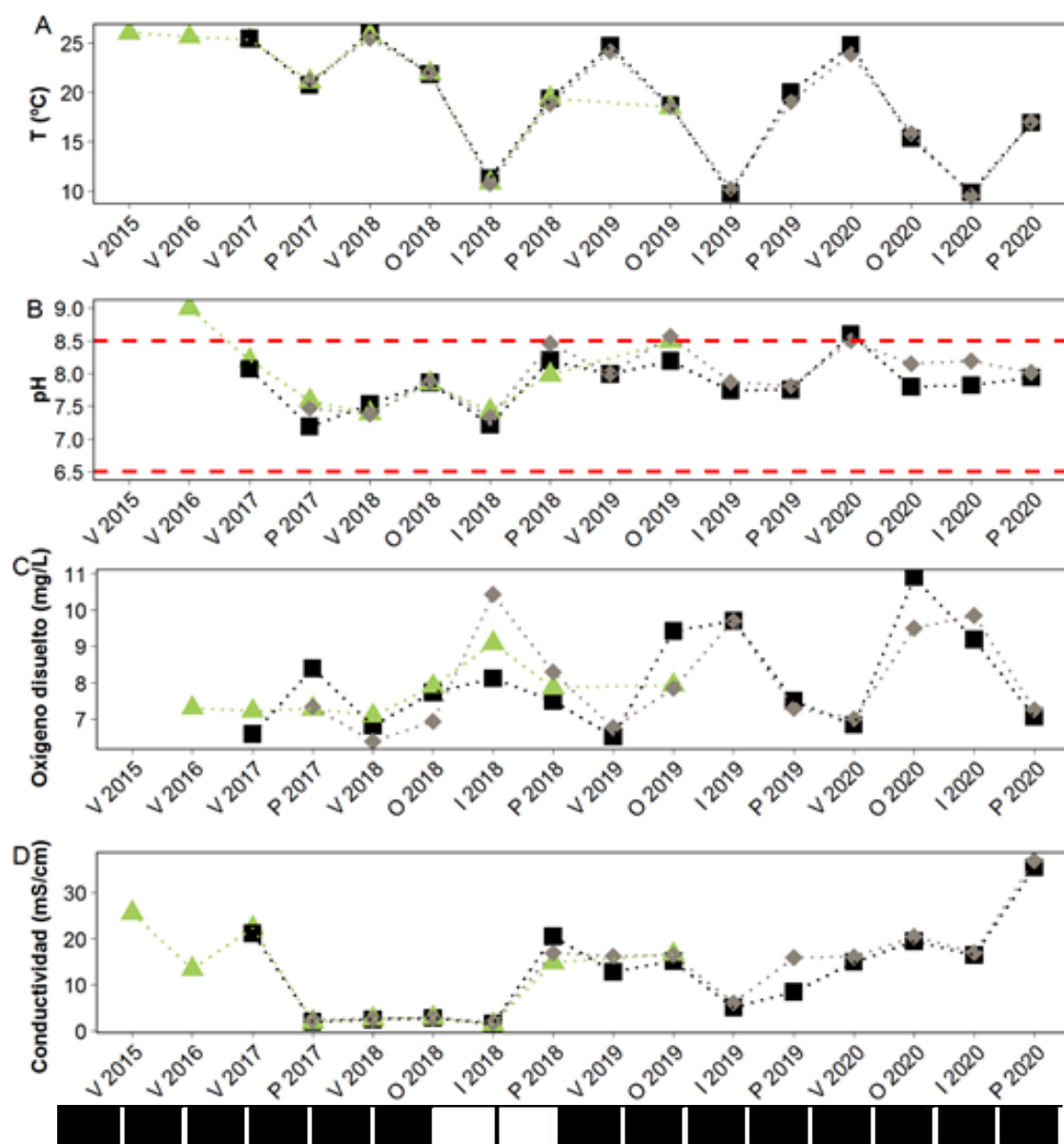


Figura 26. Variación espacial y estacional de la temperatura (A), el pH (B), oxígeno disuelto (C) y conductividad (D) de la Laguna Garzón: norte (cuadrado), centro (triángulo) y sur (rombo). En la parte inferior del gráfico de conductividad se presenta el estado de la barra arenosa el día del muestreo: abierta (blanco) y cerrada (negro). La línea roja entrecortada indica los valores del estándar del Decreto 253/79 de pH (superior: 8.5, el límite inferior de 6.5 se omitió) y el límite inferior admitido para oxígeno disuelto (5 mg/L), no se visualiza en figura por escala.

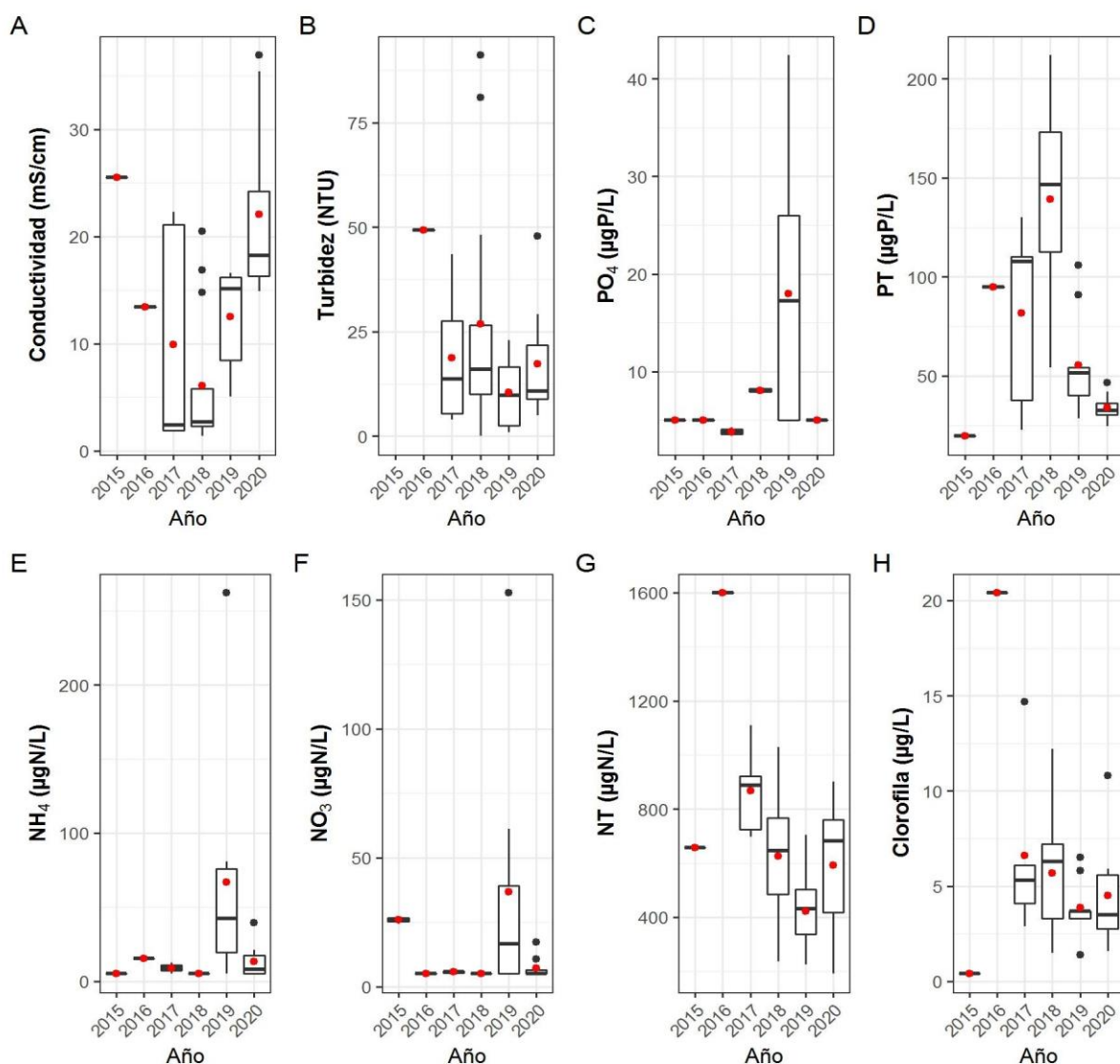


Figura 27. Variación interanual de la conductividad y principales indicadores de calidad del agua de la laguna Garzón. Línea horizontal: mediana; caja: primer y cuarto cuartil, líneas verticales: rango intercuartílico; puntos negros: valores extremos; puntos rojos: valor medio.

La profundidad del agua osciló entre 0.7 y 2.2 m, y presentó un valor medio de 1.4 ± 0.4 m (Figura 28), siendo mayor en el sitio norte. La turbidez presentó valores entre 0.0 y 91.1 UNT, con un promedio para toda la laguna de 20.0 ± 21.4 UNT (Figura 29A). Los valores de mayor turbidez se registraron en el centro de la laguna, seguidos del sitio sur. Los valores máximos de turbidez estuvieron cercanos o superaron el límite establecido por el Decreto 253/79 (máx. 50 UNT), aunque estuvieron dentro de lo esperable para las lagunas costeras someras de nuestro país (Conde et al. 2002, Chalar & Clemente 2005, Rodríguez-Gallego et al. 2017).

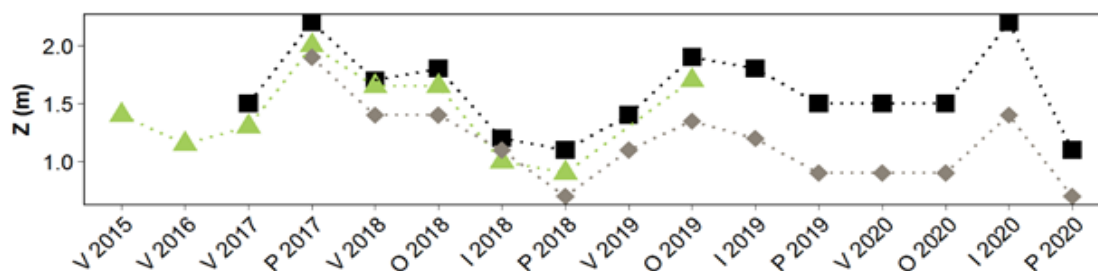


Figura 28. Variación espacial y estacional de la profundidad del agua de la Laguna Garzón: norte (cuadrado), centro (triángulo) y sur (rombo).

Los sólidos suspendidos totales (SST) variaron entre 7.7 y 102.7 mg/L, siguiendo un patrón similar al de turbidez (Figura 29B). Los muestreos con mayores valores de SST y turbidez coincidieron con menores valores de profundidad del agua. El promedio de SST durante el período de estudio fue de 22.3 ± 20.0 mg/L. La materia orgánica de los sólidos en suspensión (MOSS) representó en promedio el 26 % de los SST, y mostró un perfil similar al de los SST (Figura 29C). El promedio para el período estudiado fue de 5.4 ± 4.8 mg/L. A su vez, la profundidad del disco de Secchi (datos no mostrados), indicador de la transparencia del agua, fue de 0.9 ± 0.4 m, representando en promedio el 63% de la profundidad del agua, indicando que los sedimentos de la laguna reciben escasa luz durante largos períodos de tiempo.

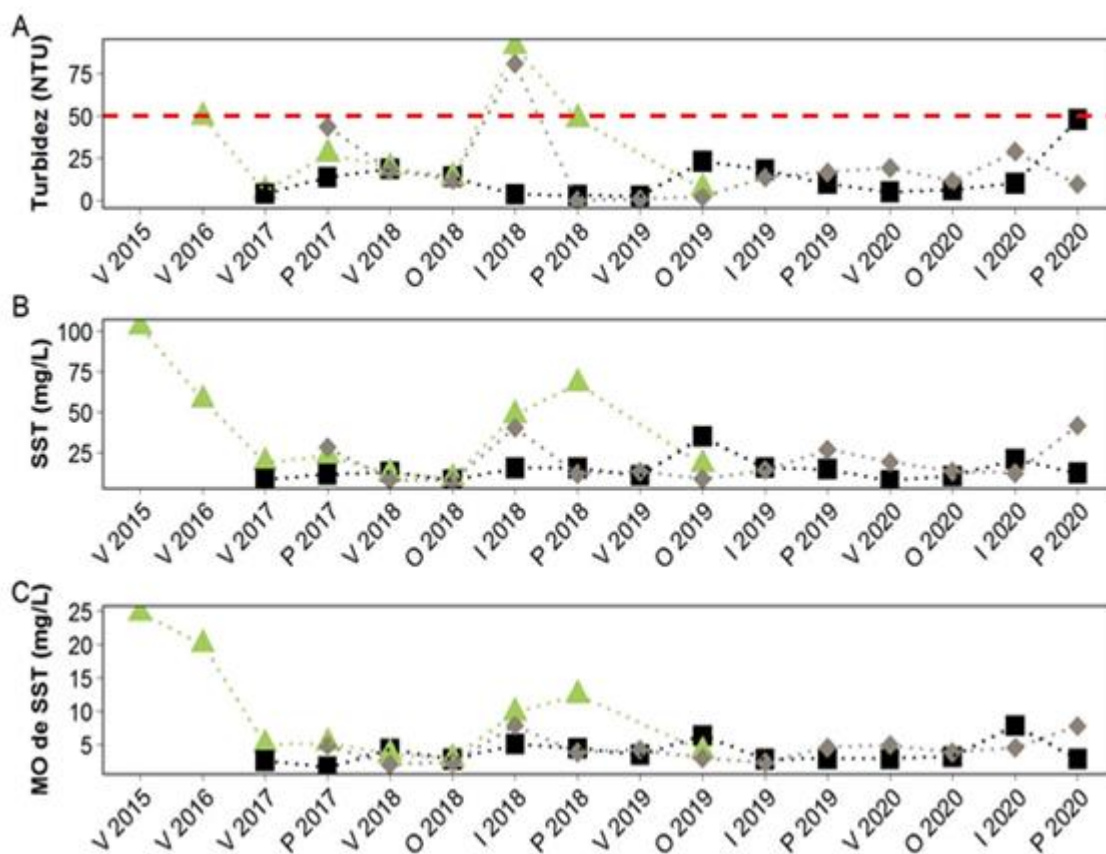


Figura 29. Variación espacial y estacional de turbidez (A), sólidos en suspensión (B) y materia orgánica (C) de la Laguna Garzón: norte (cuadrado), centro (triángulo) y sur (rombo). La línea roja entrecortada indica el valor límite establecido (50 UNT) por el Decreto 253/79.

La concentración de amonio (NH_4) fue fluctuante entre estaciones del año y sitios de la laguna, variando entre valores menores al límite de detección ($<10 \mu\text{g N/L}$) y $100.0 \mu\text{g N/L}$, con un promedio de $38.1 \pm 28.1 \mu\text{g N/L}$. En general el sitio norte mostró valores más elevados, aunque los valores máximos se observaron en el centro y el sur (Figura 30A). La concentración de nitrito (NO_2) fue generalmente menor a $5.2 \mu\text{g N/L}$, variando entre el límite de detección $<1 \mu\text{g N/L}$ y un valor extremo de $11.4 \mu\text{g N/L}$ en el norte de la laguna en verano de 2017 (Figura 30B). La media para la laguna fue de $1.9 \pm 2.1 \mu\text{g N/L}$.

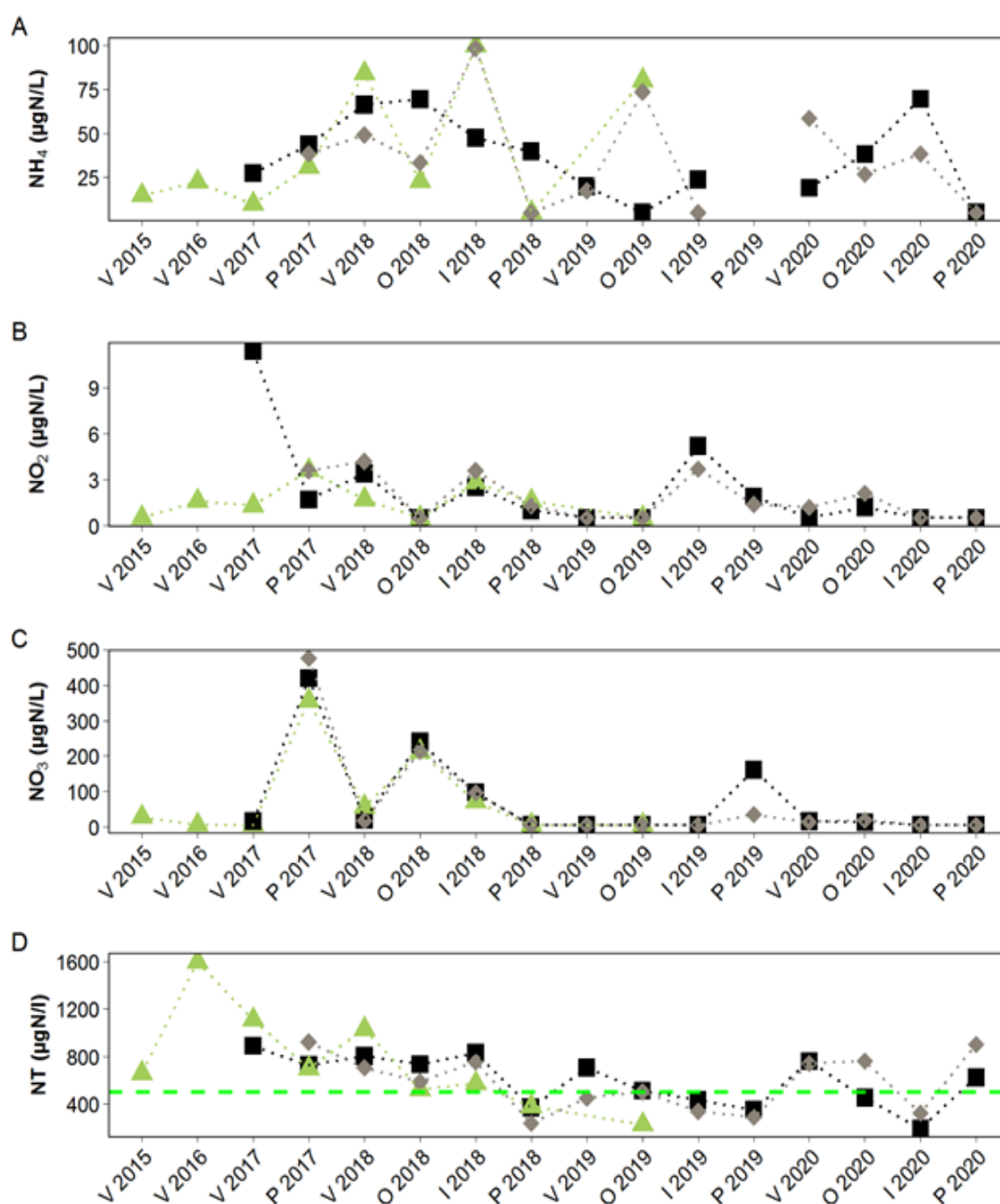


Figura 30. Variación espacial y estacional de amonio (A), nitrito (B), nitrato (C) y nitrógeno total (D) de la Laguna Garzón: norte (cuadrado), centro (triángulo) y sur (rombo). La línea verde entrecortada indica el valor guía propuesto por la Mesa técnica del agua ($\leq 500 \mu\text{g/L}$).

La concentración de nitrato (NO_3) fue generalmente menor o cercano al límite de detección ($<10 \mu\text{g N/L}$) la mayor parte del tiempo y alcanzó un valor máximo de $476.9 \mu\text{g N/L}$ en primavera de 2017. El promedio para toda la laguna fue de $73.7 \pm 124.2 \mu\text{g N/L}$ (Figura 30C). Los valores máximos se registraron en primavera y otoño. La concentración de nitrógeno total (NT) varió en el rango entre 190.9 y $1599.0 \mu\text{g N/L}$, con un promedio para toda la laguna de $629.4 \pm 287.6 \mu\text{g N/L}$. Los mayores valores, incluido el valor máximo, se registraron en verano. En general, los valores de NT superaron el valor guía propuesto por la Mesa técnica del agua ($500 \mu\text{g N/L}$) (Figura 30D). Con excepción del amonio que fue variable entre sitios, las restantes formas de nitrógeno mostraron concentraciones similares entre todos los sitios de la laguna. El período entre primavera de 2017 e invierno de 2018 se caracterizó por presentar valores generalmente más elevados de todas las formas de nitrógeno, lo que coincidió con un período de muy baja conductividad. Incluso, a partir de primavera de 2018, donde se produjo un ascenso de la conductividad, se registró un aparente descenso en todas las formas de nitrógeno, con excepción de algún valor máximo que alcanzó valores similares a los del período previo. A nivel interanual, se observó que 2019 presentó los valores más elevados de amonio y nitrato, pero los más bajos de NT (Figura 30D).

La concentración de ortofosfato (PO_4) varió entre valores menores al límite de detección ($<10 \mu\text{g P/L}$) y $91.0 \mu\text{g P/L}$, con un promedio para toda la laguna de $27.7 \pm 26.8 \mu\text{g P/L}$ (Figura 31A). No se observó un patrón estacional marcado ni diferencias entre sitios de la laguna. La concentración de fósforo total (PT) (Figura 31B) varió entre 19.6 y $211.9 \mu\text{g P/L}$, con un promedio de $82.4 \pm 55.8 \mu\text{g P/L}$. El comportamiento anual y por sitios del PT fue muy similar al del ortofosfato. El valor promedio de todos los datos se encontró muy cercano al límite establecido por la normativa ($25 \mu\text{g/L}$, del Decreto 253/79), cabe destacar que alrededor de la mitad de los muestreos, los valores estuvieron cercanos o por debajo a dicho límite.

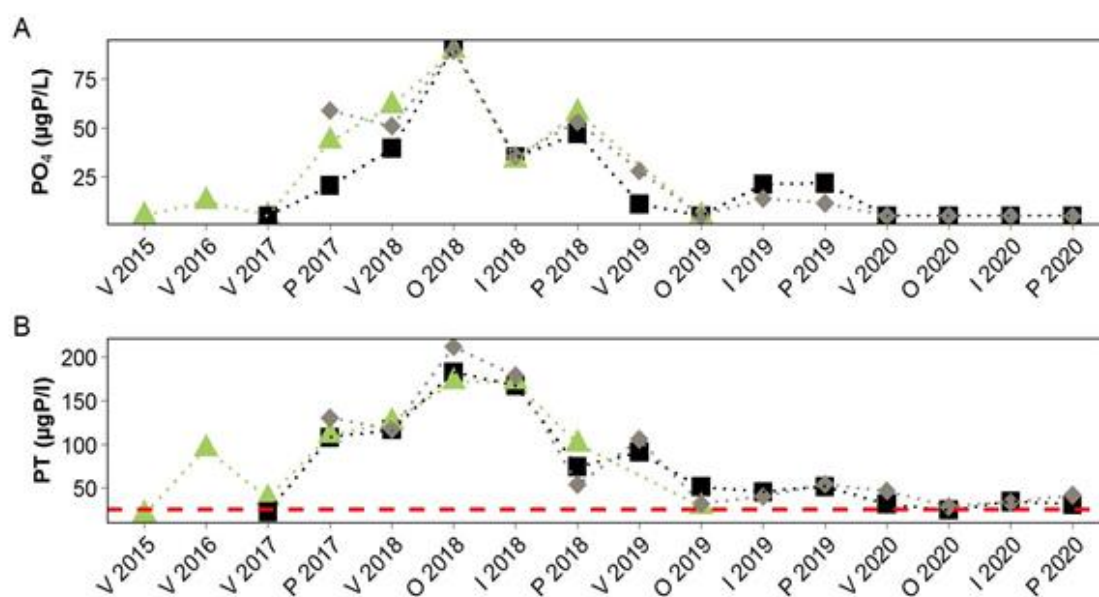


Figura 31. Variación espacial y estacional de ortofosfato (A) y fósforo total (B) de la Laguna Garzón: norte (cuadrado), centro (triángulo) y sur (rombo). La línea roja entrecortada indica el límite establecido para el fósforo total según el Decreto 253/79.

Al igual que para el nitrógeno, se observó un período entre primavera de 2017 y verano de 2019, donde los valores de fósforo fueron más elevados, con un descenso a partir de primavera de 2018 y de otoño de 2019. Esto fue coincidente con valores más bajos de conductividad. El descenso del fósforo se produce cuando la conductividad comienza a aumentar, manteniéndose los valores muy bajos a partir de entonces. La comparación interanual, también fue similar a la del nitrógeno, donde los valores medios más elevados de ortofosfato se registraron en 2019 y para el PT los valores más bajos fueron en 2019 y 2020, mostrando un patrón más o menos inverso al de conductividad.

La biomasa fitoplanctónica, estimada a través de la concentración de clorofila *a* (Cloa) fluctuó entre 0.4 y 20.4 µg/L, con un promedio para toda la laguna en el período estudiado de 5.4 ± 4.0 µg/L (Figura 32). Los valores más elevados se registraron en verano y primavera de 2016, 2017 y primavera de 2018, siendo mayor en el centro de la laguna. La Cloa superó el valor recomendado por la Mesa Técnica del Agua (2017) en cuatro muestreos. Según la OCDE (1982) y Lamparelli (2004), la Laguna Garzón se clasificó en estado mesotrófico para el período de estudio. Esto coincide con observaciones previas, en las que se identificaron para la laguna diatomeas indicadoras de estado eutrófico y mesotrófico (Bergamino *et al.* 2018).

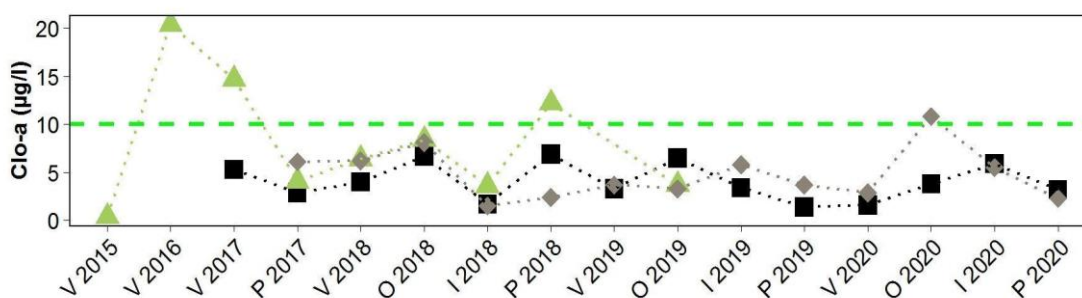


Figura 32. Variación espacial y estacional de clorofila-*a* de la Laguna Garzón: norte (cuadrado), centro (triángulo) y sur (rombo). La línea verde entrecortada indica el valor guía propuesto por la Mesa técnica del agua (≤ 10 µg/L).

Los coliformes termotolerantes presentaron valores de concentración de entre <1.0 y 180 UFC/100 ml (Figura 33). El máximo se observó en el muestreo de primavera de 2019 en el sitio norte, seguido de valores elevados en invierno de 2018 en toda la laguna y en verano de 2016 en el centro. El sitio sur tuvo valores más elevados que los otros sitios entre primavera de 2017 e invierno de 2018, coincidiendo con el período de menor conductividad, lo que podría indicar o bien un cierto aporte desde la cuenca, o bien, un efecto puntual del hotel flotante en momentos en que no hay una circulación preferencial de agua debido por ejemplo a que la barra está cerrada. Igualmente, estas diferencias entre sitios no se volvieron a registrar, excepto por el valor máximo de primavera de 2019 en el sitio norte. Estos

resultados indicarían que el potencial aporte de coliformes del hotel flotante y las viviendas de pescadores podría ser poco significativo o tener una incidencia puntual en algunas condiciones hidrodinámicas de la laguna, lo que requeriría una evaluación específica para descartar su incidencia. Todos los datos cumplieron con el estándar para muestras puntuales señalado en el Decreto 253/79 (≤ 2000 UFC/100ml) para aguas de recreación.

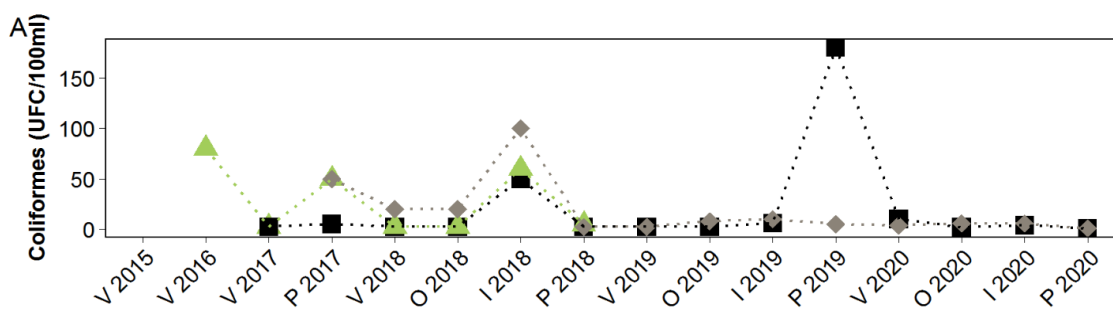


Figura 33. Variación espacial y estacional de los coliformes termotolerantes de la Laguna Garzón: norte (cuadrado), centro (triángulo) y sur (rombo).

El contenido de materia orgánica del sedimento osciló entre 7.6 y 135.1 mg/g de peso seco (PS). El promedio para la laguna y durante el período de estudio fue de 71.6 ± 35.3 mg/g de PS. En general se observaron los valores mayores en el sitio norte, el que presentó menores fluctuaciones en el tiempo (Figura 34A). La concentración de nitrógeno total del sedimento (NTsed) fluctuó entre valores menores al límite de detección analítica (<50 $\mu\text{g N/L}$) y 927.6 $\mu\text{g N/g PS}$, los máximos alcanzados se registraron en invierno de 2017 y otoño de 2018, siendo en general mayor en el norte (Figura 34B). El promedio para toda la laguna fue de 240.3 ± 227.2 $\mu\text{g N/g PS}$. La concentración de fósforo total del sedimento (PT sed) presentó un rango de variación de entre 69.1 y 475.3 $\mu\text{g P/g de PS}$. Los valores máximos se observaron en primavera y verano de 2017, 2018 y primavera de 2019. En general el PTsed fue mayor en la zona norte. El promedio del período de estudio fue de 228.6 ± 112.6 $\mu\text{g P/g de PS}$ (Figura 34C).

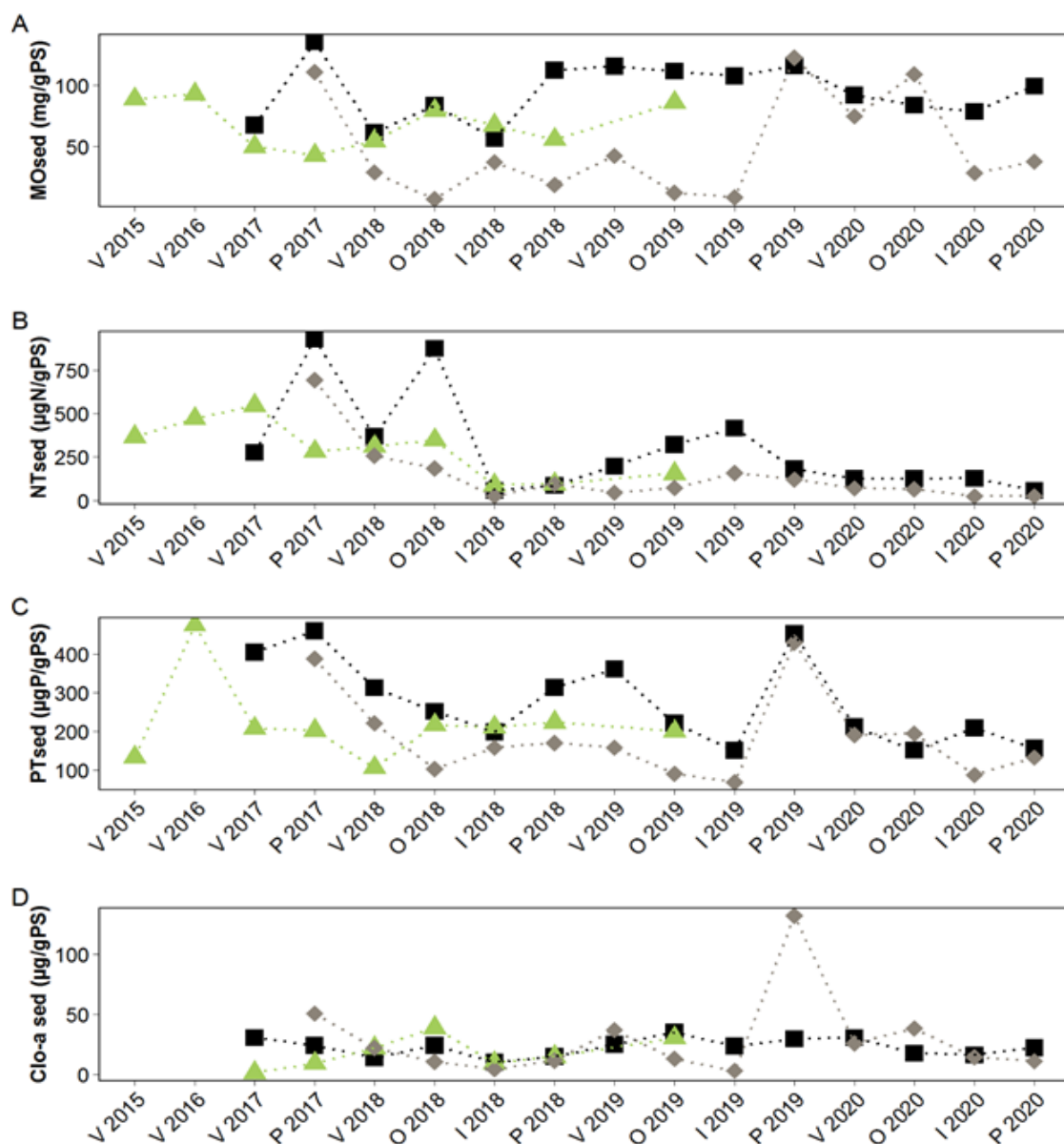


Figura 34. Variación espacial y estacional de materia orgánica (A), nitrógeno total (B), fósforo total (C) y clorofila-*a* (D) del sedimento de la Laguna Garzón: norte (cuadrado), centro (triángulo) y sur (rombo).

La biomasa de fitobentos estimada como la concentración de clorofila *a* en el sedimento (Figura 34D) presentó un valor promedio para toda la laguna de $24.2 \pm 22.2 \mu\text{g/g PS}$, aunque el rango osciló entre 1.5 y $50.8 \mu\text{g/g PS}$. Se observó un valor extremo de $135.1 \mu\text{g/g PS}$ en el sur en primavera de 2019, el que coincidió con valores elevados de PTsed y MOsed y baja profundidad. No se registraron diferencias marcadas entre sitios de la laguna para esta variable.

En el período de baja conductividad entre primavera de 2017 e invierno de 2018 se observó una tendencia a registrar valores más elevados de NTsed y PTsed en los sitios norte y sur, donde incluso para

el NTsed no se volvieron a alcanzar los valores previos. Para la MOsed ocurrió lo contrario respecto del período de baja conductividad, es decir, a partir de invierno de 2018 los valores en el sitio norte se mantuvieron elevados y estables mientras que aumentaron en el sitio sur.

Asimismo, el período de baja conductividad posiblemente se relacione con un bajo intercambio con el mar, en cuyo caso se pueden favorecer procesos de mayor acumulación de nutrientes en el sedimento, mientras que el ingreso de agua marina y mayor circulación de agua puede promover por un lado procesos de denitrificación y a la vez exportación de sedimentos, explicando en parte la dinámica observada. Sin embargo, esto debería ser confirmado con un análisis más detallado de estos datos y con estudios complementarios.

3.2.2.1 Metales y agroquímicos

De los metales analizados (Tabla 13) se observaron valores cuantificables de Cu, Cr, Hg y Pb, en un 94%, 82%, 76% y 29% respectivamente. El Cu presentó un rango de concentración de entre 3.4 mg/kg – 33 mg/kg, y el Hg un rango de 0.013 mg/kg - 0.064 mg/kg, ambos metales registraron su máximo en la primavera 2019 para la estación norte. El Cr registró su máximo en verano de 2019 en la estación norte con un rango de entre 3.8 mg/kg - 23 mg/kg. Por último, los máximos de Pb se registraron en primavera 2020 en la estación norte y en verano del 2020 en la estación sur. Para todos los metales analizados ninguna de las concentraciones observadas superó los valores de los estándares ambientales internacionales indicados en las guías canadienses (Tabla 13).

Respecto a los agroquímicos analizados (Tabla 13), se observaron valores cuantificables de glifosato, Cipermetrina, Clorpirifos, y p,p'DDE. El glifosato fue cuantificable en el 25% de las muestras, registrado en verano y primavera 2018 en el sitio norte y en primavera 2020 en norte y sur. Con un rango de concentración de 0.38 mg/kg – 4.6 mg/kg. Clorpirifos, presentó únicamente tres valores, lo que equivale al 18.8% de los datos cuantificables con un máximo de 0.29 µg/Kg en la estación centro en verano 2018. La cipermetrina se registró una única vez (0.21 µg/Kg) en el sitio sur de la laguna en primavera 2019 (Tabla 13). Estos tres últimos parámetros no pudieron ser evaluados debido a que no se cuenta para la matriz sedimento con normativa nacional ni internacional. Por último, el p,p' DDE productos de degradación de DDT, registró un único valor cuantificable en verano 2018 en el centro, siendo el valor de concentración observado muy por debajo de los valores objetivo de calidad indicados en el GESTA-AGUA (2014).

Por último, al igual que para la Laguna José Ignacio si bien los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH's) presentaron valores cuantificables en todo el período (Tabla 14), ninguno superó los estándares establecidos en el GESTA-AGUA, ni en el estándar de la EPA para PAH's totales.

Tabla 13. Agroquímicos y metales determinados en el sedimento de la Laguna Garzón en el período 2017 – 2020. Se muestran únicamente los parámetros que presentaron al menos un valor cuantificable en el período de estudio. (CCME*) estándares ambientales internacionales indicados en las guías canadienses.

| Monitoreo | Estación | Cu (mg/Kg) | Cr (mg/Kg) | Hg (mg/Kg) | Pb (mg/Kg) | Glifosato (mg/Kg) | Cipermetrina (µg/Kg) | Clorpirifos (µg/Kg) | p,p' DDE (µg/Kg) |
|--------------------------------|----------|---------------|---------------|----------------|---------------|----------------------|-------------------------|------------------------|---------------------|
| Primavera 2017 | Sur | 5 | | | | | | 0.2 | |
| | Centro | 9.5 | | | | | | 0.2 | |
| Verano 2018 | Norte | 3.6 | 5.1 | 0.035 | | 4.6 | | | |
| | Sur | 12 | 18 | 0.032 | 6.9 | | | | |
| | Centro | 5.8 | 6.5 | 0.03 | | | | 0.29 | 0.18 |
| Primavera 2018 | Norte | 13 | 4.3 | 0.029 | | 3.34 | | | |
| | Sur | 13 | 11 | 0.039 | | | | | |
| | Centro | 3.4 | 3.8 | | | | | | |
| Verano 2019 | Norte | 20 | 23 | 0.039 | | | | | |
| | Sur | 16 | 19 | 0.03 | | | | | |
| Primavera 2019 | Norte | 33 | 15 | 0.064 | 7.5 | | | | |
| | Sur | 28 | 8.3 | 0.035 | | | 0.21 | | |
| Verano 2020 | Norte | 19 | 17 | 0.022 | 9 | | | | |
| | Sur | 5.3 | 5.1 | 0.0084 | | | | | |
| Primavera 2020 | Norte | 11 | 16 | 0.029 | | 0.38 | | | |
| | Sur | 5.9 | 6.7 | 0.013 | 9 | 1.36 | | | |
| Límite de detección | | 0,4 | 1 | 0.0003 - 0.004 | 2 | 0.05 | | 0.1 | |
| Límite de cuantificación | | 2 | 3 | 0.0009 | 7 | 0.14 | 0.15 | NA | |
| Normativa (GESTA-AGUA / CCME*) | | 18.7* | 52.3* | 0.13* | 30.2* | - | - | - | 1.42 |

Tabla 14. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) determinados en el sedimento de la Laguna Garzón en el período 2017 - 2020. Límite de detección analítico (LD) de PAHs: 1 µg/kg. *En el caso de los PAHs totales, no existe normativa nacional por lo cual se utilizó el estándar de la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos. El (NA) indica que no aplica el límite cuantificación. Los parámetros sin valor de cumplimiento establecido se indican con “-”.

| Parámetro | Verano 2018 | | | Verano 2019 | | Verano 2020 | | Límite de Detección | Valores Objetivos de calidad GESTA - AGUA |
|------------------------------|-------------|--------|-----|-------------|-----|-------------|-----|---------------------|---|
| | Norte | Centro | Sur | Norte | Sur | Norte | Sur | | |
| Naftaleno µg/Kg | 5 | 9 | 6 | 4 | 6 | 4 | 2 | 1 | 34.6 |
| Acenaphileno µg/Kg | <LD | <LD | <LD | 1 | 1 | <LD | <LD | 1 | 5.81 |
| Acenafaleno µg/Kg | <LD | <LD | <LD | 1 | 1 | <LD | <LD | 1 | - |
| Fluoreno µg/Kg | 2 | 3 | 2 | 1 | 2 | 2 | <LD | 1 | 21.1 |
| Fenantreno µg/Kg | 6 | 8 | 8 | 3 | 5 | 4 | <LD | 1 | 41.9 |
| Antraceno µg/Kg | <LD | <LD | <LD | 1 | 1 | 2 | <LD | 1 | 46.9 |
| Fluorantreno µg/Kg | 3 | 5 | 3 | 4 | 5 | 9 | 1 | 1 | 111 |
| Pireno µg/Kg | 2 | 3 | 2 | 3 | 4 | 7 | <LD | 1 | - |
| Benzo(a)antraceno µg/Kg | <LD | <LD | <LD | 2 | 2 | 1 | <LD | 1 | 31.7 |
| Criseno µg/Kg | <LD | 1 | <LD | 1 | 1 | 2 | <LD | 1 | 57.1 |
| Benzo(b)fluoranteno µg/Kg | <LD | 3 | 1 | 5 | 5 | 7 | <LD | 1 | - |
| Benzo(k)fluoranteno µg/Kg | <LD | <LD | <LD | 1 | 1 | 1 | <LD | 1 | - |
| Benzo(a)pireno µg/Kg | <LD | <LD | <LD | 1 | 1 | 1 | <LD | 1 | 31.9 |
| Indeno(1,2,3-cd)pireno µg/Kg | <LD | 2 | <LD | 3 | 4 | 2 | <LD | 1 | - |
| Dibenz(a,h)antraceno µg/Kg | <LD | <LD | <LD | 1 | 1 | <LD | <LD | 1 | 6.22 |
| Benzo(ghi)pireleno µg/Kg | <LD | 3 | 1 | 4 | 4 | 3 | <LD | 1 | - |
| PAHs Totales µg/Kg | 29 | 44 | 32 | 44 | 39 | 45 | 3 | | 22800* |

3.2.3 Laguna: parámetros biológicos

3.2.3.1 Fitoplancton

Se registraron 58 taxa de fitoplancton pertenecientes a cinco clases; BACILLARIOPHYCEAE (41), CYANOPHYCEAE (9), DINOPHYCEAE (4), ZYGNEMATOPHYCEAE (3) y CHLOROPHYCEAE (1). La abundancia total estuvo determinada principalmente por las diatomeas y en segundo lugar por cianobacterias (Figura 36A), presentando las otras tres clases un muy escaso número de organismos, principalmente chlorophyceae (por lo cual se omite la Figura).

La mayor parte del período la abundancia fue baja (Figura 36A), excepto en primavera 2019 y verano 2020 donde se produjo un aumento muy pronunciado de la abundancia de diatomeas que alcanzó los 45139 org/L (Figura 36C), seguida de las cianobacterias con 4340 org/L (Figura 36B). En general, no hubo diferencias marcadas entre sitios de muestreo, excepto en los picos de abundancia que fueron registrados en el sitio sur en todos los casos. Las especies predominantes durante el estudio fueron *Gyrosigma* sp., *Podosira stelligera*, *Nitzschia sigmaidea* y los máximos de abundancia estuvieron determinados por *Gyrosigma* sp. y otra diatomea pennada sin identificar y por las cianobacterias *Merismopedia* spp y *Aphanothece* sp.

Cabe destacar en verano de 2017 la presencia en altas abundancias del dinoflagelado *Ceratium furcoides*, especie exótica invasora (Zaburlin *et al.* 2014) que es frecuente en Salto Grande, pero no había sido registrada en las lagunas costeras hasta ahora. También hay que remarcar la presencia de cianobacterias en una alta proporción la mayoría del tiempo, si bien las diatomeas son el grupo dominante las cianobacterias le siguen en proporción, aunque principalmente de géneros no tóxicos como *Merismopedia* y *Aphanothece*, en alguna ocasión se registró *Dolichospermum* que es un género potencialmente tóxico.

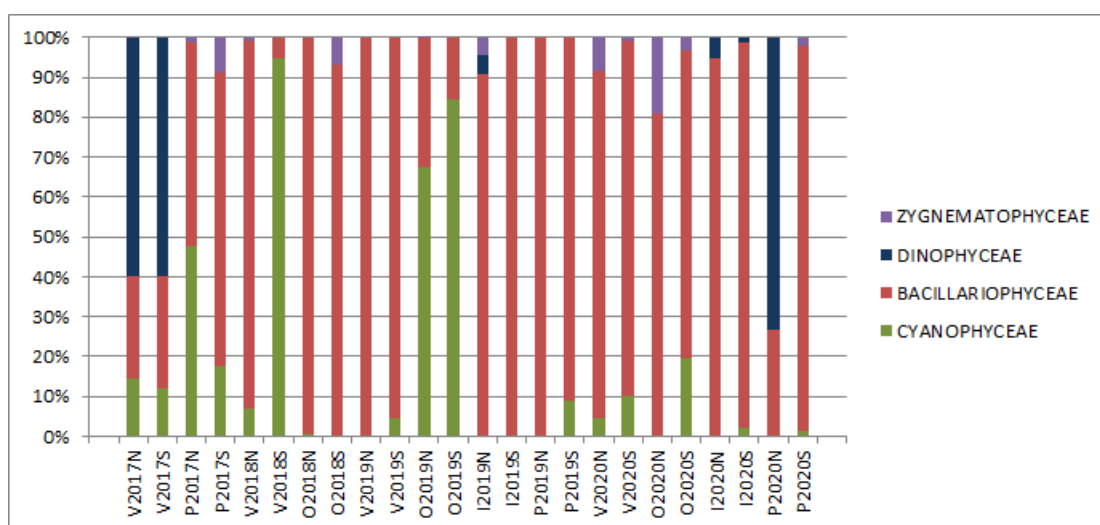


Figura 35. Abundancia relativa de las clases taxonómicas de fitoplancton registradas en Laguna Garzón considerando ambos sitios de muestreo y las cuatro estaciones del año.

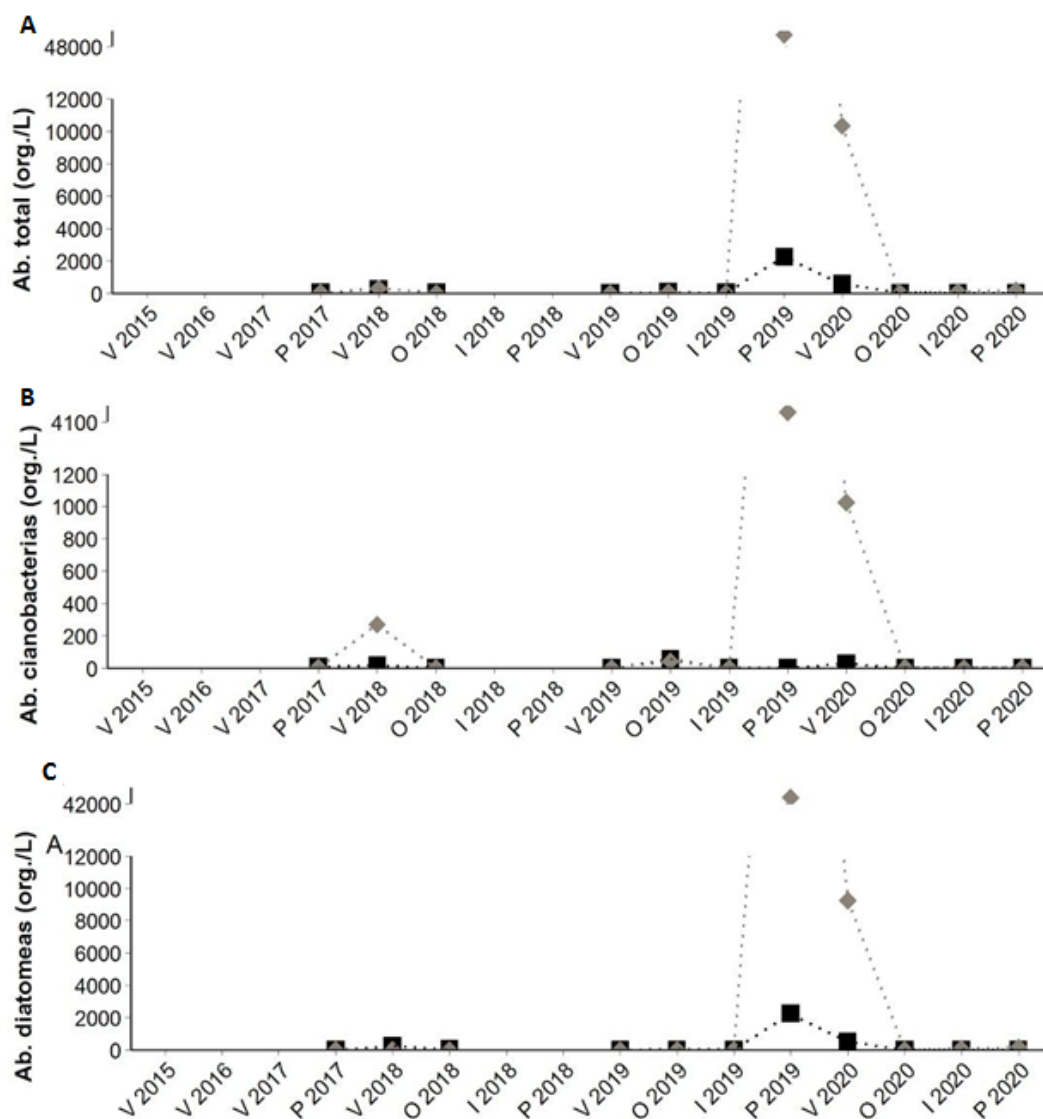


Figura 36. Variación espacial y estacional de la abundancia total de fitoplancton (A), cianobacterias (B) y diatomeas (C) en la Laguna Garzón: norte (cuadrado), sur (rombo).

3.2.3.2 Comunidad bentónica

En la Laguna Garzón se identificaron un total de 16 taxa típicamente estuarinos, de los cuales 10 fueron clasificados a nivel de especies, uno a nivel de género y cinco a nivel de superfamilia (Tabla 15). La riqueza promedio fue de 7.0 ± 2.3 taxa y el sitio sur fue el que presentó a lo largo de casi todo el período de estudio la mayor riqueza (Figura 37A). La abundancia total fue diferente entre sitios, siendo muy fluctuante en el sur y más estable a lo largo del tiempo en el norte, llegando a ser mayor que en el sur en algunos momentos (Figura 37B), alcanzado un valor medio de 4478.6 ± 3468.2 ind/m².

La comunidad de bentos en general estuvo dominada por gasterópodos, principalmente por el caracol *Heleobia aff. australis*, seguidos de poliquetos (*Heteromastus cf. similis* y *Nephtys fluviatilis*) y en

menor medida de bivalvos (principalmente *Erodona mactroides*). Dependiendo de los momentos del año los hexanauplios (balanos) alcanzaron abundancias importantes, como la observada en primavera 2018 (52.7% de los individuos analizados), similar a lo observado en Laguna José Ignacio en verano 2019, llegando a dominar la comunidad. Los Gymnolaemata (briozoos) presentaron abundancias relativas importantes en primavera 2019 (9.6%) (Figura 37B). Se detectaron en otoño 2019 ejemplares del gusano poliqueto invasor *Ficopomatus enigmaticus*, con densidades de unos 280 ind/m².

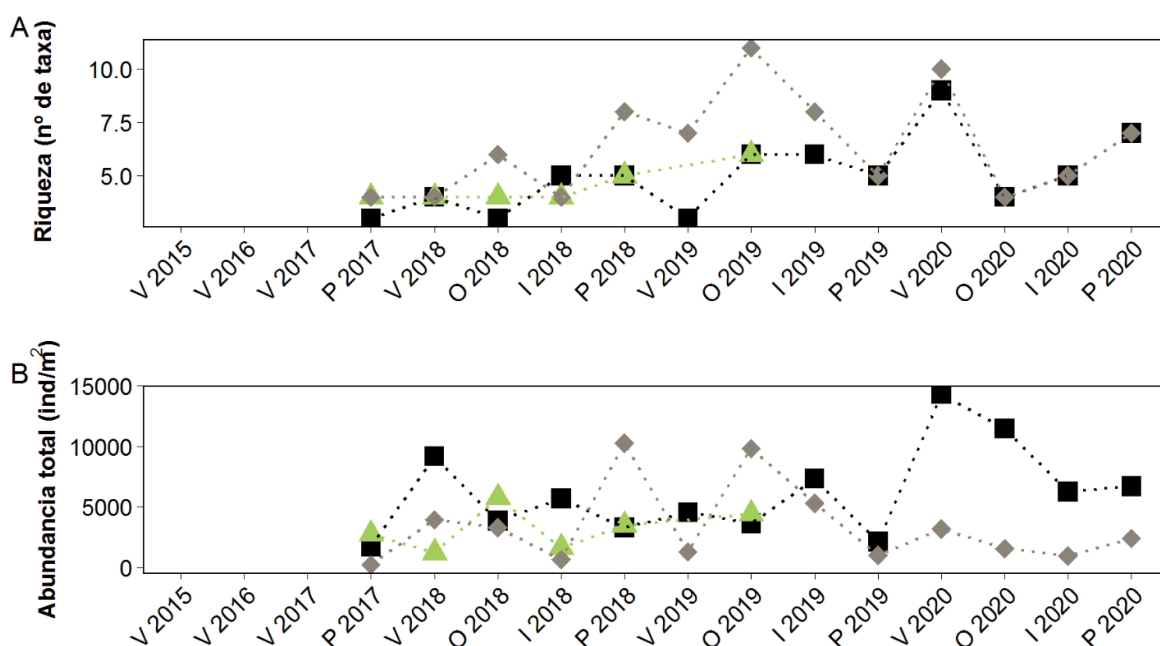


Figura 37. Riqueza específica (A) y Abundancia total del bentos en ind./m² (B) a lo largo del período 2017-2020 para la Laguna de Garzón: norte (cuadrado), centro (triángulo) y sur (rombo).

Las fluctuaciones en la abundancia total del bentos coincidió con cambios en la composición de especies, la que a su vez pudo estar asociada con cambios en la conductividad y dinámica de la barra. Durante el período de baja conductividad de primavera 2017 e invierno 2018, la riqueza fue más baja y la abundancia fue muy fluctuante y menor en el sitio sur que en el norte, donde la comunidad estuvo dominada por *Heleobia aff. australis*. Luego de esto, al aumentar la conductividad en primavera 2018 aumentó la riqueza.

Durante el período de conductividad intermedia entre otoño 2019 y verano 2020 los poliquetos aumentaron en abundancia relativa al igual que los Gymnolaemata y los Gammaridea (Figura 38). A partir de otoño 2020 la comunidad volvió a una composición similar a la inicial, aunque con valores de abundancia diferentes. Tanto los hexanauplios como los Gymnolaemata y los *Ficopomatus* son organismos sésiles en su etapa adulta, requiriendo de sustratos duros para desarrollarse. Los picos en

sus abundancias podrían hallarse asociados a un efecto del parche muestreado (mayor cantidad de estructuras duras expuestas sobre el sedimento del fondo). Por otra parte, en el caso del hexanauplio *Amphibalanus improvisus* se ha observado que su reproducción ocurre en meses cálidos y las mayores tasas de reclutamiento se dan en un rango de aprox. 8.9 a 17.0 mS/cm (Dineen & Hines, 1992), lo que parece coincidir con el máximo de individuos observado durante primavera 2018, momento en que la conductividad de la laguna alcanzó dichos valores.

Tabla 15. Composición taxonómica de la comunidad bentónica en la Laguna Garzón durante el período 2017-2020.

| Phylum | Clase | Superfamilia | Familia | Género | Especie |
|------------|--------------|------------------|----------------|---------------------|--|
| Mollusca | Gastropoda | | Cochliopidae | <i>Heleobia</i> | <i>Heleobia</i> aff. <i>australis</i> |
| | Bivalvia | | Erodonidae | <i>Erodona</i> | <i>Erodona mactroides</i> |
| | | | Mactridae | <i>Spisula</i> | <i>Spisula isabelleana</i> |
| Annelida | Polychaeta | | Capitellidae | <i>Heteromastus</i> | <i>Heteromastus</i> cf. <i>similis</i> |
| | | | Nephtyidae | <i>Nephtys</i> | <i>Nephtys fluviatilis</i> |
| | | | | | <i>Laeonereis</i> |
| | | | Nereididae | <i>Laeonereis</i> | <i>pandoensis</i> |
| | | | Serpulidae | <i>Ficopomatus</i> | <i>Ficopomatus enigmaitucus</i> |
| Arthropoda | Hexanauplia | | Balanidae | <i>Amphibalanus</i> | <i>Amphibalanus improvisus</i> |
| | Ostracoda | | Cypridae | <i>Cyprideis</i> | Indeterminada |
| | Malacostraca | | Sphaeromatidae | <i>Cassidinidea</i> | <i>Cassinidea</i> |
| | | | | | <i>fluminensis</i> |
| | | | | | <i>Cyrtograpsus</i> |
| | | | Varunidae | <i>Cyrtograpsus</i> | <i>angulatus</i> |
| | | Gammaridea | Indeterminada | | sp.3, 4, 5 y 7 |
| Briozoa | Gymnolaemata | Membraniporoidea | Indeterminado | | |

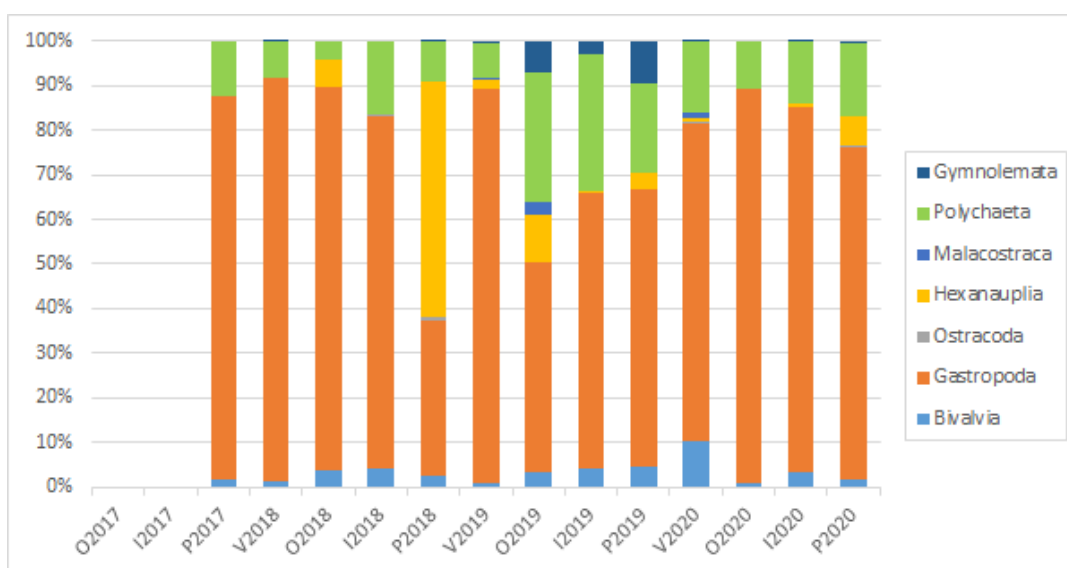


Figura 38. Abundancia relativa de las clases taxonómicas de bentos identificadas en la Laguna Garzón, considerando las cuatro estaciones del año a lo largo del período 2017-2020.

3.2.3.3 Misidáceos e ictioplancton

Se registraron misidáceos en otoño y primavera de 2018 en bajas abundancias y en todas las estaciones de 2020 excepto en invierno (Figura 39A). Los valores máximos de abundancia se registraron en otoño 2020 (679 ind/100m³ total norte y sur), primavera 2020 (547 ind/100m³ total norte y sur) y en verano 2020 (526 ind/100m³ total norte y sur). La abundancia promedio para toda la laguna fue de 64 ± 156 ind/100m³ con un rango de 0 a 495 ind/100m³. La mayor abundancia fue registrada en el sur. En general, los misidáceos se registraron en momentos de mayor conductividad.

El ictioplancton fue registrado únicamente en primavera de 2018, 2019 y 2020. Contrariamente a lo esperado, la abundancia fue mayor en el sitio norte y representado mayormente por huevos, los que se encontraron en general en el norte y en el centro, pero no en el sitio sur (Figura 39B). La abundancia promedio de huevos para toda la laguna fue de 3 ± 12 ind/100m³ con un rango de 0 - 63 ind/100m³. Las larvas se registraron en todos los casos en el sitio sur, seguidas del norte y centro (Figura 39C). La abundancia promedio de larvas en toda la laguna fue de 1 ± 3 ind/100m³ con un rango de 0 - 14 ind/100m³. Es importante destacar que el sitio centro se dejó de muestrear en 2019 y 2020. El registro de ictioplancton coincidió con aumentos de la conductividad en la laguna, principalmente en 2018 y 2020, lo que está explicado por un período de barra abierta previo al muestreo con ingreso de agua marina.

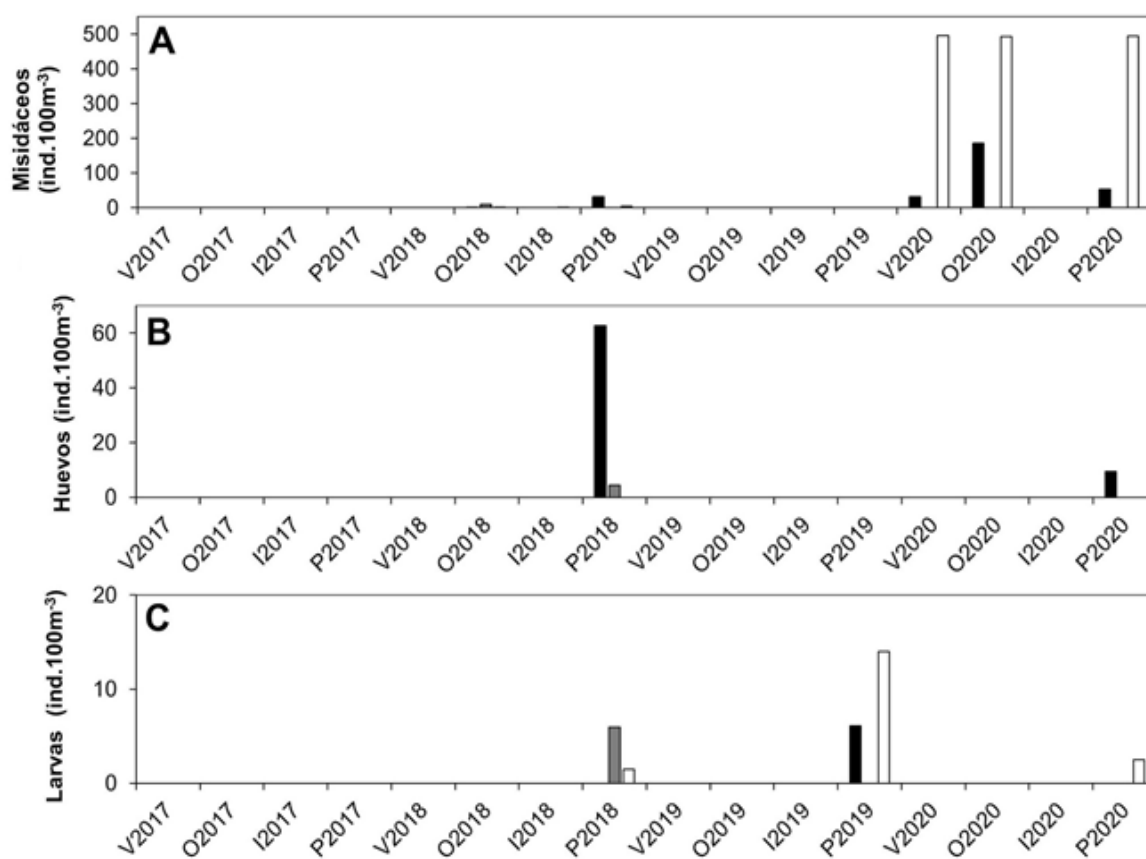


Figura 39. Abundancia en ind/100m³ de A) misidáceos, B) y C) huevos y larvas de peces en Laguna Garzón en el periodo de 2017-2020. Norte (negro), centro (gris), sur (blanco).

3.2.3.4 Invertebrados de importancia comercial

En todo el período de estudio (2017 – 2020), no se observó la presencia de *Callinectes sapidus* (cangrejo Sirí) en los monitores de desembarque de la pesca artesanal.

Camarón (*Penaeus paulensis*)

En la laguna Garzón, únicamente se registró zafra de camarón en el año 2019. El rango de tallas y pesos de los ejemplares estuvo comprendido entre 27.5 y 47.9 mm (media: 38,9 mm) y 4.6 y 20.5 g (media: 11,1 g) respectivamente. (Tabla 16).

El factor de condición estimado fue de 101.2%, indicando que el peso promedio de los individuos considerados estuvo levemente por encima del peso promedio estimado para la especie en las cuatro lagunas costeras (Tabla 16).

Tabla 16. Estadísticos descriptivos básicos del largo del cefalotórax (LCT, mm) y peso total (Pt, g); y factor de condición promedio ($\overline{W_{rm}}$) para camarón (*Penaeus paulensis*) de laguna Garzón en el 2019 (único año que hubo zafra en el periodo de estudio). Tamaño de muestra (n), otoño (O), verano (V) y desvío estándar (DE).

| Año | Estación | n | Rango LCT (mm) | Media \pm DE | Rango Pt (g) | Media \pm DE | $\overline{W_{rm}} \pm$ DE |
|------|----------|-----|----------------|----------------|--------------|----------------|----------------------------|
| 2019 | V-O | 104 | 27.5-47.9 | 38.9 \pm 4.0 | 4.6-20.5 | 11.1 \pm 2.9 | 101.2 \pm 6.2 |

3.2.3.5 Metales pesados

Al igual que en la Laguna José Ignacio, no se detectó la presencia de Hg total en ninguna de las muestras analizadas de *P. paulensis* en la Laguna Garzón.

3.2.4 Tributarios: calidad de agua

La temperatura del agua de los tributarios de la Laguna Garzón varió entre 8.7 y 26.1 °C, (Figura 40A), presentando un claro patrón estacional donde se registran los máximos en primavera y los mínimos en invierno. El pH (Figura 40B) en el período presentó un rango de variación entre 6.0 y 8.3, registrándose en el arroyo Anastasio un sólo valor en invierno de 2017 por fuera del rango admitido por el Decreto 253/79 (6.5 – 8.5).

Los valores de oxígeno disuelto oscilaron entre 3.0 y 11.6 mg O₂/L, siguiendo un patrón inverso al de la temperatura del agua (Figura 40C). Salvo el valor mínimo (3.0 mg/L) registrado de verano 2020 en el arroyo Anastasio, todos los valores cumplieron durante el período con el estándar de la normativa

nacional (5 mg/L) (Figura 40C). La conductividad presentó valores entre 0.14 y 0.80 mS/cm, registrando su valor mínimo en el arroyo Garzón en primavera de 2019 y el máximo en el arroyo Anastasio en verano de 2020 (Figura 40D).

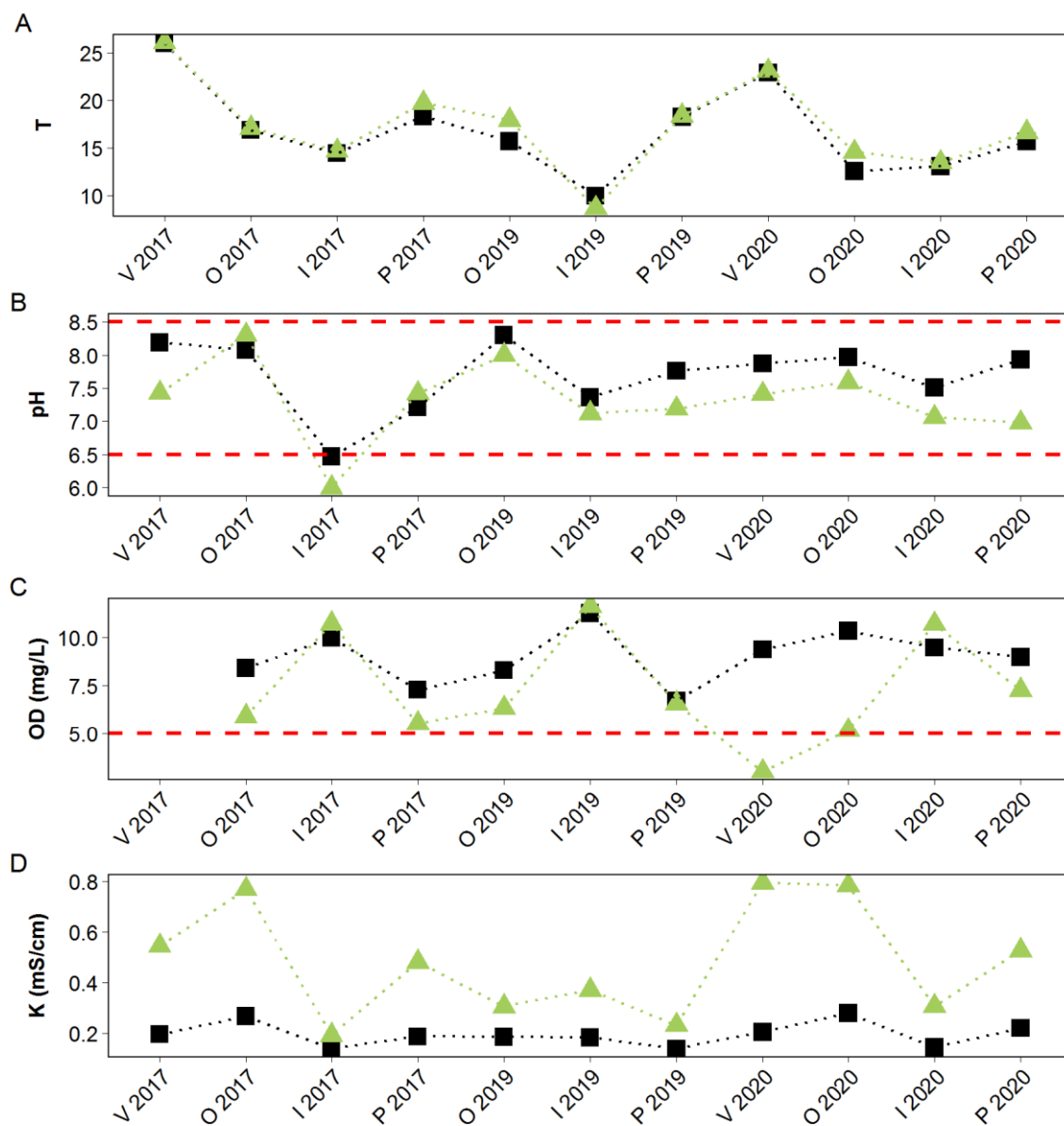


Figura 40. Variación espacial y estacional de la temperatura (A), el pH (B), oxígeno disuelto (C) y la conductividad (D) de los principales tributarios de la Laguna de Garzón: Aº Garzón - estación G4 (cuadrado), Aº Anastasio - estación G5 (triángulo). La línea roja entrecortada indica los valores límites de pH (superior: 8.5, inferior: 6.5) y oxígeno disuelto (5 mg O₂/L) del Decreto 253/79.

La turbidez presentó valores entre 0.0 NTU (Arroyo Anastasio; G5) y 114 NTU (Arroyo Garzón; G4). Los valores mínimos se registraron para ambos tributarios en primavera 2020. Cabe destacar que, si bien en ambos tributarios se registraron valores por encima de la normativa ambiental, en general para el período estudiado los valores se mantuvieron por debajo del estándar (<50.0 NTU) (Figura 41)

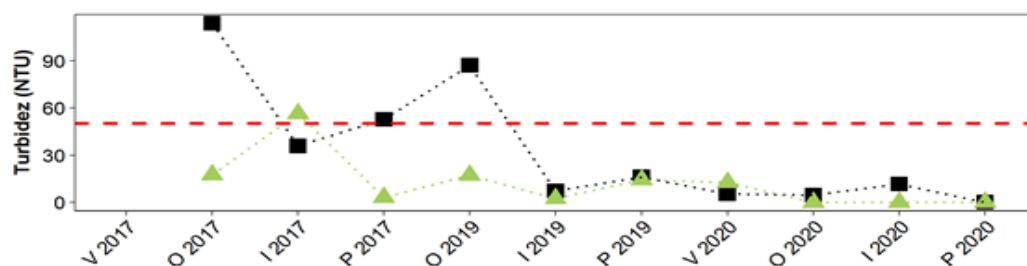


Figura 41. Variación espacial y estacional de la turbidez en los principales tributarios de la Laguna Garzón: Aº Garzón - estación G4 (cuadrado), Aº Anastasio - estación G5 (triángulo). La línea roja entrecortada corresponde al valor estándar del Decreto 253/79 (Turbidez: 50 µg P/L).

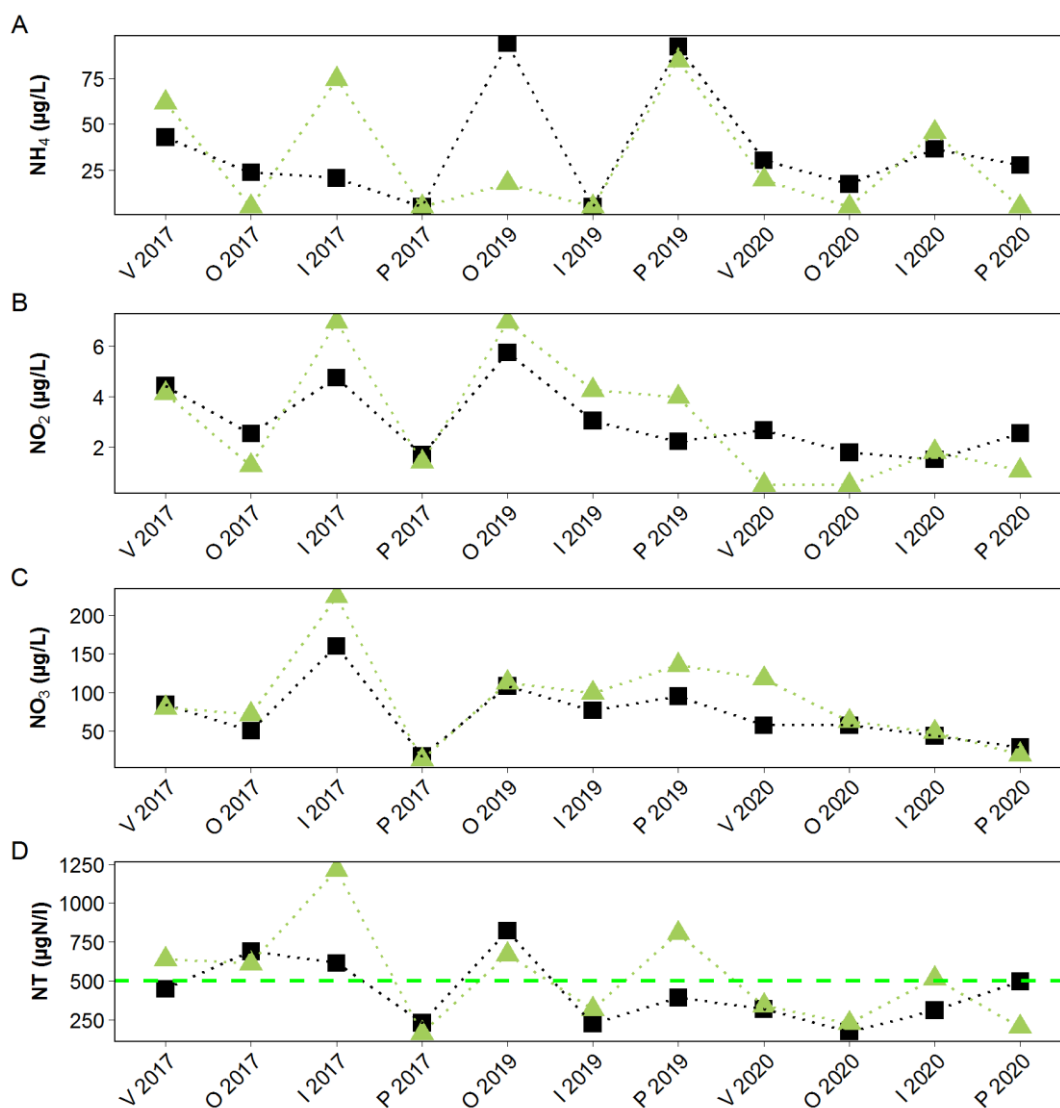


Figura 42. Variación espacial y estacional de las concentraciones de amonio (NH_4) (A), nitrito (NO_2) (B), nitrato (NO_3) (C) y nitrógeno total (NT) (D), de los principales tributarios de la Laguna Garzón: Aº Garzón - estación G4 (cuadrado), Aº Anastasio - estación G5 (triángulo). La línea verde entrecortada corresponde al valor objetivo propuesto por la Mesa Técnica del Agua (NT: 0.5 mg N/L).

En cuanto a los nutrientes nitrogenados, el amonio (Figura 42A) presentó un rango de concentración de entre 5.0 $\mu\text{g N/L}$ y 94 $\mu\text{g N/L}$. Este último valor tuvo lugar en el arroyo Garzón, en otoño de 2019. El arroyo Garzón también registró valores elevados en otoño y primavera 2019 (93 $\mu\text{g N/L}$ y 94 $\mu\text{g N/L}$ respectivamente). Los valores de nitrito variaron entre 2.0 $\mu\text{g N/L}$ (Aº Garzón) y 7.0 $\mu\text{g N/L}$ (Aº Anastasio), registrándose los valores máximos para ambos tributarios en primavera (Figura 42B). El nitrato (NO_3) fluctuó entre 77 $\mu\text{g N/L}$ y 135 $\mu\text{g N/L}$ (Figura 42C). Este valor máximo se observó en el arroyo Anastasio en primavera. Para este parámetro ningún valor incumplió con el estándar del decreto ($\leq 10.0 \text{ mg de NO}_3$). Por último, el nitrógeno total (NT) presentó valores entre 224 $\mu\text{g N/L}$ y 823 $\mu\text{g N/L}$, registrándose los valores mínimos en cada arroyo en invierno 2019 (Figura 42D).

El fosfato (PO_4) presentó un rango de valores de entre 17.3 $\mu\text{g P/L}$ (Aº Garzón) y 31 $\mu\text{g P/L}$ (Aº Anastasio), donde las mayores concentraciones de ambos tributarios se registraron en otoño (Figura 43A). El fósforo Total (PT) mostró un rango de concentración de entre 19.4 $\mu\text{g P/L}$ (Aº Garzón) y 81.3 $\mu\text{g P/L}$ (Aº Anastasio), el máximo se registró en el arroyo Anastasio (Figura 43B). Todos los registros, salvo el mínimo de fósforo total, incumplieron con el estándar del decreto vigente ($\leq 25 \mu\text{g P/L}$).

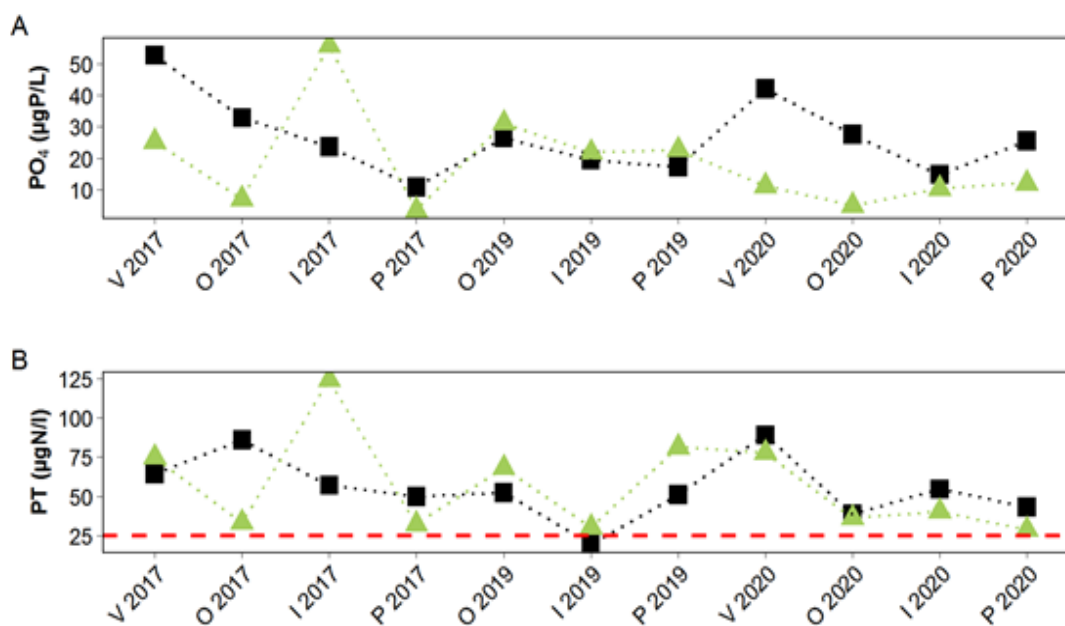


Figura 43. Variación espacial y estacional de las concentraciones de ortofosfato (PO_4) (A), Fósforo Total (PT), de los principales tributarios de la Laguna Garzón: Aº Garzón - estación G4 (cuadrado), Aº Anastasio - estación G5 (triángulo). La línea roja entrecortada corresponde al estándar del Decreto 253/79 (PT: $\geq 25 \mu\text{g P/L}$).

Los valores de biomasa de fitoplancton estimada como la concentración de clorofila-a del agua fluctuó entre 0.3 µg/L y 14.9 µg/L. En general, los mayores valores se registraron en primavera en el arroyo Anastasio. El máximo tuvo lugar en otoño de 2020, el cual fue a su vez, el único registro que incumplió con el valor objetivo propuesto por la Mesa Técnica del Agua (10 µg/L) de todo el período analizado (Figura 44).

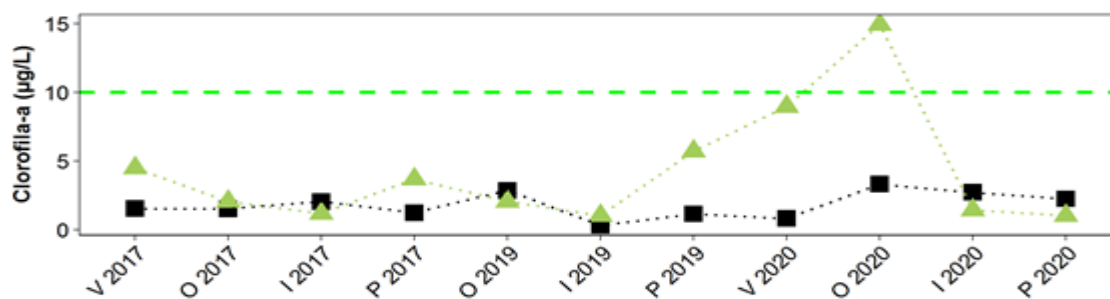


Figura 44. Variación espacial y estacional de la concentración de la Clorofila *a* (Clo *a*) en los principales tributarios de la Laguna de Garzón: Aº Garzón (estación G4), Aº Anastasio (estación: G5).

3.2.5 Análisis de cargas

El análisis de cargas anuales (ton/año) estimado para PT y NT para el período 2017- 2019, mostró que el aporte difuso proveniente de la actividad agropecuaria representó la mayor proporción de aporte desde la cuenca (Tabla 17 y Figura 45). En segundo lugar, está el aporte realizado por los tambos (Tabla 17). Es importante destacar, que según los registros del Ministerio de Ambiente en la cuenca de la Laguna Garzón no se registraron datos en el período mencionado de Establecimientos de Ganado Confinado (EGC), y tampoco hubo registros de aportes industriales y domésticos. Por otra parte, del análisis del aporte difuso por unidad de superficie en relación a las cuatro lagunas costeras, se observa que en ambos años la Laguna Garzón ocupó el segundo lugar, luego de la Laguna de Rocha, en relación a la exportación de nutrientes desde su cuenca.

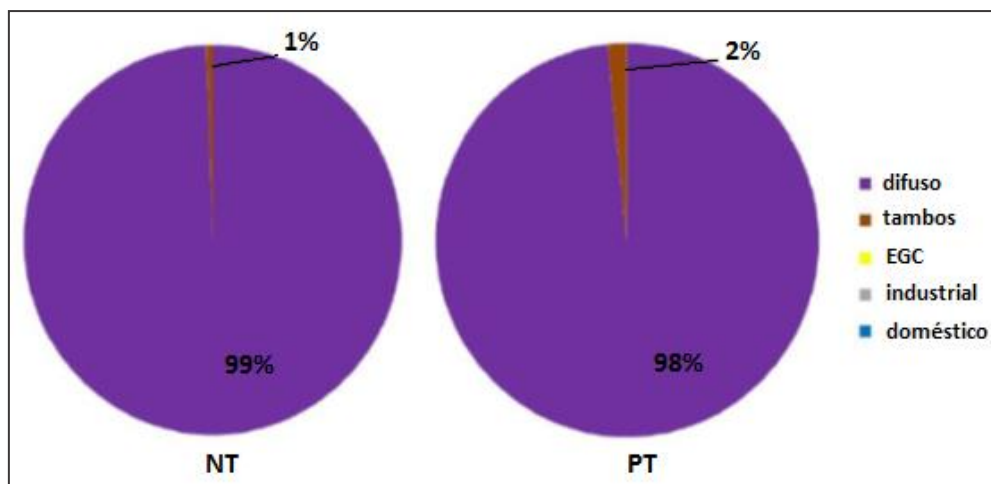


Figura 45. Proporción de nutrientes exportados según actividad para la cuenca de la Laguna Garzón en 2018.

En relación a los tributarios, se estimó la carga para el año 2019 a partir de los puntos de monitoreo, siendo la subcuenca del arroyo Garzón (G4), la que más intensidad de carga de nitrógeno y fósforo aportó a la laguna (45.03 ton/año de NT y 7.01 ton/año de PT), mientras que la subcuenca del arroyo Anastasio (G5) aportó 13.0 ton/año de NT y 2.0 ton/año de PT (Anexo II). Por tanto, en 2019 entre ambas subcuencas ingresó a la Laguna Garzón un estimado de carga de 58.03 ton/año de NT y 9.01 ton/año de PT. Este aporte es principalmente difuso, es decir que proviene de la actividad agropecuaria. Lo cual, coincide con que la subcuenca del arroyo Garzón, además de ser la de mayor en superficie, es también donde se ubican la mayor cantidad hectáreas de cultivos y plantaciones forestales de la cuenca (Figura 2).

3.2.6 Análisis integrado de la Laguna Garzón

Estado de la barra y su relación con la conductividad del agua

En las lagunas costeras el estado de conexión con el mar, a través de un canal que se abre en la barra arenosa, determina el proceso de intercambio de agua con el océano y por lo tanto la conductividad del agua en la laguna (Conde *et al.* 2002). Si el canal de la barra está cerrado el ingreso de agua marina es muy bajo, produciéndose en algunos casos por oleaje durante tormentas donde las olas pueden rebosar la barra arenosa (Machado *et al.* en revisión) o por infiltración en la barra arenosa. Con el canal de la barra abierto es cuando se da el mayor intercambio de masas de agua. Sin embargo, dicho proceso está determinado por el balance entre el nivel del agua en la laguna y en el mar, la precipitación en la cuenca

y el viento, siempre condicionado por un canal de apertura adecuado, que tenga la profundidad suficiente para permitir un intercambio efectivo de agua. Los estudios realizados en Laguna de Rocha (Conde *et al.* 2019) indican que un factor clave para la apertura de la barra es el nivel del agua en la laguna, un nivel inferior implica que el canal se cierre en horas o pocos días y cuanto mayor sea el nivel del agua mayor será la descarga al mar, mientras que el ingreso de agua marina a la laguna estará influenciado por el balance entre el nivel del mar y dentro de la laguna, coadyuvado por los vientos (Machado 2021 sin publicar). Es muy posible que este proceso sea muy similar en Laguna Garzón, aunque la presencia del puente y de los materiales sumergidos no removidos de la obra del puente, podrían ser un factor adicional que altere la circulación del agua durante el ingreso de agua marina principalmente.

Si bien este es el proceso general, en la realidad ocurren muchas situaciones intermedias (Machado 2021 sin publicar), por combinaciones de todos estos factores que pueden facilitar o impedir el intercambio de agua, en especial cuando el canal de apertura no es adecuado debido a una apertura artificial con condiciones inadecuadas (Conde *et al.* 2019). Todos estos mecanismos pueden ser entorpecidos por aperturas artificiales realizadas con insuficientes niveles de agua en la laguna o realizadas con tormentas de mar que pueden cerrar el canal excavado. En resumen, el canal de la barra puede estar visualmente abierto, pero no representar una apertura efectiva, es decir, una apertura que permite el intercambio de agua con el océano, debido a que el canal no alcanza la profundidad suficiente y no se dieron condiciones del nivel del mar y viento adecuadas durante el período en que estuvo el canal abierto. Además, la duración de la apertura en el tiempo no necesariamente reflejaría un intercambio efectivo con el mar, porque puede mantenerse abierto, pero con baja profundidad mucho tiempo, mientras que por el contrario aperturas cortas, pero con un canal profundo podrían ser muy efectivas. Lamentable el proceso de intercambio con el mar en lagunas costeras de conexión intermitente, como son las lagunas de Uruguay, está poco estudiado y a nivel nacional los únicos estudios existentes son los realizados en Laguna de Rocha. Si bien estos estudios son referencias relevantes, la dinámica de la Laguna Garzón puede ser diferente, dada la descarga que realiza a través del brazo que se extiende hacia el SW, y por efecto de los pilares del puente y la barrera generada por los materiales de la obra no removidos, por lo que requiere estudios específicos para entender mejor su dinámica.

En la Figura 46 y Tabla 18 se muestra la información utilizada en el presente trabajo referente a los registros de apertura y cierre de la barra de la Laguna Garzón, colectada por los Guardaparques del área protegida. Como se observa, la barra presentó varios eventos de apertura por año y con diferente duración y frecuencia temporal. En la gran mayoría de los casos la apertura se dio por la excavación de un canal con retroexcavadora de la Intendencia Departamental de Rocha, y cuando la apertura fue natural, ocurrió cuando el canal estaba recientemente cerrado y se dieron tormentas con fuerte oleaje marino. Además, se observan algunos períodos de tiempo sin registro del estado de la barra. En el

Anexo VII se presentan registros complementarios de apertura y cierre de la barra de DINARA, con frecuencia mensual o quincenal.

Durante el período de estudio no se encontró relación entre el estado de la barra el día del muestreo y la conductividad, sino que la conductividad reflejó el proceso de intercambio con el océano y la acumulación de agua dulce dentro de la laguna en períodos más prolongados. El análisis estacional de los datos disponibles sobre la apertura de la barra indicó que hay una tendencia a que cuando la barra está cerrada la mitad del tiempo o más (por estación del año: 3 meses) la conductividad tiende a ser menor. Esto se observó claramente en el período primavera 2017 a invierno 2018 y en invierno 2019, donde la conductividad fue muy baja, alcanzando los menores valores del período. Por el contrario, cuando la barra estuvo abierta más de la mitad de una estación del año la conductividad aumentó considerablemente, esto se observó en 2016 que fue el año con mayor número de días de barra abierta, la cual se abrió en varios momentos del año y se mantuvo así por varias semanas. Esto también se observó en verano de 2018 donde ocurrieron varias aperturas, aunque de relativamente corta duración.

Sin embargo, no siempre el número de días en que la barra está abierta es un buen indicador del intercambio con el mar. Por ejemplo, en 2020 la barra permaneció cerrada durante la mayor parte del año, no obstante, la conductividad fue elevada, incluso en primavera de 2020, cuando se alcanzó la máxima conductividad, la barra había permanecido abierta pocos días. La última apertura artificial realizada en Laguna Garzón en primavera de 2020 se realizó justo antes de lluvias que produjeron un rápido ascenso del nivel del agua en la laguna, lo que permitió una fuerte descarga al mar y un posterior ingreso de agua marina, posiblemente por condiciones del nivel del mar adecuadas. Esto muestra, que más allá del número de días que la barra permanece abierta o no, otras condiciones como el nivel del mar son relevantes también.

El proceso de intercambio con el mar es muy complejo, debido a la gran cantidad de factores que intervienen de forma simultánea. Debido a esta dinámica, se requieren estudios específicos que recaben mejor información sobre el estado de la barra y sus características físicas, el nivel del agua en la laguna y el mar, y el registro de vientos, donde además se puedan desarrollar modelos hidrodinámicos que permitan modelar las diferentes situaciones posibles.

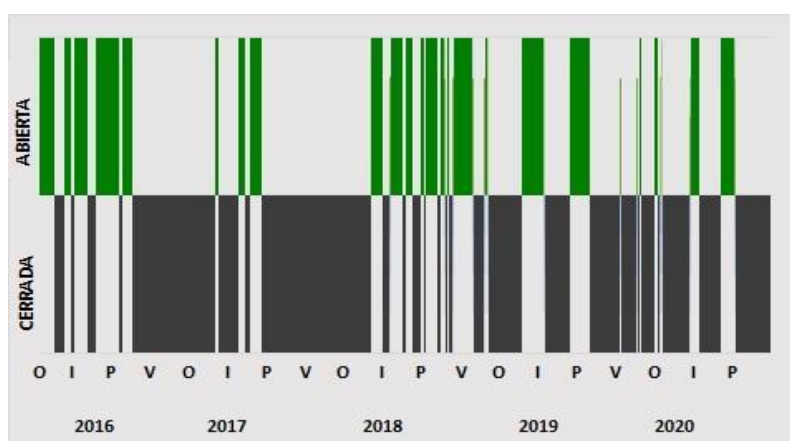


Figura 46. Descripción del estado de la barra de la Laguna Garzón durante el período de estudio del que se cuenta con datos. Verde: abierta, gris: cerrada. V: verano, O: otoño, I: invierno, P: primavera.

Tabla 18. Número de días por año que la barra de la Laguna Garzón estuvo abierta (A) y cerrada (C). S/D: sin datos. V: verano, O: otoño, I: invierno, P: primavera. Las estaciones del año fueron consideradas de la siguiente manera: mes 1, 2, 3 verano, 4, 5, 6 otoño, 7, 8, 9 invierno, 10, 11, 12 primavera. Los datos comenzaron a registrarse a partir de otoño 2016.

| ESTACIÓN | 2016 | | 2017 | | 2018 | | 2019 | | 2020 | |
|--------------|------------|-----------|-----------|------------|------------|------------|------------|------------|-----------|------------|
| | A | C | A | C | A | C | A | C | A | C |
| V | | | | 90 | | 90 | 37 | 53 | 8 | 82 |
| O | 52 | 24 | 10 | 81 | 26 | 65 | 38 | 53 | 17 | 74 |
| I | 64 | 28 | 45 | 47 | 44 | 48 | 33 | 59 | 41 | 51 |
| P | 45 | 47 | 1 | 91 | 63 | 29 | 31 | 61 | 7 | 85 |
| TOTAL | 161 | 99 | 56 | 309 | 133 | 232 | 139 | 226 | 73 | 292 |

Análisis temporal de los indicadores de calidad del agua y biológicos

Al observar la secuencia temporal de los datos (principalmente cuando se cuenta con todas las estaciones del año) se pueden observar algunos períodos con características de conductividad y nutrientes diferentes. El primer período identificado va de primavera de 2017 al invierno de 2018, que se caracterizó por tener muy baja conductividad en toda la laguna y presentó mayor profundidad y mayores valores de PO_4 , PT, NH_4 , NO_3 y NT. Posteriormente se registró un segundo período que comienza con un incremento importante de la conductividad en la primavera de 2018 que se mantiene hasta el otoño de 2019. En este segundo período los nutrientes del agua se redujeron considerablemente, principalmente el PO_4 y también disminuyeron PT, NO_3 y NT, aunque ya tenían una tendencia de disminución desde primavera de 2017. Estos nutrientes no volvieron a alcanzar valores tan elevados como los observados en el primer período. Este ciclo de reducción de la conductividad y aumento de nutrientes se volvió a observar en invierno de 2019 aunque de forma atenuada, mientras que el último período (primavera de 2019 a primavera de 2020) se produjo un nuevo aumento de la conductividad, que alcanzó su máximo en primavera de 2020, donde se volvió a observar una tendencia de reducción de los nutrientes fosforados, NO_3 y NT.

Si bien el efecto del intercambio de agua con el mar parece muy claro en esta laguna, donde se observa una reducción de los nutrientes con el aumento de la conductividad, según la estación del año o por efecto de la resuspensión el patrón puede ser alterado. Por ejemplo, el PT y NT en verano de 2019 presentaron un leve aumento no acompañado del PO_4 y NO_3 , tal vez explicado por resuspensión, dado que la turbidez en la zona central fue relativamente elevada. Asimismo, el leve incremento del NO_3 y el PO_4 observado en primavera de 2019 pudo responder a un efecto de la temperatura, que promueve la liberación de nutrientes desde las partículas y sedimentos por aumento de la actividad biológica, pese a que la conductividad era elevada. El NH_4 por su parte mostró un comportamiento más errático, tal vez representando efectos mucho más localizados y relacionados a temperatura y resuspensión. Por otro parte, el contenido de nutrientes de los sedimentos, mostraron un comportamiento similar al de los nutrientes en agua, pero mucho menos marcado. Posiblemente la velocidad de respuesta del sedimento

sea mucho menor a la del agua ante los cambios de conductividad, por lo que series temporales más largas contribuirían a dilucidar estos procesos que ocurren en los sedimentos.

Relación entre las variables de calidad del agua

El análisis de componentes principales de la Laguna Garzón mostró una relación inversa entre la conductividad y los nutrientes del agua, fundamentalmente PT, PO₄, NO₃ y NH₄, y en menor medida con la profundidad del agua y la turbidez. A su vez, la conductividad se asoció muy positivamente con el pH. Por otro lado, se obtuvo una relación positiva entre la temperatura del agua y la Cloa sed, que se asoció también a los nutrientes del sedimento, el NT y la profundidad y en menor medida con la Cloa. La temperatura se relacionó inversamente con el OD y los SST, que estuvieron asociados a mayor turbidez y NH₄. Estos resultados mostraron el efecto de tres procesos relevantes: la dinámica de la barra y el intercambio de agua entre la laguna y el mar; la estacionalidad y el efecto de la temperatura; y la resuspensión causada por el viento y la descarga de agua dulce. La varianza explicada por los dos primeros ejes del ACP fue relativamente baja (54.2%), pero es ilustrativa de las principales relaciones entre variables (Figura 47).

La descarga de agua al mar y el posterior ingreso de agua marina producen una exportación de agua rica en nutrientes y sedimentos y un ingreso de agua con menor contenido de éstos y salada, lo que resulta en una disminución de los nutrientes en el agua y aumento de la conductividad. A mayor temperatura aumentan la Cloa sed y la Cloa y se registran mayores valores de nutrientes del sedimento y NT debido posiblemente a que aumentan las tasas metabólicas y los procesos biogeoquímicos que liberan nutrientes. La turbidez aumentó principalmente en estaciones más frías por mayor incidencia del viento y aporte de agua dulce desde la cuenca con partículas. La turbidez a su vez se asoció a los SST y con valores más elevados de NH₄ y de PT, posiblemente por resuspensión del sedimento y liberación al agua de los nutrientes asociados.

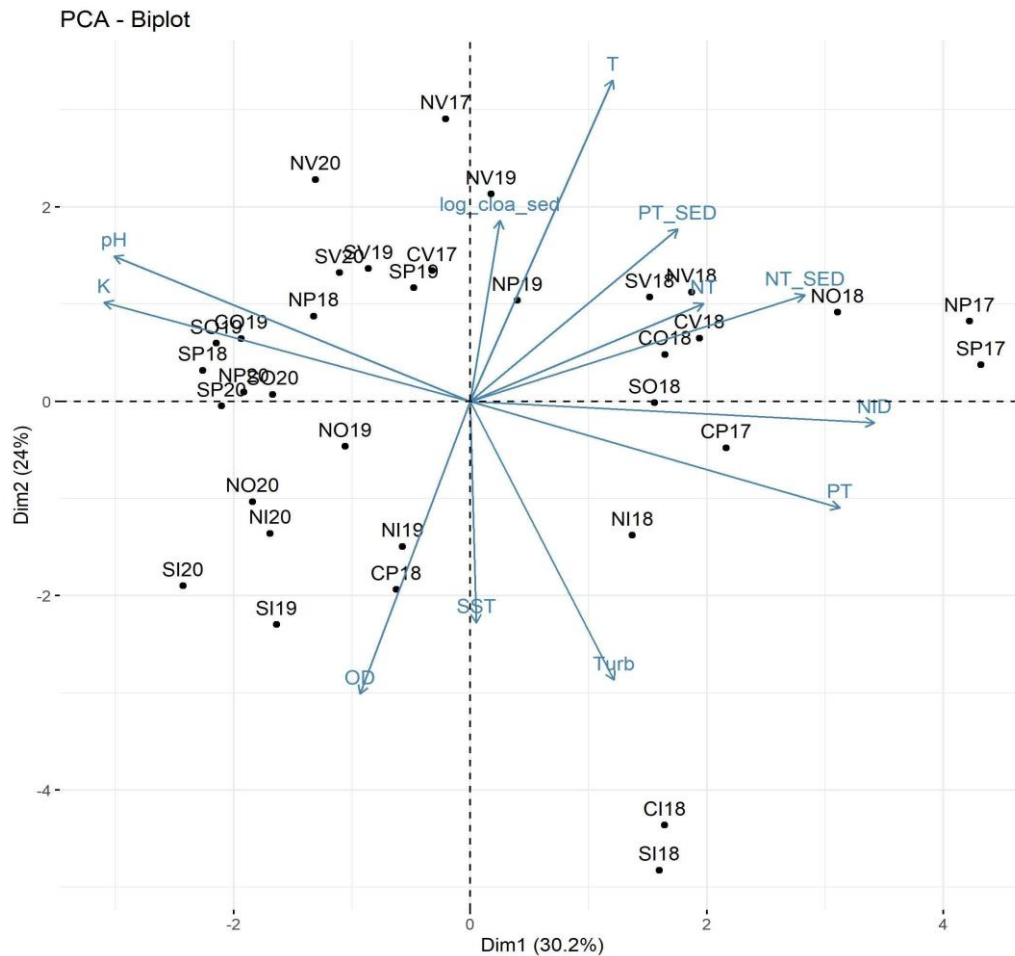


Figura 47. Análisis de Componentes Principales (ACP) con las variables de calidad del agua y el sedimento de la Laguna Garzón. Se indican las estaciones del año ((V: verano; O: otoño; I: invierno; P: primavera), las estaciones muestreadas (N: norte, C: centro y S: sur) y los números indican el año. Las flechas azules indican las variables analizadas.

La profundidad mostró una relación inversa con la conductividad (Figura 47) debido a la dinámica de apertura de la barra y con la turbidez debido a la mayor capacidad del viento de resuspender sedimentos a menores profundidades. En general cuando la barra está cerrada acumula agua dulce que recibe de la cuenca y asciende la profundidad, explicando la menor conductividad (indicador de salinidad) y mayor turbidez. Una vez que la barra se abre, la laguna descarga agua al mar y se produce el ingreso de agua marina, que en función del viento y el nivel del mar puede ser de mayor o menor importancia. Debido a este proceso aumenta la conductividad del agua, debido a la salinidad del agua marina, pero la profundidad no alcanza valores tan elevados.

Comparación con datos históricos de la Laguna Garzón

Para este informe se consideraron como datos históricos (Tabla 19) los generados entre 2002 y 2006 por la Sección Limnología de la Facultad de Ciencias, correspondientes a Conde *et al.* (2003) y Rodríguez-Gallego *et al.* (2017). Si bien los sitios de muestreo no son exactamente los mismos, para los fines de este informe se seleccionaron los datos de los sitios ubicados en zonas similares. El sitio norte de los datos históricos estuvo ubicado más hacia el norte en 2002 y 2004 que el sitio actual. Los sitios centro y sur en 2005-2006 estuvieron ubicados más hacia el margen NE y SE respectivamente, mientras que la ubicación fue muy similar a la del período actual en 2002 y 2004. Los datos históricos de otros sitios de muestreo no fueron incluidos en el promedio histórico por estar ubicados en sitios poco comparables a los del monitoreo actual (dentro de los bolsones o en la desembocadura de la laguna).

La comparación de los datos actuales con el período 2002-2006 mostró que el rango de valores de temperatura, pH y conductividad fueron similares (Tabla 19), aunque se observó un mayor rango de variación para la conductividad, alcanzado valores máximos más elevados en el período actual. La profundidad fue significativamente mayor en la actualidad, donde la media histórica fue de 1.0 ± 0.7 m y presentó un rango de variación más amplio (entre 0.2 y 2.2 m). Tanto los SST como la MOSS mostraron valores significativamente menores a los datos previos del período 2002-2006, lo que, si bien puede deberse a múltiples causas, es posible que los mayores valores de profundidad del período actual hayan atenuado el efecto del viento, generando menor resuspensión de sedimentos.

Al comparar la concentración actual de las formas nitrogenadas con los datos del período 2002-2006 se observó un aumento importante y significativo de los valores medios en todos los casos (Tabla 19). El valor medio de concentración de NH_4 y NO_2 se duplicaron, mientras que para el NO_3 el valor de concentración media aumentó casi 6 veces respecto del promedio histórico. Por último, el valor actual de NT duplicó el valor histórico. Además, se observó un aumento importante de los valores medios tanto de PO_4 (no significativo) como de PT (significativo), donde el PT casi se duplicó en la actualidad. La concentración media de Cloa mostró un leve aumento en la actualidad, aunque no significativo, pero registró valores máximos bastante más elevados, donde el máximo valor registrado en 2002-2006 no superó la concentración de $7.9 \mu\text{g/L}$.

En el sedimento, se observó un aumento significativo en los valores medios del contenido de MOsed y el PTsed respecto del período de estudio previo, aunque menos marcados que lo registrado en el agua (Tabla 19). El contenido actual de materia orgánica del sedimento duplicó el valor histórico, mientras que el PTsed mostró un aumento menor pero relevante. Por el contrario, el NTsed y la Cloased presentaron en la actualidad un valor medio muy similar al registrado en el período 2002-2006 (Tabla 19), aunque la Cloased presentó un valor extremo muy elevado en primavera de 2019 que no fue registrado previamente. Posiblemente, los valores de profundidad más elevados en el período actual atenúen el crecimiento del fitobentos, impidiendo que alcancen valores más elevados pese a que los nutrientes hayan aumentado.

Tabla 19. Valores promedio de los indicadores de calidad del agua y el sedimento de la Laguna José Ignacio para el período de estudio comprendido entre 2002 y 2006 (tomados de Conde et al. (2003) y Rodríguez-Gallego et al. (2017)) y el período actual comprendido entre 2015 y 2020.

| | 2002-2006 | | 2015-2020 | | Comparación |
|--------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|---------------------|
| | Media | Desv.Est. | Media | Des. Est. | |
| Profundidad (m) | 1 | 0.7 | 1.4 | 0.4 | F=15.9, p<0.0001 |
| Conductividad (ms/cm) | 14.5 | 8.5 | 12.5 | 9.5 | ns |
| Temperatura (°C) | 20.3 | 5.2 | 19.3 | 5.4 | ns |
| OD (mg/L) | 9.2 | 1 | 8 | 1.2 | Chi²=10.9, p<0.0001 |
| pH | 7.6 | 0.6 | 7.9 | 0.4 | F=6.0, p<0.01 |
| SST (mg/L) | 40.2 | 26.2 | 22.3 | 20 | Chi²=8.8, p<0.005 |
| MOSS (mg/L) | 10.5 | 7.2 | 5.4 | 4.8 | Chi²=8.1, p<0.05 |
| PO4 (µg/L) | 21.9 | 36.9 | 27.7 | 26.8 | ns |
| PT (µg/L) | 53.3 | 51.2 | 82.4 | 55.8 | Chi²=0.0, p<0.05 |
| NO3 (µg/L) | 11.5 | 10.7 | 73.7 | 124.2 | ns |
| NO2 (µg/L) | 0.8 | 0.6 | 1.9 | 2.1 | Chi²=6.8, p<0.01 |
| NH4 (µg/L) | 19.3 | 36.8 | 38.1 | 28.1 | Chi²=1050, p<0.001 |
| NT (µg/L) | 371.1 | 229 | 629.4 | 287.6 | F=12.3, p<0.0001 |
| Clo-a (µg/L) | 4.6 | 2.5 | 5.4 | 4 | ns |
| Mosed (mg/gPS) | 29.5 | 23.7 | 71.6 | 35.3 | F=16.9, p<0.0005 |
| Ptsed (mg/gPS) | 152.8 | 88.4 | 228.6 | 112.6 | Chi²=6.1, p<0.01 |
| Ntsed (mg/gPS) | 292 | 243.4 | 240.3 | 227.2 | ns |
| Cloa fitobentos (mg/gPS) | 21.9 | 12.8 | 24.2 | 22.2 | ns |

3.2.7 Síntesis y análisis integrado de la cuenca de la Laguna Garzón

Los indicadores de calidad del agua en la Laguna Garzón no mostraron diferencias marcadas entre sitios de muestreo, sino que puntualmente registraron valores elevados, sin una tendencia espacial clara. Sin embargo, los indicadores del sedimento mostraron diferencias, siendo el sitio norte el que presentó los mayores valores, particularmente la MOsed. Respecto a las comunidades biológicas la abundancia del sitio sur fue claramente mayor para el fitoplancton, y la riqueza del bentos. La ausencia de un gradiente marcado norte-sur de conductividad y otras variables de calidad del agua y del sedimento, tal como fue registrado por Rodríguez-Gallego *et al.* (2017), posiblemente se deba a que este monitoreo se realiza en sitios más centrales de la laguna y no dentro de los bolsones del norte, donde las condiciones de sedimentación y circulación de agua son más restringidas, acentuando las diferencias con el sitio sur.

Según la concentración de clorofila *a* en agua para el período de estudio, la Laguna Garzón se clasificó en estado mesotrófico bajo los criterios de la OCDE (1982) y Lamparelli (2004). Si bien, en general estuvo por debajo del valor objetivo para ecosistemas de Uruguay (Mesa Técnica del Agua 2017), lo superó en varias oportunidades. El fósforo y el nitrógeno, se comportaron diferente según los períodos

analizados. En un primer período los valores fueron moderados a altos, superando los límites establecidos y recomendados (Decreto 253/79; Mesa Técnica del Agua 2017), mientras que en el período final los valores fueron relativamente bajos, incluso llegando a cumplir con el valor admitido de PT. Los mayores valores de nutrientes coincidieron con un período prolongado de agua muy dulce y a partir de un ascenso pronunciado de la conductividad en primavera de 2018 los nutrientes del agua descendieron notoriamente, incluso a valores muy bajos. Esto parece observarse también para el NTsed y en menor medida para el PTsed. Un cambio tan generalizado para tantas variables sólo podría ser explicado por la dinámica de intercambio de agua entre la laguna y el mar. Es posible que en primavera de 2018 haya ocurrido una apertura de la barra que permitió una adecuada descarga de agua (y sedimentos) al mar, y un ingreso importante de agua marina, afectando la disponibilidad de nutrientes en esta laguna.

Los metales cuantificados en sedimento (Cu, Cr, Pb y Hg) no representarían un riesgo para los diferentes usos de este sistema, dado que todos los valores determinados estuvieron por debajo del estándar planteado por la normativa internacional de referencia (Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQG)). Como ya se manifestó en informes anteriores, dado que la cuenca de la Laguna Garzón no presenta industrias y sus centros urbanos son pequeños en términos relativos, existe la posibilidad de que estos metales tengan un origen geológico y sedimentológico, pero para confirmar esta hipótesis serían necesarios estudios específicos.

Respecto a los agroquímicos durante todo el período se registraron muy pocos valores cuantificables, observándose concentraciones de glifosato, Cipermetrina, Clorpirifos, y pp'DDE. Los primeros tres parámetros no pudieron ser evaluados debido a que no se cuenta para la matriz sedimento con normativa nacional ni internacional. Mientras que el pp' DDE producto de degradación de DDT, registró un único valor de concentración cuantificable, muy por debajo del valor objetivo de calidad indicado en el GESTA-AGUA (2014). Por último, los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH's) presentaron valores cuantificables en todo el período, pero ninguno superó los estándares establecidos en el GESTA-AGUA, ni en el estándar de la EPA para PAH's totales.

La comparación de los valores de nutrientes con los datos históricos mostró algunas señales de alerta debido a un aumento importante de los nutrientes disueltos en agua y a algunos valores de Cloa que estuvieron cercanos o superaron el límite recomendado y que no habían sido registrados previamente. Aunque este aumento en los valores se podría explicar por los datos del período de agua dulce, antes descrito, lo que muestra la relevancia del intercambio de agua con el mar para el estado trófico.

En el ACP para Laguna Garzón se observó claramente el efecto de tres procesos relevantes en el funcionamiento de la laguna: la dinámica de la barra y el intercambio de agua entre la laguna y el mar; la estacionalidad y el efecto de la temperatura, y la resuspensión causada por el viento y la descarga de agua dulce. El intercambio de agua con el mar habría permitido la reducción de la concentración de nutrientes y mejora de los indicadores de calidad del agua, mientras que el aumento de la temperatura

acelera procesos biológicos promoviendo mayores valores de nutrientes en los sedimentos, y mayor crecimiento de los productores primarios. El aumento de la clorofila del agua con la temperatura fue claramente descrito para varios sistemas lénticos de Uruguay (incluidas las lagunas costeras) por Haakonsson *et al.* (2019). A su vez, los muestreos de invierno tuvieron mayor incidencia de la resuspensión y la turbidez (Chalar y Clemente 2005), ya sea por efectos del viento o por aportes de agua desde la cuenca, lo que en puede aportar nutrientes, en este caso se asoció más al amonio y en menor medida al PT del agua.

La abundancia de los coliformes termotolerantes mostró una mayor incidencia en el sitio sur en el período en que la conductividad fue baja, pero luego no se observaron diferencias entre sitios, donde los valores fueron muy bajos. El máximo valor fue registrado en el sitio norte, posiblemente por aporte desde la cuenca. Esto podría indicar que en momentos en que la laguna tiene un pobre intercambio con el mar, puede haber incidencia del aporte del hotel flotante y la vivienda de los pescadores, pero cuando la conductividad aumenta, posiblemente debido a un mejor intercambio con el mar, esta incidencia disminuye. Bergamino *et al.* (2018) describen un aumento de esta variable y el amonio en el sitio sur y lo atribuyen a la ocupación habitacional. Para evaluar el impacto de las viviendas en la calidad del agua se requiere un monitoreo diseñado específicamente.

El fitoplancton mostró una dominancia compartida entre diatomeas y cianobacterias, lo cual es un hecho a remarcar. Si bien las especies de cianobacterias dominantes *Merismopedia spp* y *Aphanothece sp* no son tóxicas, en alguna oportunidad presentó especies potencialmente tóxicas como *Dolichospermum spp*. Esta alta proporción de cianobacterias indicaría que las condiciones de esta laguna parecen ser favorables para esta clase, lo cual puede llegar a ser un problema. Cabe destacar en verano de 2017 la presencia en altas abundancias del dinoflagelado *Ceratium furcoides*, especie exótica invasora (Zaburlin *et al.* 2014) que es frecuente en Salto Grande, pero no había sido registrada en las lagunas costeras hasta ahora.

Esta laguna no presentó plantas sumergidas en todo el período de estudio, excepto un muestreo en el bolsón de la ensenada del Aº Garzón (datos no mostrados en este informe) donde se observó una elevada abundancia de carofitas Rodríguez-Gallego *et al.* 2017. Además, en un muestreo cualitativo en 2002 se registró *R. marítima* contra la margen NE, lo que no volvió a ser registrado (Rodríguez-Gallego sin publicar). Sin embargo, Fabiano & Santana (1999) reportaron la presencia de *Z. palustris* comúnmente registrada en Laguna de Rocha y de Castillos, a la vez que Rodríguez-Gallego *et al.* (2012) reportó polen de *R. marítima* en testigos de sedimentos recientes, lo que podría estar indicando que esta comunidad desapareció del sistema en las últimas décadas o bien que presenta fluctuaciones poblacionales de gran amplitud temporal.

El bentos no mostró cambios sustanciales respecto de estudios previos, aunque la biomasa fue levemente mayor a la reportada por Meerhoff *et al.* (2013) en 2005. Esto podría explicarse más por el

uso de un tamiz de menor tamaño en el monitoreo actual que por otras razones. A su vez la composición de especies fue muy similar entre períodos, mostrando una comunidad dominada por el gasterópodo *H. australis*. Los grupos identificados representan especies típicamente estuarinas y comúnmente encontradas en lagunas costeras (Jorcin 1999, Meerhoff 2009, Meerhoff *et al.* 2013). El aumento de abundancia del hexanauplio *Amphibalanus improvisus* durante primavera 2018 podría deberse a un evento de reclutamiento asociado a un momento de condiciones favorables de temperatura y salinidad (Dineen & Hines, 1992). La presencia del poliqueto invasor *Ficopomatus enigmaticus* en esta laguna resulta de especial relevancia. Se trata de una especie de origen aparentemente australiano y que fue registrada inicialmente para Uruguay a principios de siglo XX (Monro, 1938). Para la Laguna Garzón fue mencionado a principios de los 2000's (Orensanz *et al.*, 2002) pero sin dar mayores detalles, y no ha sido reportado nuevamente desde entonces. Las muestras obtenidas durante este monitoreo confirman la presencia de esta especie para la Laguna Garzón. Su monitoreo resulta de gran importancia dado los grandes impactos que podría generar en caso de prosperar, repercutiendo tanto a nivel ecológico como social. En otras regiones se ha observado que tras colonizar sustratos duros como por ejemplo conchillas de moluscos, puede llegar a formar grandes arrecifes calcáreos, los que generan heterogeneidad espacial repercutiendo en la comunidad bentónica, hidrodinámica del área invadida y su navegabilidad (Schwindt & Iribarne 2000; Borthagaray *et al.* 2006).

La presencia de misidáceos fue poco frecuente y de relativamente baja abundancia, y en general coincidió con valores elevados de conductividad. Esto indicaría, que su potencial función como organismo clave en la transferencia de energía en la trama trófica desde niveles tróficos inferiores a los superiores podría ser menos relevante que la reportada para Laguna de Rocha por Rodríguez-Graña *et al.* (2008), Milessi *et al.*, (2010). Respecto al ictioplancton, la abundancia fue muy baja y se registraron en todos los sitios de muestreo. En todos los casos fueron registrados en primavera, en momentos con conductividades elevadas, indicando la relevancia de la conexión con el mar para estos organismos, fundamentalmente en dicha estación del año. Si bien predominaron los huevos, se observaron larvas en todos los muestreos. Resultados similares, aunque con valores menores de abundancia, fueron reportados en Bonilla *et al.* 2006). Estos resultados indicarían que esta laguna podría ser un sitio de desove y cría para especies costeras, lo que deberá ser confirmado con la futura identificación de las especies. Esto destacaría la relevancia de esta laguna en la costa uruguaya y a nivel regional, donde la calidad del agua y la dinámica de la barra hacen de esta laguna un sitio propicio para la reproducción de recursos pesqueros.

Durante el período estudiado (2017-2019), se observó zafra de camarón (*Penaeus paulensis*) únicamente en el año 2019. Para esta especie, el factor condición fue de 101.2%, indicando que el peso promedio de los individuos considerados estuvo por encima del peso promedio estimado para la especie en las cuatro lagunas costeras. Cabe resaltar, que no se detectó presencia de Hg total en ninguna de las muestras analizadas de *P. paulensis*.

Todos estos resultados, resaltan la relevancia del manejo de la barra de la laguna, dado que un manejo que permita un adecuado intercambio con el mar promueve las condiciones para alcanzar mejores indicadores de calidad del agua y favorecen las condiciones para que la laguna sea un sitio de cría y desove de recursos pesqueros, mejorando además las pesquerías artesanales. Asimismo, las actividades del entorno inmediato, como los aportes de contaminantes desde las viviendas cercanas a la laguna, así como los usos del suelo requieren regulaciones y controles, que minimicen el aporte de contaminantes y nutrientes, que afecten la calidad del agua de estos sistemas.

La apertura de la barra arenosa en lagunas que se conectan en forma periódica con el mar, constituye un mecanismo de “autolimpieza”, permitiendo que las lagunas descarguen el agua dulce y sedimentos, con mayores valores de nutrientes, y posteriormente ingrese agua marina con valores menores de nutrientes y elevada salinidad. Esto ha sido demostrado en Laguna de Rocha y en otras lagunas costeras del mundo (Conde *et al.* 2000, Duarte *et al.*, 2002; Young and Potter, 2002; Saad *et al.*, 2002; Suzuki *et al.*, 2002; dos Santos *et al.*, 2006; Reese *et al.*, 2008; Santangelo *et al.*, 2007; Schallenberg *et al.*, 2010; Bertotti Crippa *et al.*, 2013; Roselli *et al.* 2013, Rodríguez Gallego *et al.* 2017). En este sentido, para el caso de Laguna Garzón resulta relevante mejorar la toma de decisión respecto a la apertura artificial de la barra, y evaluar en profundidad los efectos que tuvo la construcción del puente, ya que los promedios históricos (Tabla 19) que muestran valores marcadamente menores a los actuales, mayoritariamente provienen de muestreos previos a la construcción de dicho puente.

Los tributarios de la Laguna Garzón en general presentaron valores de cumplimiento de los estándares de aptitud ambiental. Se registraron incumplimientos en la turbidez y en las concentraciones de los nutrientes totales (NT y PT) en ambos tributarios. Asimismo, cabe destacar que ambos tributarios presentaron concentraciones similares de nutrientes, por ejemplo, en invierno tuvieron lugar los menores valores de PT, registrando el arroyo Garzón valores de PT por debajo al estándar fijado en la normativa vigente (máx. 25 µg P/L) y el arroyo Anastasio valores cercanos al mismo (30.2 µg P/L). En general las mayores concentraciones tuvieron lugar en el arroyo Anastasio, las cuales podrían deberse al bajo caudal observado en los mismos durante el período. Sin embargo, como ya se mencionó anteriormente sería importante contar con datos de caudal de forma de poder confirmar este indicio.

El análisis de cargas anuales (ton/año) estimado para PT y NT para el período 2017- 2019, mostró que el aporte difuso representa la mayor proporción de aporte de estos nutrientes desde la cuenca. En segundo lugar, está el aporte realizado por los tambos, el cual es mínimo comparado con el difuso. Por otro lado, a partir del análisis de cargas anuales (ton/año) de PT y NT realizados para el año 2019, estimados a partir de los puntos de monitoreo de los arroyos Garzón (G4) y Anastasio (G5), se observó que la subcuenca del arroyo Garzón fue la que más carga aportó a la laguna. Este aporte estimado proviene mayoritariamente de la actividad agropecuaria, lo cual concuerda, con que la subcuenca de este tributario, además de ser la de mayor en superficie, es también donde se ubican la mayor cantidad hectáreas de cultivos y plantaciones forestales de la cuenca de la Laguna Garzón (Figuar 2).

3.3 Cuenca de la Laguna de Rocha

3.3.1 Laguna: Calidad del agua

La temperatura del agua en la Laguna de Rocha presentó valores entre 8.5 y 29.5 °C, registrándose los máximos en verano, seguidos del otoño y los mínimos en invierno. El valor promedio para el período estudiado fue de 18.2 ± 5.2 (Figura 48A). La zona norte presentó valores levemente mayores que el resto de los sitios especialmente en verano.

El pH varió entre 6.6 y 8.8 (Figura 48B), mostrando un rango de variabilidad importante, superando en varias ocasiones el nivel establecido por el Decreto 253/79 (6.5-8.5). El valor promedio para el período estudiado fue de 8.0 ± 0.5 . En general los valores más bajos se registraron en invierno y en varias ocasiones se diferenció el sitio norte de los otros sitios con valores generalmente más elevados. Se observaron condiciones levemente ácidas y cercanas a la neutralidad entre los inviernos de 2017 y 2018, alcanzando los máximos valores luego de dicho período.

Los valores de oxígeno disuelto presentaron una distribución asociada a la temperatura del agua, siendo menores en los meses cálidos especialmente en verano, con una variación entre 6.0 y 12.0 mg/L. El promedio fue de 8.4 ± 1.5 , cumpliendo con el estándar establecido por el Decreto 253/79 (Figura 48C). El porcentaje de saturación de oxígeno promedio para el período fue de 96.1%, indicando que la laguna se encuentra bien oxigenada todo el año, no registrándose estratificación térmica.

La conductividad presentó un amplio rango de variación, entre 0.2 y 45.2 mS/cm, lo que representó un rango entre agua dulce y polihalina. Los valores menores se observaron en el sitio norte. El promedio para el período de estudio fue de $21.6.6 \pm 11.1$ mS/cm (Figura 48D). La conductividad fue menor en invierno y primavera que en otoño y verano, y alcanzó los valores máximos en 2020, siendo en general más baja durante todo 2019 (Figura 48D y Figura 51). La barra de la laguna estuvo abierta en todos los muestreos de invierno y de primavera, excepto en la primavera de 2020. En otoño estuvo abierta únicamente en 2016, que correspondió a un evento de lluvia de alta intensidad (ese año las condiciones climáticas hicieron que la laguna permaneciera abierta hasta primavera) (Machado *et al.* en revisión) y en verano estuvo abierta únicamente en 2017 y 2019.

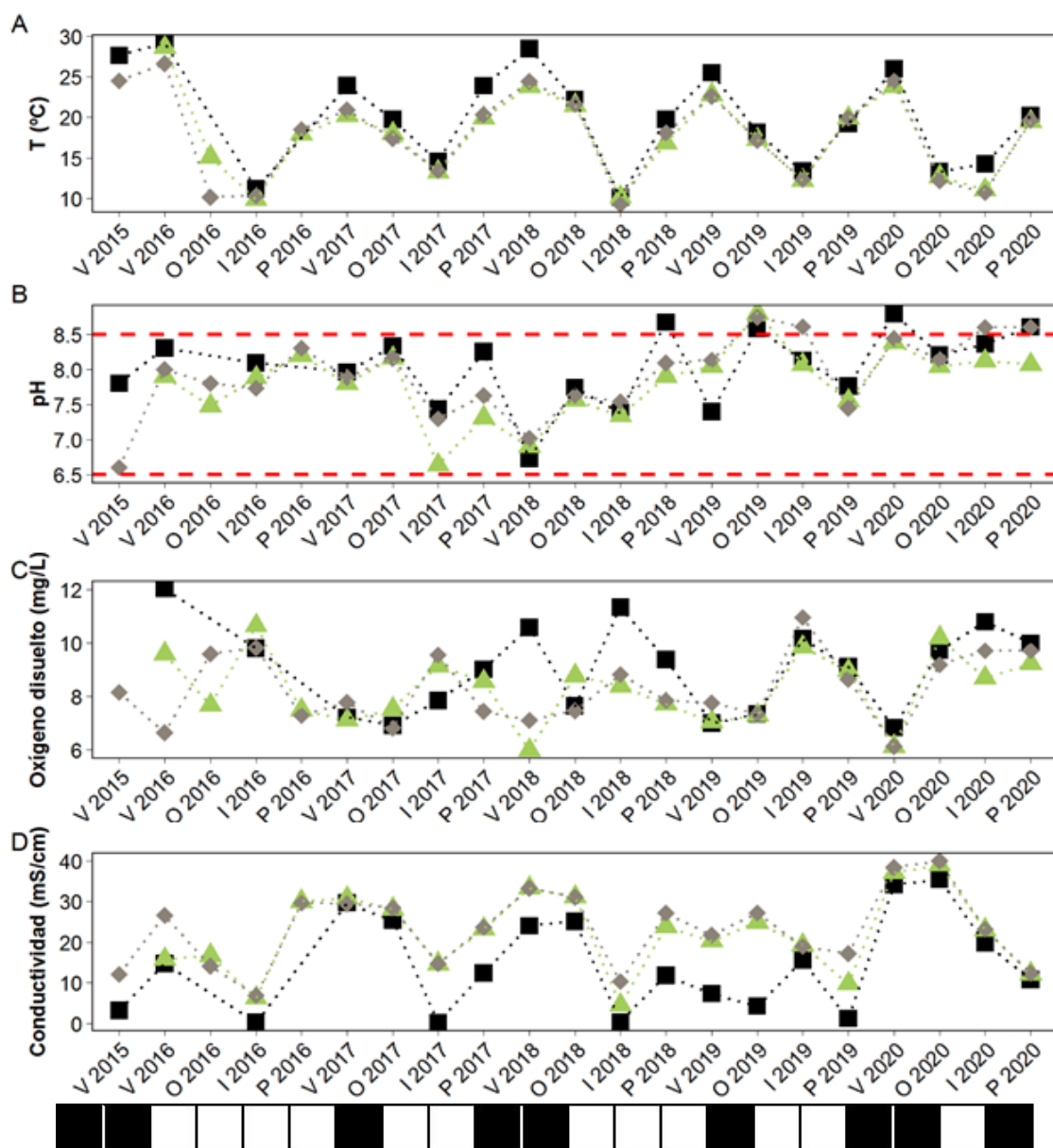


Figura 48. Variación espacial y estacional de la temperatura (A), el pH (B), el oxígeno disuelto (C) y la conductividad (D) de la Laguna de Rocha. Norte (cuadrado), centro (triángulo) y sur (rombo). En la parte inferior del gráfico de conductividad se presenta el estado de la barra arenosa el día del muestreo: abierta (blanco) y cerrada (negro). La línea roja entrecortada indica los estándares de pH (superior: 8.5, inferior: 6.5) del Decreto 253/79, el estándar de oxígeno disuelto (≥ 5 mg O₂/L).

Al analizar todo el período de estudio y pese a la gran variabilidad interanual (Figura 51), se observó un cierto patrón temporal en los años analizados, donde en general la conductividad es máxima en verano, comienza a disminuir hacia el otoño, alcanza el mínimo en invierno y comienza a ascender en primavera (Figura 48D). Esto se debe a que la barra de la laguna en general se abre en otoño o inicio del invierno debido a la descarga de agua dulce y alcanza en general al menos los primeros meses de la primavera abierta, donde posteriormente se cierra y permanece cerrada buena parte del verano y otoño. En función de la distribución de las lluvias, el desarrollo de la berma una vez que se cierra la barra, la

presión por la apertura artificial de la barra, los vientos y la altura del nivel del mar (Machado en preparación), el ciclo de aperturas y cierres se desvía de este comportamiento general, mostrando alta variabilidad como la observada entre 2018 y 2019. Estas variaciones del estado de la barra y el momento en que se realiza el muestreo, promueven también variabilidad del ciclo anual de conductividad, como el descrito anteriormente.

De esta manera, durante el período de barra abierta de invierno se produce una importante descarga de agua dulce al mar e ingresa agua marina, que hacia la primavera comienza a generar un aumento de la conductividad del agua. Con el aumento de la temperatura en verano y la mayor evaporación se da un proceso de concentración de sales que promueve que se alcancen los mayores valores en verano. Luego de esto y con la disminución de la evaporación la laguna comienza a acumular agua dulce gradualmente, promoviendo un aumento de la profundidad y de la presión hidráulica ejercida sobre la barra, que sumado a tormentas más intensas de viento genera las condiciones para la apertura de la misma, lo que a su vez es perturbado por la apertura artificial.

La profundidad del agua varió entre 0.4 m y 2 m (Figura 49), con un valor medio de 1.2 ± 0.4 m. El sitio norte fue más somero y el centro más profundo. Si bien no se observan variaciones anuales o estacionales, en el análisis temporal se observan períodos algo más someros (primavera 2017 a verano 2019) y de mayor profundidad (otoño 2019 a primavera 2020).

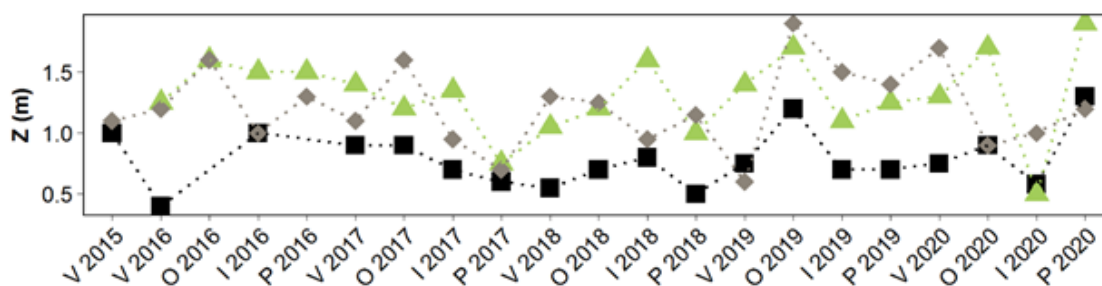


Figura 49. Variación espacial y estacional de la profundidad de la Laguna de Rocha. Norte (cuadrado), centro (triángulo) y sur (rombo).

La turbidez registró valores en el rango de 0 a 132 UNT, con un promedio de 34.7 ± 40.2 UNT y mostró una alta variabilidad. Los valores más elevados se observaron en el centro, seguido del norte de la laguna, sin un patrón estacional o temporal, aunque en general fueron más altos en invierno y verano (Figura 50A). El estándar establecido por el Decreto 253/79 (máx. 50 UNT) fue superado en un tercio de los muestreos, fundamentalmente en el centro. Esta variable está parcialmente condicionada por la hora y los días en que se realizan los muestreos, ya que los sitios se muestrean en un orden y horario

relativamente similar (siempre de mañana centro y sur), además que se evitan muestreos con vientos fuertes. En los cuales, la laguna seguramente alcanza valores más elevados de turbidez que los registrados en este período, aunque estuvieron dentro de lo esperable para las lagunas costeras someras de nuestro país (Conde *et al.* 2002, Chalar & Clemente 2005, Rodríguez-Gallego *et al.* 2017).

Los sólidos totales (SST) en suspensión mostraron un perfil similar a la turbidez, con una variación entre 5.4 y 244.7 mg/L, y un promedio para el período de estudio de 45.4 ± 45.8 mg/L, lo que muestra la alta variabilidad. Los valores más elevados se observaron en verano (V2017 y V2020), seguidos del invierno (Figura 50B). La materia orgánica de los sólidos en suspensión varió entre 1.1 y 42.9 mg/L, y se comportó de manera similar a los SST. El valor promedio para toda la laguna y durante el período estudiado fue de 8.4 ± 7.8 mg/L (Figura 50C). Los valores más elevados de estas variables coincidieron con los valores más elevados de clorofila *a* en agua, sobre todo en verano, indicando por un lado el aporte del fitoplancton a la turbidez y por otro que en momentos de alta resuspensión se aporta materia orgánica y organismos a la columna de agua.

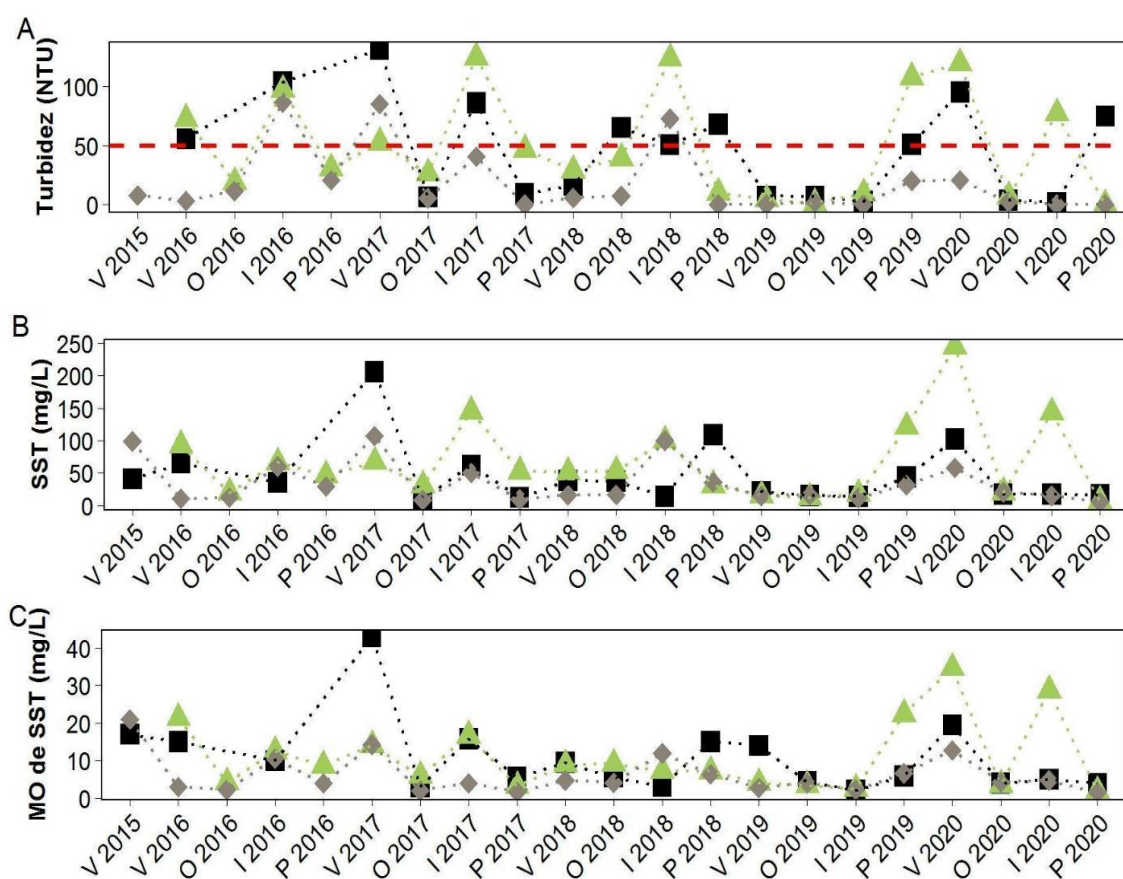


Figura 50. Variación espacial y estacional de la turbidez (A), los sólidos en suspensión (B) y materia orgánica de los sólidos en suspensión (C) de la Laguna de Rocha. Norte (cuadrado), centro (triángulo) y sur (rombo). La línea roja entrecortada indica el valor estándar de turbidez (50 UNT) según el Decreto 253/79.

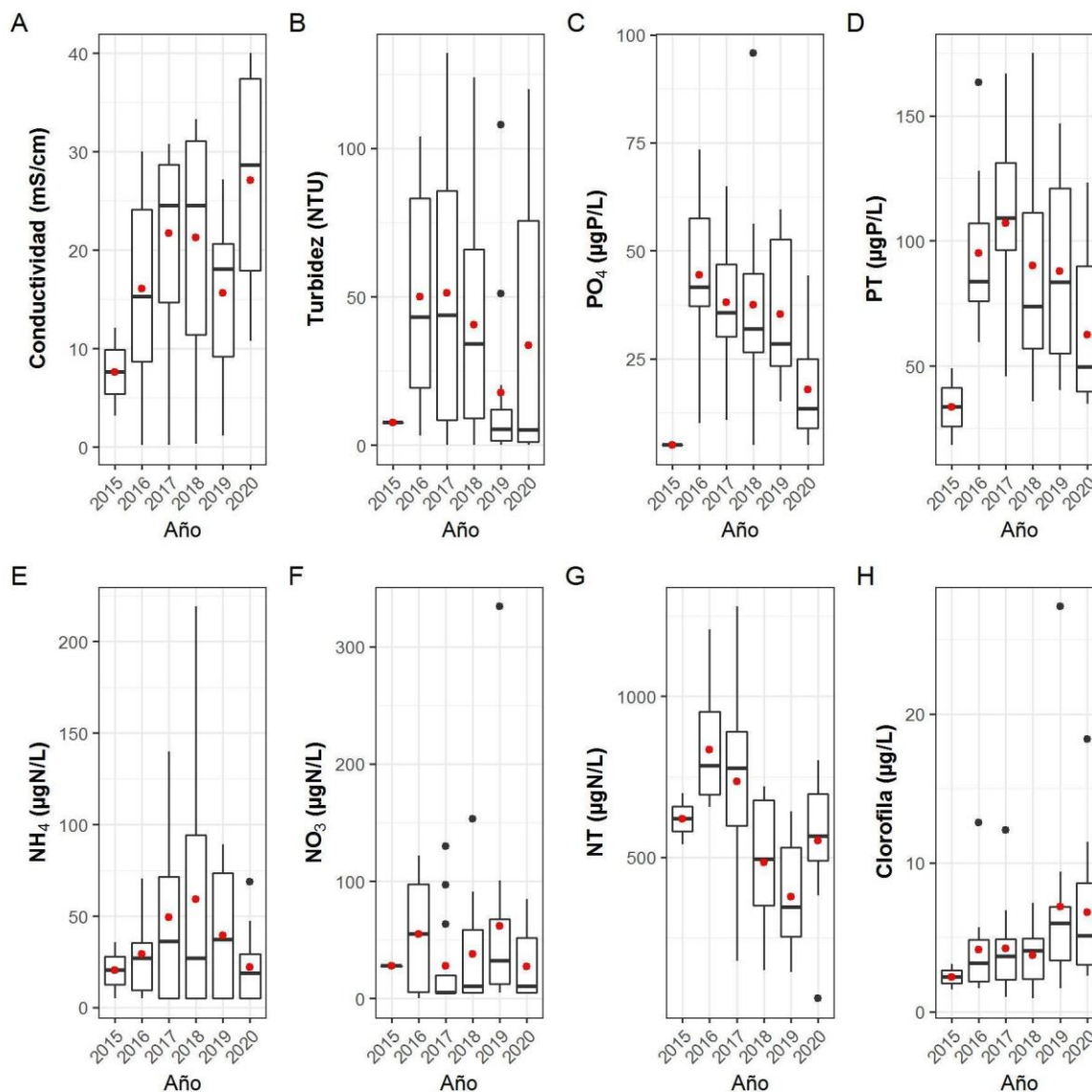


Figura 51. Variación interanual de la conductividad y principales indicadores de calidad del agua de la Laguna de Rocha. Línea horizontal: mediana; caja: primer y cuarto cuartil, líneas verticales: rango intercuartílico; puntos negros: valores extremos; puntos rojos: valor medio.

El amonio (NH_4) presentó un rango de variación entre valores menores al límite de detección ($<10 \mu g N/L$) y $219.1 \mu g N/L$, presentando un promedio para toda la laguna de $41.4 \pm 43.2 \mu g N/L$ (Figura 52A). Los valores de nitrito (NO_2) variaron entre valores menores al límite de detección ($<1.0 \mu g N/L$) y $16.0 \mu g N/L$, con un promedio para toda la laguna de $3.3 \pm 3.3 \mu g N/L$ (Figura 52). En general los valores fueron menores en el sitio sur, y en el caso del nitrito mayores en el norte. El amonio mostró los valores más elevados en momentos de mayor turbidez y de menor conductividad.

El nitrato (NO_3) fluctuó entre valores por debajo del límite de detección ($<10 \mu\text{g N/L}$) y $334.1 \mu\text{g N/L}$, siendo el promedio para toda la laguna de $40.9 \pm 54.0 \mu\text{g N/L}$ (Figura 52C). Si bien no hubo diferencias marcadas entre zonas, los valores más elevados se registraron en la zona norte y en general coincidieron con los momentos de menor conductividad y mayor turbidez. La concentración de nitrógeno total (NT) varió entre 61.3 y 1279.1 mg N/L y el valor promedio para toda la laguna en ese período fue de $611.7 \pm 258.7 \mu\text{g N/L}$ (Figura 52D).

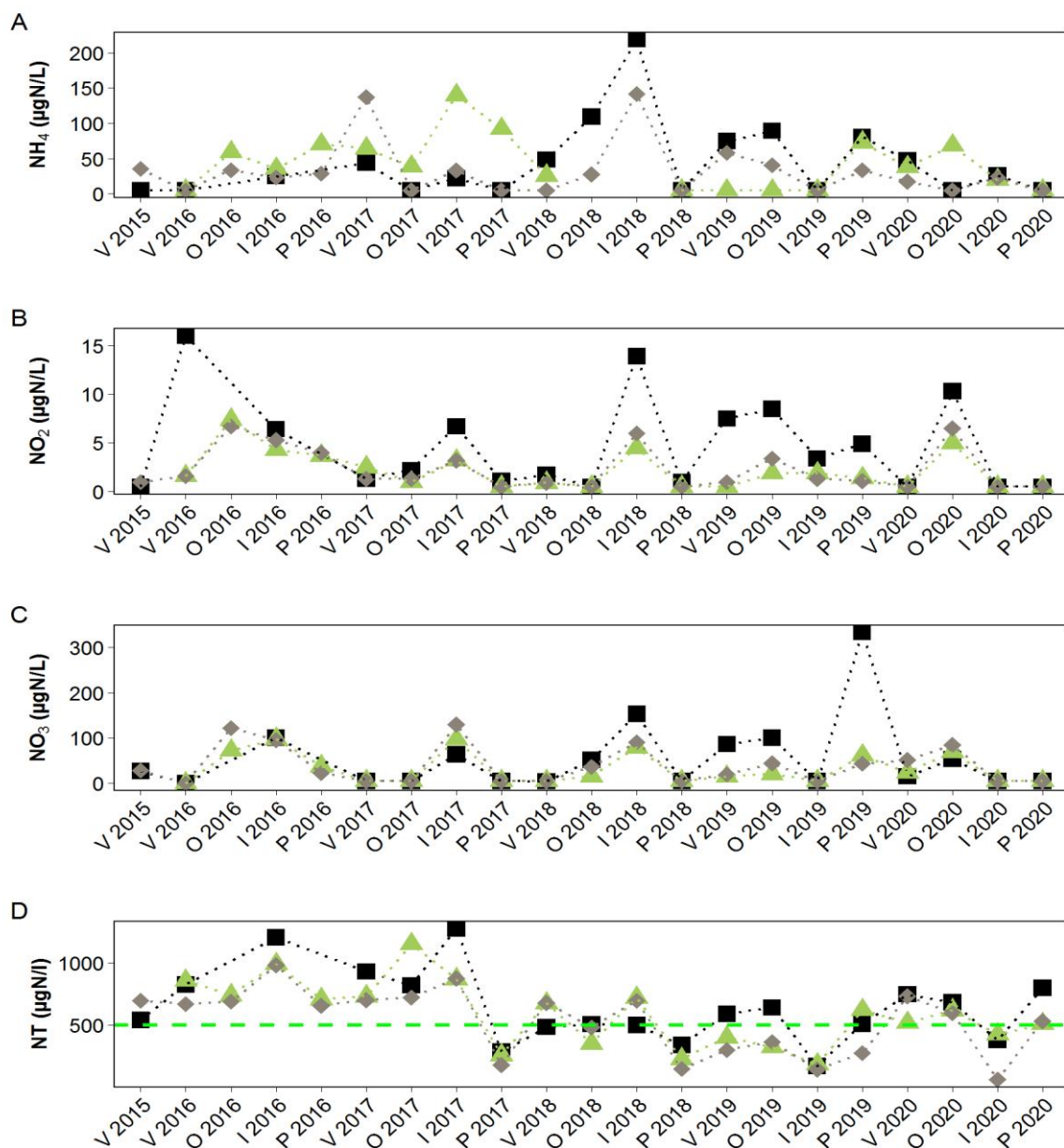


Figura 52. Variación espacial y estacional de amonio (NH_4) (A), nitrito (NO_2) (B), nitrato (NO_3) (C) y nitrógeno total (NT) (D) de la Laguna de Rocha. Norte (cuadrado), centro (triángulo) y sur (rombo). La línea verde entrecortada indica el valor guía propuesto por la Mesa Técnica del Agua (2017).

En general, el norte mostró valores levemente superiores. En la serie temporal de datos, se observó un período de valores más elevados hasta la primavera de 2017, donde se registró uno de los valores mínimos del período. A partir de entonces no se volvieron a alcanzar valores tan elevados y los valores mínimos también disminuyeron considerablemente. El nitrógeno inorgánico disuelto representó en promedio el 13% del NT en todo el período, indicando la relevancia de las formas particuladas y posiblemente del nitrógeno total disuelto y orgánico, aportado por los suelos y humedales. Amaral *et al.* (2018) indican importantes fuentes de materia orgánica disuelta en el norte de esta laguna, la cual sería de origen terrestre, urbano y de humedales, lo que posiblemente se relacione con los aportes de nutrientes disueltos. Todos los valores estuvieron por encima del valor guía establecido por la Mesa Técnica del Agua (2017). En la Figura 51 se observa como el NT presenta una tendencia a disminuir desde 2016 a 2018, con un leve aumento en 2020, lo que no es acompañado por las formas disueltas.

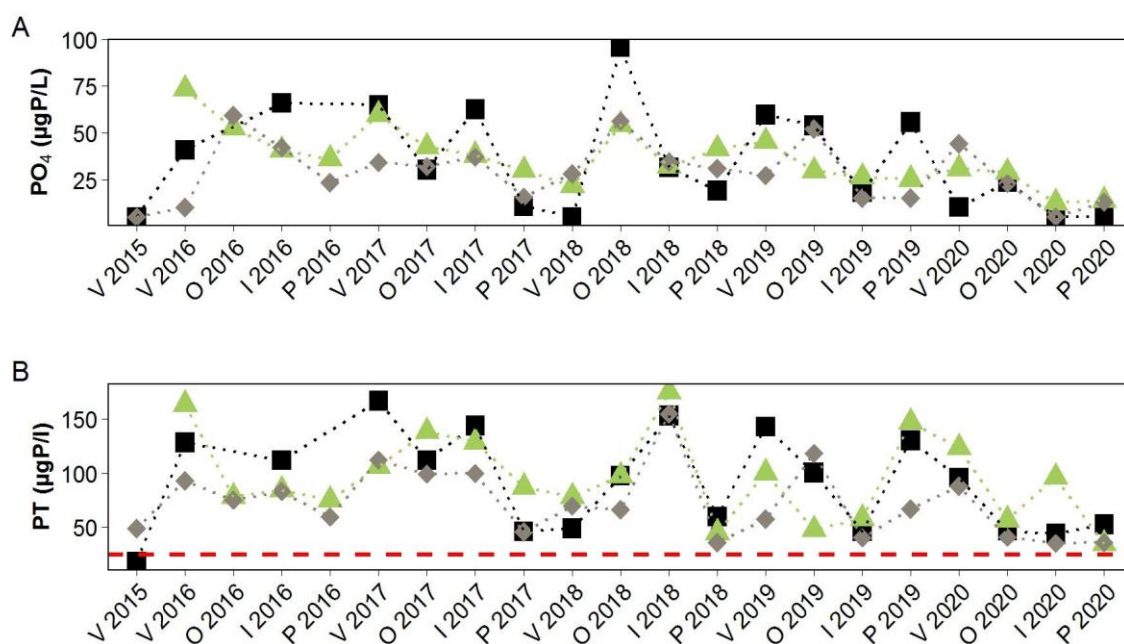


Figura 53. Variación espacial y estacional de la concentración de ortofosfato (PO₄) (A) y fósforo total (PT) (B) de la Laguna de Rocha. Norte (cuadrado), centro (triángulo) y sur (rombo). La línea roja entrecortada indica el límite establecido para fósforo total (25 µg P/L) según el Decreto 253/79.

La concentración de ortofosfato (PO₄) varió entre el límite de detección (<10 µg N/L) y 95.7 µg P/L, con un promedio para toda la laguna de 33.5 ± 18.9 µg P/L, presentándose los máximos de concentración en la zona norte, seguida del centro (Figura 53A). El fósforo total (PT) varió entre 18.3 y 175.0 µg P/L, con un promedio para toda la laguna de 82.7 ± 37.7 µg P/L, siendo el centro y el norte los sitios con valores más elevados (Figura 53B). En general ambas variables mostraron un comportamiento similar, con

valores más bajos en primavera e invierno, registrándose los valores mínimos de concentración en invierno. El PT se relacionó positivamente con la turbidez. A su vez, el PO_4 representó en promedio el 40% del PT, mostrando la relevancia de la resuspensión como aporte de fósforo particulado a la columna de agua. Al analizar los datos por años, se observó una tendencia muy clara del PO_4 y también del PT a disminuir en el tiempo, con una relación inversa a la de la conductividad (Figura 51). Todos los valores de PT, excepto en verano 2015 superaron el estándar admitido por la normativa vigente ($\leq 25 \mu\text{g P/L}$) (Figura 53B).

Los valores de biomasa de fitoplancton estimada como la concentración de clorofila *a* del agua variaron entre 0.6 y 27.2 $\mu\text{g/L}$, los valores máximos fueron registrados en el sitio centro, seguidos del norte, los que superaron el valor guía propuesto por la Mesa Técnica del Agua (2017). El valor promedio para toda la laguna durante el período estudiado fue de $4.9 \pm 4.1 \mu\text{g/L}$ (Figura 54). En general, los valores más elevados se registraron en verano, seguidos de primavera. No se observó una relación clara con la conductividad ni con los nutrientes disueltos, aunque sí con la turbidez. Al mirar la variabilidad interanual, se observó una leve tendencia a aumentar en el tiempo, ya sea de los valores medios, mediana y de los valores extremos.

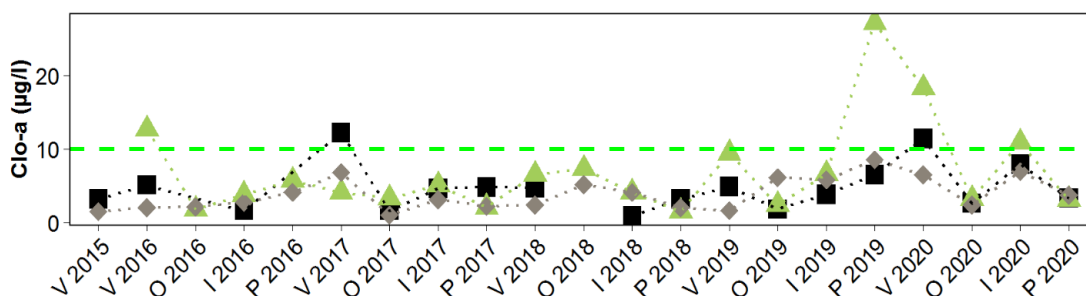


Figura 54. Variación espacial y estacional de la clorofila *a* (Cio-*a*) de la Laguna de Rocha. Norte (cuadrado), centro (triángulo) y sur (rombo). La línea verde entrecortada indica el valor guía propuesto por la Mesa Técnica del Agua ($<10 \mu\text{g/l}$)

Los coliformes termotolerantes presentaron valores de concentración de entre <4.0 y 240 UFC/100ml (Figura 55), con un promedio para todo el período de 198.2 ± 490.5 UFC/100ml, mostrando una muy elevada variabilidad intermuestreo. Los valores mayores al límite de detección ocurrieron en general en invierno, y coincidieron con valores bajos de conductividad. En general no hubo diferencias entre sitios de la laguna, exceptuando en invierno de 2017 que únicamente se registraron en el sitio norte. Los valores elevados de coliformes en toda la laguna, o en el sitio norte y en momentos de baja

conductividad indican que el aporte principal es de la cuenca y de los arroyos tributarios y que se da en momentos de alta descarga de agua dulce. Todos los datos cumplieron con el estándar para muestras puntuales señalado en el Decreto 253/79 (≤ 2000 UFC/100ml).

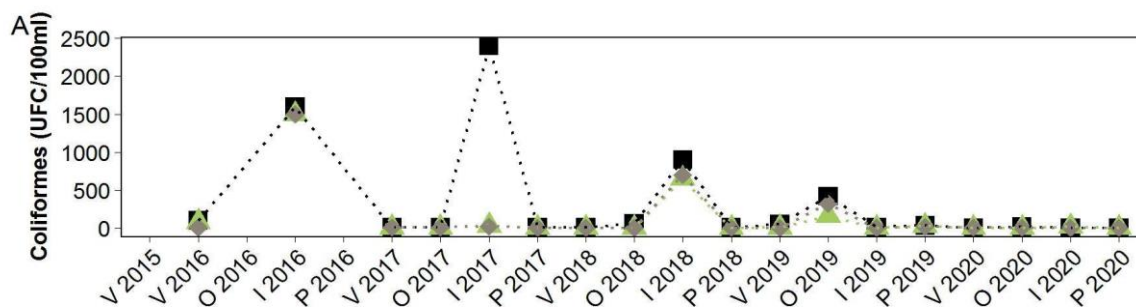


Figura 55. Coliformes termotolerantes (UFC/100ml) en la Laguna de Rocha registrados en el período de estudio. Norte (cuadrado), centro (triángulo) y sur (rombo).

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) presentó valores entre <2 y 8 $mg\ O_2/L$, con un promedio de 2.5 ± 2.0 $mg\ O_2/L$. Los valores más elevados se registraron en primavera. Todos los datos fueron menores al límite establecido por el Decreto 253/79 ($10\ mg\ O_2/L$) (Figura 56).

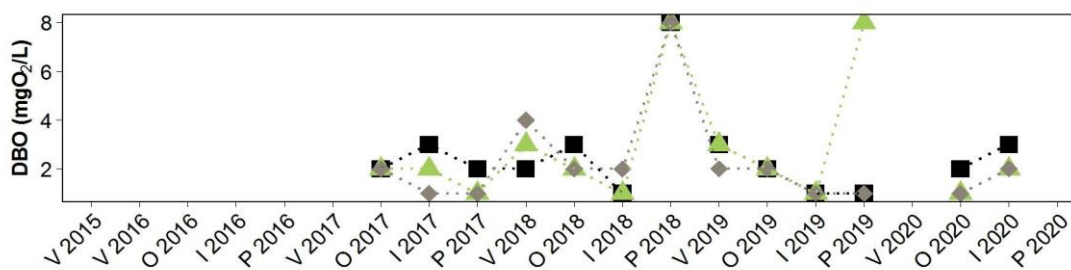


Figura 56. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) en la Laguna de Rocha registrada en el período de estudio. Norte (cuadrado), centro (triángulo) y sur (rombo).

3.3.2 Laguna: calidad de sedimentos

La concentración de materia orgánica en sedimento osciló entre 2.4 y 108.0 mg/g de peso seco, con un promedio para toda la laguna de 35.7 ± 31.0 mg/g PS. Los valores fueron dos a tres veces mayores en el sitio centro que en el sur y norte de la laguna (Figura 57A). Los valores más elevados en el sur en verano 2016 se debieron a que en ese muestreo el sitio se ubicó en la boya de medición continua (instalada desde 2016 a 2020) en un canal de mayor profundidad donde la laguna acumula fango. A partir de entonces se cambió unos pocos metros hacia el SE de la boya, para evitar dicho canal y ubicarse en un sitio más representativo del resto de la zona.

Los valores de concentración del nitrógeno total del sedimento fluctuaron entre valores menores al límite de detección analítica ($50 \mu\text{g N/L}$) y $654.0 \mu\text{g N/g PS}$, registrándose los valores máximos en primavera. Para toda la laguna el promedio fue de $141.6 \pm 154.6 \mu\text{g N/g PS}$ (Figura 57B). En general los valores fueron relativamente bajos, excepto algunos aumentos observados en momentos puntuales, que a grandes rasgos coincidieron con baja conductividad.

La concentración de fósforo total en el sedimento presentó un rango de variación entre $14.8 \mu\text{g P/g}$ y $529.2 \mu\text{g/g PS}$ (Figura 57C), siendo el promedio para toda la laguna de $119.9 \pm 90.0 \mu\text{g P/g}$. Esta variable no tuvo grandes fluctuaciones. Tanto la materia orgánica como los nutrientes del sedimento mostraron un período con valores mayores, que coincidió con el período en que la laguna tuvo menor conductividad (entre invierno de 2018 y primavera 2019). Esto fue más claro para la MOsed y el PTsed en el sitio centro, pero para el PTsed se observó la misma tendencia para los tres sitios de muestreo. Esto podría indicar un proceso de acumulación de sedimentos en períodos de aporte de agua dulce de la cuenca, o de menor intercambio con el mar.

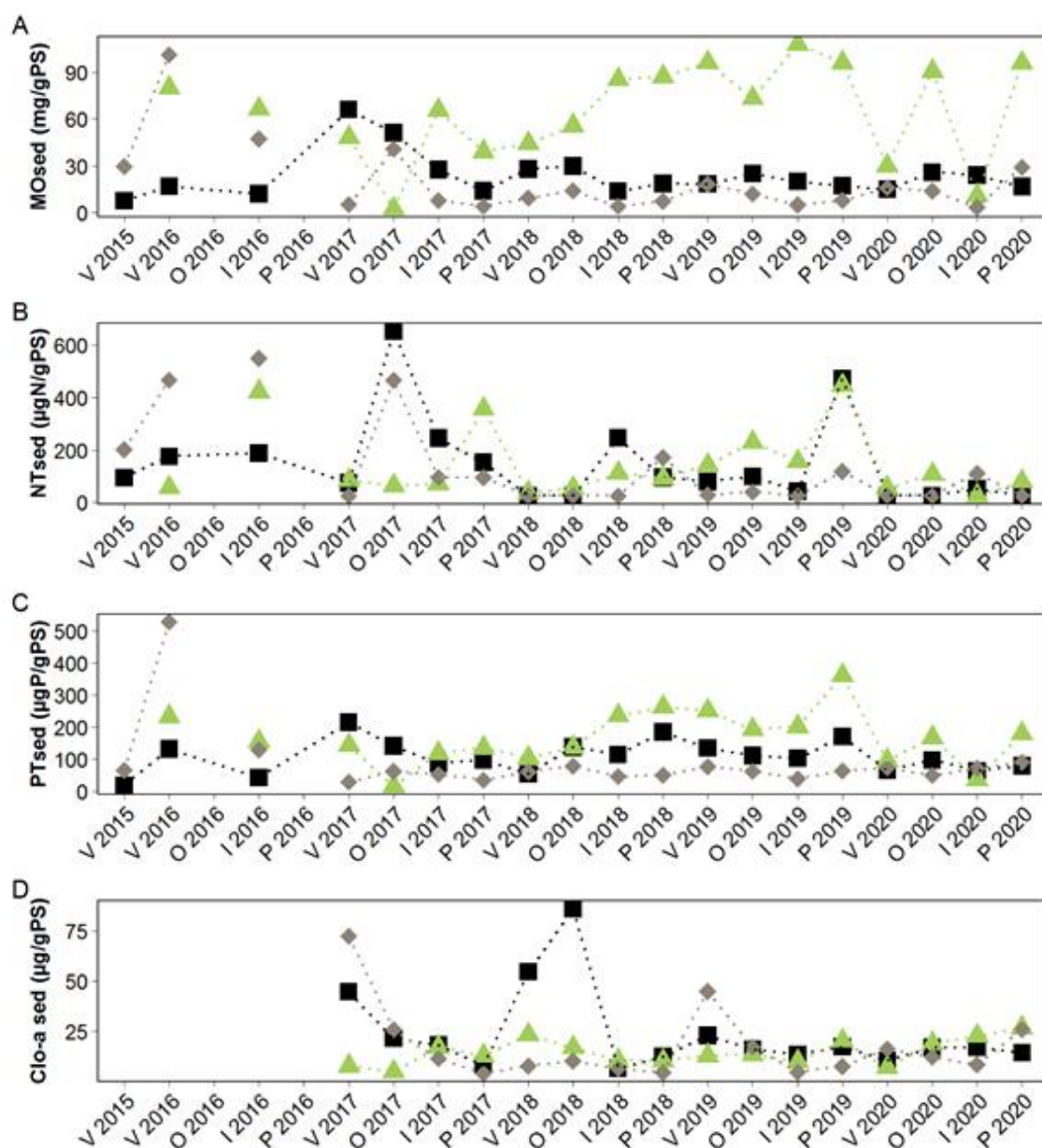


Figura 57. Variación espacial y estacional de la concentración de materia orgánica (MOsed) (A), nitrógeno total (NTsed) (B), fósforo total (PTsed) (C) y clorofila-a (Clo-a sed) (D) del sedimento de la Laguna de Rocha. Norte (cuadrado), centro (triángulo) y sur (rombo).

La biomasa de fitobentos, estimada como la concentración de clorofila *a* en sedimento, presentó un rango de valores entre 4.3 y 86.0 µg/g PS. El valor promedio para toda la laguna fue de 18.8 ± 16.5 µg/g (Figura 57D). En general fue poco variable en el tiempo y el espacio, exceptuando algunos valores elevados que se registraron en el norte y centro en verano y otoño de 2017 y 2018. Los valores más elevados se dieron en momentos de alta conductividad, lo que puede indicar que se debe a comunidades de algas de origen costero y marinas. Si bien para esta comunidad no se analiza la composición de especies, se han observado microfitobentos, algas filamentosas y macroalgas en

crecimiento (*Ulva*, *Enteromorpha*), así como microalgas que forman colonias mucilaginosas de gran tamaño.

3.3.2.1 Metales y Agroquímicos

El Cu y Cr registraron el 68% de sus valores cuantificables en las muestras analizadas (Tabla 20). Asimismo, los valores máximos de Cu y Cr se registraron en la estación de monitoreo del centro de la laguna en verano de 2019. En el caso del Hg (74% de datos cuantificables), el máximo se observó en primavera 2019, también en el sitio centro. Por último, el Pb registró únicamente dos valores cuantificables, lo que equivale a un 11% de las muestras. Es importante considerar que ninguna de las concentraciones observadas superó los valores de los estándares ambientales internacionales indicados en las guías canadienses (Tabla 20).

Tabla 20. Agroquímicos y metales determinados en el sedimento de la Laguna de Rocha en el período 2017 – 2020. Se muestran únicamente los parámetros que presentaron al menos un valor cuantificable en el período de estudio. (CCME*) estándares ambientales internacionales indicados en las guías canadienses.

| Monitoreo | Estación | Cu mg/Kg | Cr mg/Kg | Hg mg/Kg | Pb mg/Kg | Glifosato mg/Kg | Dieldrin µg/Kg | p,p'DDE µg/Kg | Cipermetrina µg/Kg | Clorpirifos µg/Kg | PCB 28 µg/Kg |
|--------------------------------|----------|-------------|-------------|-------------|-------------|--------------------|-------------------|------------------|-----------------------|----------------------|-----------------|
| Primavera 2017 | Norte | | | | | | | | | 0.2 | |
| Verano 2018 | Norte | 3.5 | 5.7 | 0.016 | | | | | | | 0.2 |
| | Sur | | 2.5 | | | | | | | 0.15 | 0.2 |
| | Centro | 10 | 15 | 0.028 | | | 0.35 | 0.11 | | 0.24 | 0.2 |
| Primavera 2018 | Norte | 4.3 | 5.2 | 0.018 | | | | | | | |
| | Sur | | | | | | | | | | |
| | Centro | 12 | | 0.056 | | | | | | | |
| Verano 2019 | Norte | 4.2 | 6.3 | | | 0.25 | | | | | |
| | Sur | | 2.8 | | | 0.72 | | | | | |
| | Centro | 14 | 20 | 0.049 | | | | | | | |
| Primavera 2019 | Norte | 9.9 | 4 | 0.034 | | | | | 0.21 | | |
| | Sur | 11 | | 0.085 | | | | | 0.18 | | |
| | Centro | 11 | 17 | 0.098 | 7.5 | | | | | | |
| Verano 2020 | Norte | 3.4 | 4.9 | 0.011 | | 0.65 | | | | | |
| | Sur | | | 0.006 | | | | | | | |
| | Centro | 9.2 | 11 | 0.018 | | | | | | | |
| Primavera 2020 | Norte | 2.1 | 3.4 | 0.008 | | 0.18 | | | | | |
| | Sur | 10 | 16 | 0.04 | 15 | 0.29 | | | | | |
| | Centro | | | 0.0061 | | 0.35 | | | | | |
| Límite de detección | | 0.4 | 1 | | | | | | | | |
| Límite de cuantificación | | 2 | 3 | | | | | | | | |
| Normativa (GESTA-AGUA / CCME*) | | 18.7* | 52.3* | | | | | | | | |

Los agroquímicos cuantificados en el período fueron glifosato, cipermetrina y clorpirifos, (Tabla 20). También se cuantificaron puntualmente p,p'DDE y dieldrin (Tabla 20). El glifosato fue cuantificable en el 32% de las muestras con un rango de entre 0.18 mg/kg. – 0.72 mg/kg, registrándose solo en verano 2019, y verano y primavera 2020. Clorpirifos registró tres valores cuantificables (18.8% de las muestras), con un rango de 0.15 a 0.24 µg/Kg, los cuales se observaron en primavera 2017 en el sitio norte, y verano 2018 en centro y sur (Tabla 20). Los parámetros pp' DDE y dieldrin presentaron un único valor cuantificable en el centro de la laguna en verano 2018, y en ambos las concentraciones observadas se encontraron muy por debajo de los valores objetivo de calidad indicados en el GESTA-AGUA (2014).

Tabla 21. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) determinados en el sedimento de la Laguna de Rocha en el período 2017 - 2020. Límite de detección analítico (LD) de PAHs: 1 µg/kg. *En el caso de los PAHs totales, no existe normativa nacional por lo cual se utilizó el estándar de la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos. El (NA) indica que no aplica el límite cuantificación. Los parámetros sin valor de cumplimiento establecido se indican con "-".

| Parámetro | Verano 2018 | | | Verano 2019 | | | Verano 2020 | | | Límite de detección (LD) | Valores Objetivos de calidad GESTA - AGUA |
|--------------------------------|-------------|-----|--------|-------------|-----|--------|-------------|-----|--------|--------------------------|---|
| | Norte | Sur | Centro | Norte | Sur | Centro | Norte | Sur | Centro | | |
| Naftaleno (µg/kg) | 6 | 6 | 6 | 3 | 3 | 8 | 2 | 1 | 3 | 1 | 34.6 |
| Acenaphthileno (µg/kg) | <LD | <LD | <LD | 1 | 1 | 1 | <LD | <LD | <LD | 1 | 5.81 |
| Acenaftaleno (µg/kg) | <LD | <LD | <LD | 1 | 1 | 1 | <LD | <LD | <LD | 1 | - |
| Fluoreno (µg/kg) | 2 | 2 | 2 | 1 | 1 | 2 | <LD | <LD | <LD | 1 | 21.1 |
| Fenantreno (µg/kg) | 7 | 7 | 8 | 3 | 3 | 7 | <LD | <LD | 4 | 1 | 41.9 |
| Antraceno (µg/kg) | <LD | <LD | <LD | 1 | 1 | 2 | 1 | <LD | 2 | 1 | 46.9 |
| Fluorantreno (µg/kg) | 2 | 2 | 4 | 2 | 1 | 8 | <LD | <LD | 6 | 1 | 111 |
| Pireno (µg/kg) | 2 | 2 | 3 | 1 | 1 | 6 | <LD | <LD | 4 | 1 | - |
| Benzo(a)antraceno (µg/kg) | <LD | <LD | 1 | 1 | 1 | 3 | 2 | <LD | 2 | 1 | 31.7 |
| Criseno (µg/kg) | <LD | <LD | 1 | 1 | 1 | 2 | 2 | <LD | 1 | 1 | 57.1 |
| Benzo(b)fluoranteno (µg/kg) | <LD | <LD | 3 | 1 | 1 | 6 | <LD | <LD | 4 | 1 | - |
| Benzo(k)fluoranteno (µg/kg) | <LD | <LD | <LD | 1 | 1 | 2 | <LD | <LD | 1 | 1 | - |
| Benzo(a)pireno (µg/kg) | <LD | <LD | <LD | 1 | 1 | 2 | 1 | <LD | 1 | 1 | 31.9 |
| Indeno(1,2,3-cd)pireno (µg/kg) | <LD | <LD | 2 | 1 | 1 | 5 | <LD | <LD | 3 | 1 | - |
| Dibenz(a,h)antraceno (µg/kg) | <LD | <LD | <LD | 1 | 1 | 1 | <LD | <LD | <LD | 1 | 6.22 |
| Benzo(ghi)pireleno (µg/kg) | <LD | <LD | 3 | 1 | 1 | 5 | <LD | <LD | 3 | 1 | - |
| PAHS Totales (µg/kg) | 30 | 30 | 39 | 21 | 20 | 61 | 6 | 1 | 34 | | 22800* |

El PCB028 también presentó tres valores cuantificables, (18.8% de las muestras) todos en verano 2018 (Tabla 20). La cipermetrina presentó del total de muestras analizadas el 11 % de sus datos cuantificables, lo que correspondió sólo a dos valores (Tabla 20), los cuales se observaron en primavera 2019 en los sitios norte y sur de la laguna. Para estos tres parámetros no se cuenta con normativa nacional ni internacional para la matriz sedimento que defina límites admisibles. Al igual que en las lagunas José Ignacio y Garzón, los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH's) presentaron valores cuantificables en todo el período (Tabla 21), pero ninguno superó los estándares establecidos en el GESTA-AGUA, ni en el estándar de la EPA para PAH's totales.

3.3.3 Laguna: parámetros biológicos

3.3.3.1 Fitoplancton

Se registraron 57 taxa de fitoplancton pertenecientes a cinco clases; BACILLARIOPHYCEAE (38), CYANOPHYCEAE (7), DINOPHYCEAE (6), ZYGNEMATOPHYCEAE (2) y CHLOROPHYCEAE (2). La abundancia total presentó valores inferiores a 10000 org/L la mayor parte del período de estudio, presentando valores elevados en algunos muestreos (verano 2016, otoño 2018, primavera 2018), los que generalmente correspondieron a meses cálidos. En general los valores más elevados se registraron en el sitio norte, seguido del centro, el que registró el valor más elevado de todo el estudio con 71872 org/L en abril de 2018 debido a la diatomea marina *Pseudosolenia calcar-avis*. El sitio sur también alcanzó un valor relativamente elevado en primavera 2019 (Figura 59C). Como es esperable en las lagunas costeras (Bonilla et al 2006) las diatomeas fueron el grupo dominante en abundancia y en número de taxa durante todo el período, determinando el patrón de abundancia total, excepto en primavera de 2017 donde dominaron las cianobacterias, principalmente en el sitio norte (Figura 59B y Figura 59C).

Las cianobacterias presentaron sus valores más altos generalmente en verano y primavera y las especies más abundantes fueron *Aphanotece sp* y *Aphanocapsa sp*. Los Dinoflagelados se registraron únicamente en verano y otoño, todas especies marinas principalmente del género *Tripos*, como *T. furca* y *T. muellieri*, debido al ingreso de agua marina (Figura 58). Las clorofitas mostraron una abundancia relativamente alta, llegando en primavera de 2020 a codominar con las diatomeas, mientras que las zygnemataceas se registraron ocasionalmente y en muy baja abundancia (Figura 58). En la mayoría de los muestreos la abundancia de diatomeas fue mayor que la del resto de los grupos, excepto en verano de 2016.



Figura 59. Abundancias relativas de las clases taxonómicas de fitoplancton registradas en la Laguna de Rocha, considerando los tres sitios en las cuatro estaciones del año.

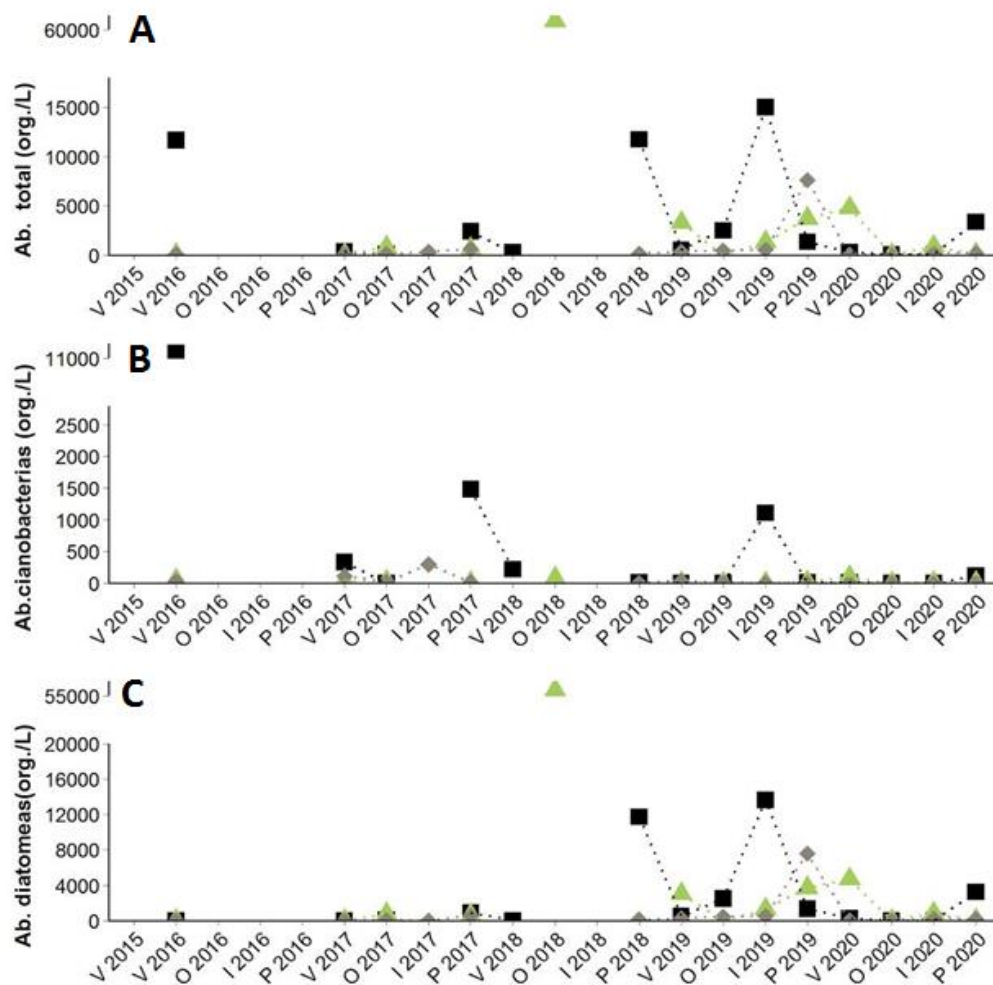


Figura 58. Variación espacial y estacional de la abundancia total de fitoplancton (A), cianobacterias (B), diatomeas(C) de la Laguna de Rocha. Norte (cuadrado), centro (triángulo) y sur (rombo).

3.3.3.2 Comunidad de plantas sumergidas

La Laguna de Rocha se caracteriza por tener una comunidad de plantas sumergidas durante todo el año Rodríguez-Gallego *et al.* (2014). Las especies registradas durante el período de estudio fueron *Ruppia maritima* L. y *Zannichellia palustris* L., ambas muy tolerantes a los cambios abruptos de salinidad. La mayor abundancia de estas especies se encontró en el sitio sur, seguido del sitio norte (Figura 60). En el centro sólo fueron registradas en muestreos puntuales. En algunas ocasiones se registraron macroalgas Charophyceas, pero en general con valores de biomasa bajos. Si bien Rodríguez-Gallego *et al.* (2014) describió en detalle esta comunidad en Laguna de Rocha y registró una mayor riqueza y abundancia de especies en el sitio norte, esto no fue encontrado en este estudio, excepto para el verano de 2015. Sin embargo, dicho registro fue cualitativo y no en la draga con la que se colecta la muestra. Esta diferencia podría deberse en parte a que el sitio de muestreo actual no está ubicado tan cercano a la margen de la laguna, como en los estudios previos, donde la muestra se colectaba dentro de una pequeña bahía protegida del viento. Los valores de biomasa registrados en este estudio fueron similares a los registrados por estudios previos (Rodríguez-Gallego *et al.* 2017).

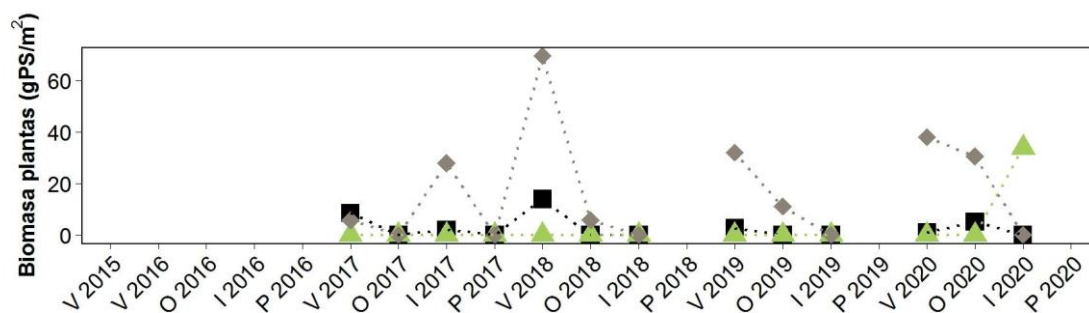


Figura 60. Variación espacial y estacional de la biomasa de plantas sumergidas de la Laguna de Rocha. Norte (cuadrado), centro (triángulo) y sur (rombo).

3.3.3.3 Comunidad bentónica

En la Laguna de Rocha se identificaron 36 taxa para el período 2017-2020, de los cuales 16 fueron clasificados a nivel de especies, cinco a nivel de género, cinco a nivel de familia y el resto a nivel de superfamilia y clase (Tabla 22). La mayor riqueza específica se observó en la zona sur, seguida del norte y fue menor en el centro, siendo la riqueza promedio de 17.7 ± 2.7 taxa (Figura 61A). La abundancia total también fue mayor en el sitio sur, seguido del centro y en último lugar el sitio norte, alcanzando un valor promedio de toda la laguna de 34845.9 ± 22205.5 ind/m² (Figura 60B). En general, el sitio sur mostró mayor variabilidad de la riqueza y abundancia, con cambios más bruscos entre muestreos,

respecto de los otros sitios. Ambas variables mostraron un patrón estacional, siendo en general menor en invierno, aunque también puede relacionarse a la conductividad que también disminuyó en invierno.

La clase más abundante independientemente de la estación del año fueron los Gastropoda (Figura 62). La especie dominante de la comunidad bentónica fue el caracol *Heleobia aff. australis*, cuya abundancia relativa representó entre el 57.2% y el 95.6% de la abundancia total del bentos. Los otros grupos que aparecieron en todos los muestreos con abundancias relativas elevadas fueron los poliquetos (*Heteromastus cf. similis* y *Nephtys fluviatilis*) y los bivalvos (*Erodona mactroides*). Los crustáceos malacóstracos (principalmente *Sinelobus stanfordi*) llegaron a alcanzar abundancias relativas importantes de hasta 23.2%, siendo codominantes en varios muestreos, sin relación aparente con la estacionalidad ni conductividad del agua, seguidos de los ostrácodos (*Cyprideis sp.*). En general los insectos e hirudíneos, que tienen menor tolerancia a la salinidad, se registraron en meses fríos con conductividad baja a intermedia. Algunos grupos usualmente considerados más típicamente marinos pero tolerantes a amplios rangos de salinidad como los balanos (*Amphibalanus improvisus*) y diversos anfípodos (*Gammaridea sp.1 a sp.6*), fueron detectados en la laguna durante casi todos los muestreos, pero presentando generalmente sus mayores abundancias en la zona sur.

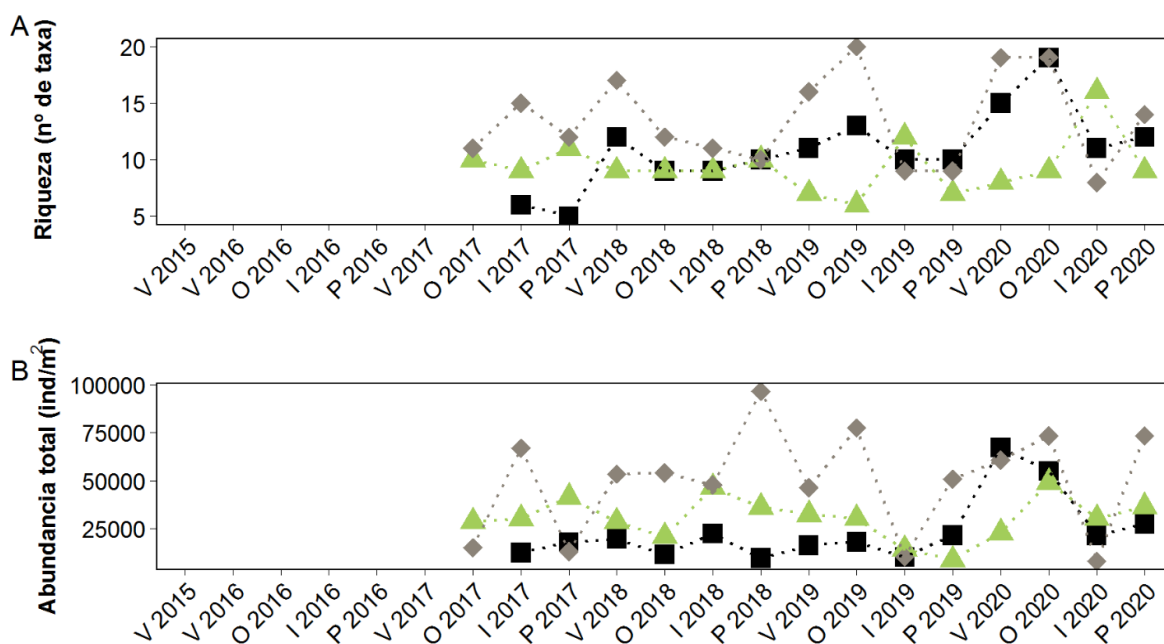


Figura 61. Riqueza específica (A) y Abundancia total del bentos en ind/m² (B) en el período 2017-2020 para la Laguna de Rocha: norte (cuadrado), centro (triángulo) y sur (rombo).

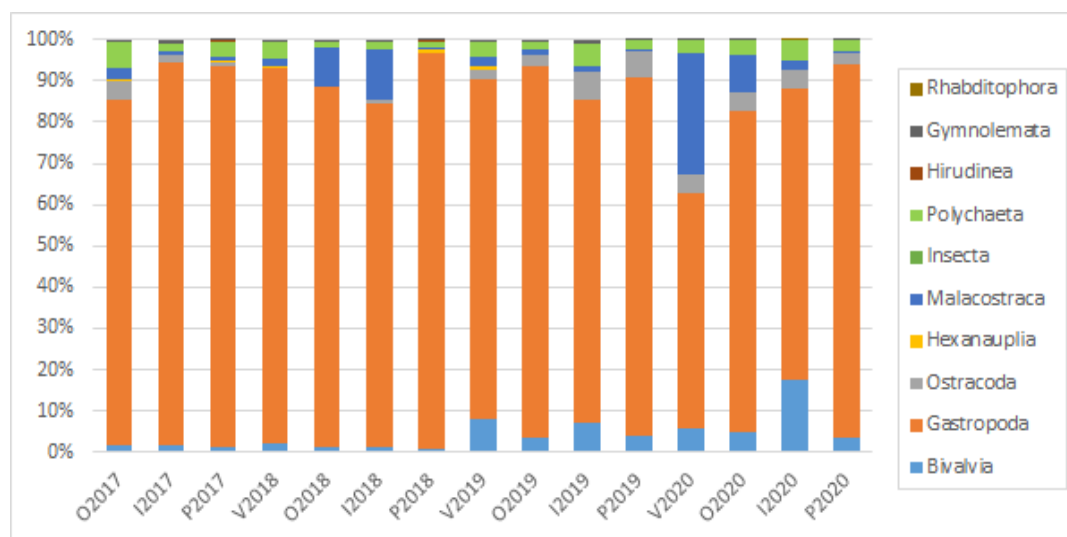


Figura 62. Abundancias relativas de las clases taxonómicas identificadas en la Laguna de Rocha, considerando las cuatro estaciones del año.

Tabla 22. Composición taxonómica de la comunidad bentónica de la Laguna de Rocha para el período 2017-2020.

| Philum | Clase | Superfamilia | Familia | Género | Especie | |
|-----------------|----------------|---|----------------|---------------------|---|--|
| Mollusca | Gastropoda | Indeterm. (posiblemente Galeommatoidea) | Cochliopidae | <i>Heleobia</i> | <i>Heleobia</i> aff. <i>australis</i> <i>Heleobia parchappii</i> | |
| | | | Pyramidellidae | Indeterm. | | |
| | Bivalvia | | Erodonidae | <i>Erodona</i> | <i>Erodona mactroides</i> | |
| | | | Pharidae | <i>Tagelus</i> | <i>Tagelus</i> aff. <i>plebeius</i> | |
| | | | Mactridae | <i>Spisula</i> | <i>Spisula isabelleana</i> | |
| | | | Mytilidae | <i>Brachidontes</i> | Indeterm. | |
| | | | | <i>Mytella</i> | <i>Mytella charruana</i> | |
| | <i>Mytilus</i> | | | Indeterm. | | |
| | Annelida | | Polychaeta | Capitellidae | <i>Heteromastus</i> | <i>Heteromastus</i> cf. <i>similis</i> |
| | | | | Nephtyidae | <i>Nephtys</i> | <i>Nephtys fluviatilis</i> |
| Nereididae | | | | <i>Laonereis</i> | <i>Laonereis</i> | |
| Sabellidae | | | | Indeterm. | | |
| | | | | | | |
| Arthropoda | Hirudinea | Indeterm. | | | | |
| | Ostracoda | | Cyprididae | <i>Cyprideis</i> | Indeterm. | |
| | Hexanauplia | | Balanidae | <i>Amphibalanus</i> | <i>Amphibalanus improvisus</i> | |
| | Malacostraca | | Caprellidae | <i>Caprella</i> | Indeterm. | |
| | | | Mysidae | Indeterm. | | |
| | | | Munnidae | <i>Uromunna</i> | <i>Uromunna peterseni</i> | |
| | | | Penaeidae | <i>Penaeus</i> | <i>Penaeus paulensis</i> | |
| | | | Portunidae | <i>Callinectes</i> | Indeterm. | |
| | | | Sphaeromatidae | Indeterm. | | |
| | | | Varunidae | <i>Cassinidea</i> | <i>Cassinidea</i> | |
| | | | | <i>Cyrtograpsus</i> | <i>Cyrtograpsus</i> | |
| | | | | <i>Cyrtograpsus</i> | <i>Cyrtograpsus</i> | |
| | | | | <i>Sinelobus</i> | <i>Sinelobus stanfordi</i> | |
| | | | Indeterm. | sp.1 al sp. 6 | | |
| | | Gammaridea | | | | |
| | Insecta | Chironomidae | Indeterminado | | | |
| Platyhelminthes | Rhabditophora | Indeterm. (en orden Polycladida) | | | | |
| Brizozoa | Gymnolaemata | Membraniporidae | Indeterm. | | | |

3.3.3.4 Misidáceos e íctioplancton

Fueron registrados misidáceos en todos los muestreos del estudio, alcanzando una abundancia promedio y desvío estándar para toda la laguna de 279.1 ± 512 ind/100m³ con un rango de 0 - 2318 ind/100m³. En general las abundancias fueron mayores en el sitio centro, seguido del sur, excepto en primavera de 2018 donde el máximo se encontró en el sitio norte por única vez (Figura 63A). No se observó un patrón estacional claro, aunque en los meses de invierno y otoño hubo menor abundancia.

El íctioplancton fue registrado en todos los muestreos, excepto en invierno de 2019 (donde se muestreó solo el centro). Pese a esto, las abundancias fueron importantes únicamente en los meses más cálidos, principalmente en primavera de 2017 y verano y otoño de 2018, seguido de verano de 2020 (Figura 63B). El sitio que registró mayores valores de abundancia fue el centro, en casi todos los muestreos, seguido del sitio sur. La abundancia promedio de los huevos fue de 238 ± 615 ind/100m³ con un máximo de 2274 ind/100m³, mientras que la abundancia promedio de larvas fue de 9 ± 28 ind/100m³ con un máximo de 156 ind/100m³ (Figura 63C). Las mayores abundancias, tanto de misidáceos como de ictioplancton, coincidieron con períodos de barra abierta.

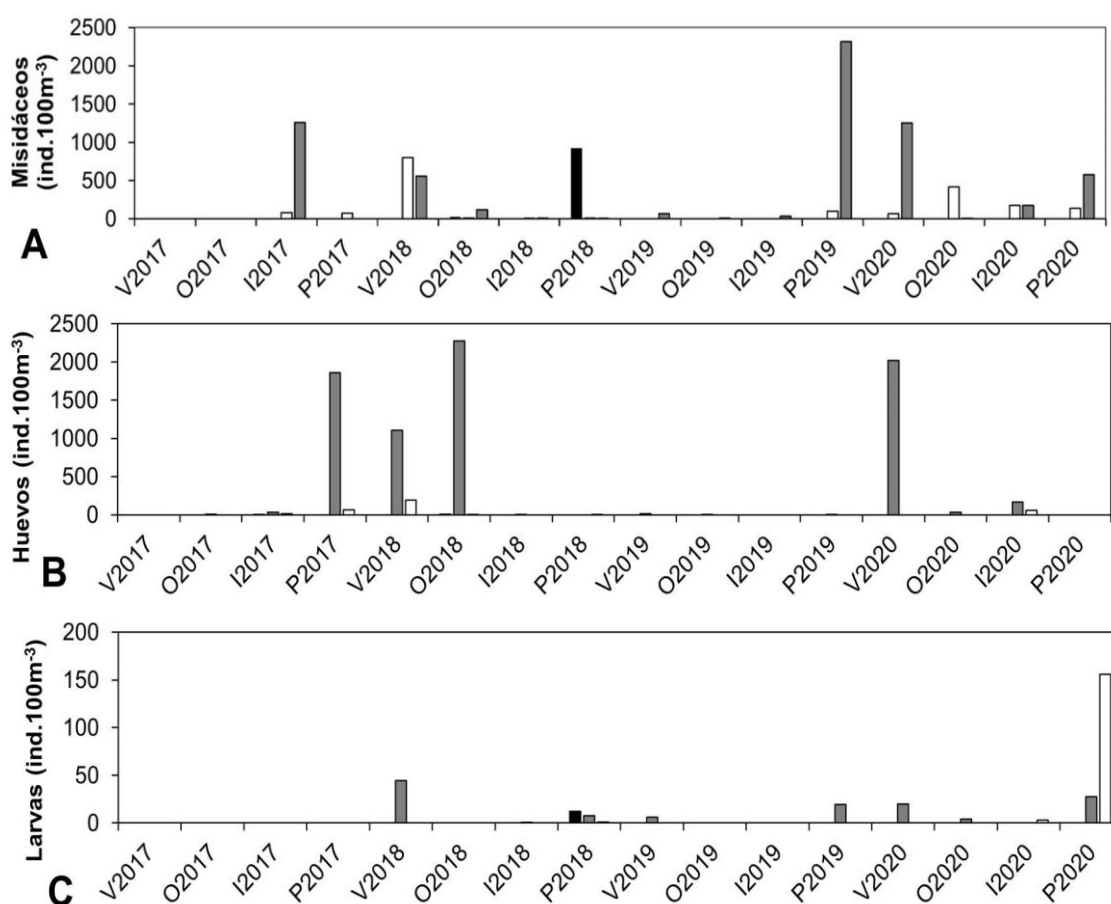


Figura 63. Abundancia en ind./100m³ de A) misidáceos, B) y C) huevos y larvas de peces en Laguna de Rocha a partir de otoño 2017 y estacionalmente hasta primavera 2020. Norte (negro), centro (gris) y sur (blanco).

Los valores más elevados de ictioplancton coincidieron con valores elevados de conductividad, indicando la relevancia del intercambio con el mar. Si bien para el ingreso de ictioplancton se requiere que la barra esté abierta, en otoño de 2018 la barra estuvo cerrada y se registran valores elevados de huevos. Esto puede deberse a que los organismos ingresaron previamente a que se cerrara la barra, pero también a posibles eventos de overwash (ingresos de agua de mar por oleaje marino que sobrepasa la barra) (Machado *et al.* en revisión), y posiblemente también con especies de peces que cumplen todo su ciclo dentro de la laguna (Figura 63B). En esta laguna, predominaron los huevos con respecto a las larvas.

3.3.3.5 Peces de importancia comercial

Entre 2017 y 2020 se realizaron 7 muestreos biológicos de desembarque para peces (4 en invierno, 3 en primavera) y no hubo muestreo en primavera de 2018. Se registraron 8 especies de peces capturadas en redes de enmalle de fondo con diferentes tamaños de luz de malla según la especie objetivo. Se muestrearon en total 1458 peces (Tabla 23).

Tabla 23. Especies capturadas con redes de enmalle y sus respectivos tamaños de luz de malla, registradas en los muestreos de desembarque realizados en la laguna de Rocha en el periodo 2017 – 2020. Número de individuos (n).

| Nombre común | Nombre científico | Tamaño de malla (cm) | n |
|---------------------------|----------------------------------|----------------------|-------------|
| Corvina blanca | <i>Micropogonias furnieri</i> | 9 | 429 |
| Pejerrey | <i>Odontesthes argentinensis</i> | 4 | 569 |
| Lacha | <i>Brevoortia aurea</i> | 4 - 9 | 215 |
| Corvina negra | <i>Pogonias courbina</i> | 9 | 155 |
| Lenguado | <i>Paralichthys orbignyanus</i> | 16 - 18 - 20 | 81 |
| Lisa | <i>Mugil liza</i> | 4 - 9 | 6 |
| Anchoa de banco | <i>Pomatomus saltatrix</i> | 4 - 9 | 2 |
| Pampanito | <i>Trachinotus marginatus</i> | 4 | 1 |
| Total (8 especies) | | | 1458 |

Corvina blanca (*Micropogonias furnieri*)

No se observaron variaciones en los rangos y promedios de talla y peso entre los inviernos de 2017 a 2019. Sí hubo diferencias de tallas y pesos entre las primaveras 2017, 2019 y 2020, destacándose en 2020 los ejemplares de mayor tamaño respecto a los años y estaciones anteriores. A su vez, se observaron diferencias menores en las tallas y pesos entre invierno y primavera (Tabla 23).

La LT50% (32 cm) acumulada para todo el período de muestreo estuvo por encima de la LTM50% establecida para la especie en estos ambientes según Fabiano y Santana (1999) y Vizziano et al. (2002), siendo la misma 18 cm y 20.4 cm de Lt, respectivamente (Tabla 25).

El factor de condición calculado para la corvina varió entre 88.5 en la primavera de 2017 y 106,0 en primavera de 2019. No fue posible estimar el factor de condición para todos los años en todas las estaciones. De todos modos, en el periodo de 2017- 2020 estas variaciones no indicarían cambios negativos en la condición de los peces. Los valores en el W_{m} variaron de manera similar entre estaciones y en todos los casos presentó valores cercanos al nivel de estado óptimo del indicador ($W_{\text{rm}} = 100$) (Tabla 24).

Pejerrey (*Odontesthes argentinensis*)

Esta especie sólo estuvo presente en las capturas de invierno. No se observaron diferencias en los rangos y promedios de talla y pesos entre años. La LT50% (19 cm) acumulada para todo el período de muestreo estuvo por encima de la LTM50% establecida para la especie (16,1 cm Lt) en estos ambientes según Moresco y Bemvenuti (2006) (Tabla 25).

Lacha (*Brevoortia aurea*)

La amplitud en los rangos de tallas observados fue semejante entre años y estaciones. Sí se registraron diferencias en los promedios de tallas, principalmente en invierno 2019, donde se registraron los mayores individuos respecto al 2017 y 2018. Sin embargo, los rangos y promedios de peso fueron diferentes entre años y estaciones, destacándose en invierno de 2019 ejemplares mayores (Tabla 25). La LT50% (26 cm) acumulada para todo el período de muestreo estuvo por encima de la LTM50% establecida para la especie (20,5 cm Lt) en estos ambientes según Rodríguez (2016) (Tabla 25).

Corvina negra (*Pogonias courbina*)

Se observaron diferencias en los rangos y promedios de talla y peso entre estaciones y años. Los ejemplares de invierno 2019 fueron de tallas y pesos menores que los de primavera 2020 (Tabla 25). Se

registraron 41 ejemplares de entre 24 y 37 cm de Lt inmaduros (27%), en un total de 154 individuos muestreados, la mayoría de ellos (n=30) durante el invierno 2019. La LT50% acumulada para todo el período de muestreo fue de 36 cm de Lt. Sin embargo, no hay al presente en la literatura regional estimaciones de la LTM50% para esta especie, por lo que es necesario obtener más datos para calcular la talla de la primera madurez sexual para la corvina negra en estos ambientes.

Lenguado rojo (*Paralichthys orbignyanus*)

Se registraron diferencias entre los rangos y promedios de talla entre estaciones y años, sin embargo, la cantidad de ejemplares muestreados en primavera 2020 fue baja respecto a la de invierno 2017. La LT50% (48 cm) fue mayor a la LTM50% estimada para las hembras según Mellito *et al.* (1995) y establecida en 38.5 cm de Lt (Tabla 25). Al presente, no hay en la literatura regional estimaciones de la LTM50% para esta especie en lagunas costeras salobres, por lo que se hace necesario obtener más datos para calcular la talla de primera madurez sexual para el lenguado en estos ambientes.

Tabla 24. Estadísticos descriptivos básicos del largo total (LT) y peso total (Pt); y factor de condición promedio ($\overline{W_{rm}}$) para corvina (*Micropogonias furnieri*) de laguna de Rocha por año (2017-2020). Tamaño de muestra (n), otoño (O), verano (V) y desvío estándar (DE).

| Año | Estación | n | Rango LT (mm) | Media \pm DE | Rango Pt (g) | Media \pm DE | $\overline{W_{rm}}$ \pm DE |
|------|----------|-----|---------------|------------------|--------------|-------------------|------------------------------|
| 2017 | I | 63 | 25.0-46.0 | 31.9 \pm 3.6 | 165.0-1080.0 | 362.7 \pm 148.2 | 94.5 \pm 7.26 |
| | P | 43 | 27.0-44.0 | 30.4 \pm 2.9 | 178.0-900.0 | 291.9 \pm 115.0 | 88.5 \pm 6.9 |
| 2018 | I | 125 | 26.0-47.0 | 32.28 \pm 3.21 | 180.1-1115.0 | 393.2 \pm 137.0 | 100.5 \pm 7.7 |
| 2019 | I | 122 | 25.0-41.0 | 33.1 \pm 3.2 | 70.0-115.1 | 395.7 \pm 122.6 | 93.8 \pm 6.6 |
| | P | 11 | 31.0-42.0 | 37.0 \pm 3.6 | 356.6-849.3 | 608.6 \pm 162.1 | 106.0 \pm 7.73 |
| 2020 | P | 62 | 20.0-54.0 | 42.5 \pm 6.2 | 240.0-1715.0 | 934.6 \pm 377.7 | 104.7 \pm 8.5 |

Tabla 25. Estadísticos descriptivos básicos de la longitud total (Lt) y peso total (Pt) de las principales especies muestreadas en los desembarques de la pesca artesanal de la laguna de Rocha entre 2017 y 2020. Número de individuos (n) y desvío estándar (DE) y talla a la cual quedó retenida el 50 % de la captura (LT_{50%}).

| Especie | Estación | Año | n | Lt (cm) | | LT _{50%} | Pt (g) | |
|-----------------------------------|-----------|------|-----|---------|------------|-------------------|---------------|---------------|
| | | | | Rango | Media ± DE | | Rango | Media ± DE |
| <i>Micropogonias furnieri</i> | Invierno | 2017 | 64 | 25 - 46 | 31.9 ± 3.6 | 32 | 165 - 1080 | 360.3 ± 148.3 |
| | | 2018 | 125 | 26 - 47 | 32.3 ± 3.2 | 32 | 180 - 1115 | 392.1 ± 136.4 |
| | | 2019 | 124 | 21 - 41 | 33 ± 3.4 | 32 | 170 - 780 | 399.6 ± 125.2 |
| | Primavera | 2017 | 43 | 27 - 44 | 30.4 ± 2.9 | | 178 - 900 | 291.9 ± 115 |
| | | 2019 | 11 | 31 - 42 | 37 ± 3.4 | | 356.6 - 849.3 | 608.6 ± 154.6 |
| | | 2020 | 62 | 29 - 54 | 42.5 ± 6.2 | 33 | 240 - 1715 | 934.6 ± 377.7 |
| | Acumulado | | 429 | 21 - 54 | 33.9 ± 4.0 | 32 | 165 - 1715 | 463.5 ± 190 |
| <i>Odontesthes argentiniensis</i> | Invierno | 2017 | 189 | 17 - 25 | 19.5 ± 1.7 | 19 | 36 - 104 | 49.5 ± 12.2 |
| | | 2018 | 244 | 16 - 26 | 19.6 ± 1.4 | 19 | 35 - 105 | 56.3 ± 10.9 |
| | | 2020 | 135 | 13 - 24 | 18.7 ± 1.5 | 19 | 35 - 100 | 52.2 ± 11.6 |
| | Acumulado | | 568 | 13 - 26 | 19.4 ± 1.2 | 19 | 35 - 105 | 53.1 ± 9.0 |
| <i>Brevoortia aurea</i> | Invierno | 2018 | 15 | 21 - 32 | 24 ± 2.4 | | 115 - 400 | 172.7 ± 64.2 |
| | | 2019 | 80 | 23 - 34 | 28 ± 3.2 | 28 | 155 - 520 | 298.7 ± 102.9 |
| | Primavera | 2017 | 120 | 22 - 35 | 25.5 ± 2.1 | 25 | 117 - 505 | 185.8 ± 63.9 |
| | Acumulado | | 215 | 21 - 35 | 26.4 ± 5.5 | 26 | 115 - 520 | 226.7 ± 174 |
| <i>Pogonias courbina</i> | Invierno | 2018 | 4 | 24 - 35 | 32 ± 4.6 | | 210 - 655 | 491.5 ± 168.2 |
| | | 2019 | 85 | 31 - 42 | 35 ± 1.8 | 36 | 440 - 975 | 593 ± 92.9 |
| | Primavera | 2020 | 65 | 34 - 50 | 40.3 ± 3.2 | 38 | 495 - 1620 | 936 ± 208.3 |
| | Acumulado | | 154 | 24 - 50 | 37.1 ± 3.1 | 36 | 210 - 1620 | 736.1 ± 191.6 |
| <i>Paralichthys orbignyanus</i> | Invierno | 2017 | 70 | 30 - 70 | 48.9 ± 8.5 | 50.5 | - | - |
| | Primavera | 2020 | 9 | 26 - 41 | 31.8 ± 4.7 | | 195 - 790 | 386.9 ± 191.2 |
| | Acumulado | | 79 | 26 - 70 | 47 ± 8.5 | 48 | - | - |

3.3.3.6 Invertebrados de importancia comercial

Cangrejo Sirí (*Callinectes sapidus*)

No se capturaron ejemplares de *C. sapidus* en la pesca exploratoria con beam trawl en la laguna de Rocha durante los veranos de 2017, 2018 y 2019, excepto un único ejemplar (macho inmaduro, At: 53.5 mm y Pt: 18.5 g) en verano de 2019. Los individuos analizados en otoño de 2019 fueron parte de la captura incidental de la pesca de camarón, siendo 139 machos (rango At: 33.5 - 148.0 mm; rango Pt: 2.59 - 105.7 g) y 91 hembras (rango At: 29.9 - 80.9 mm; rango Pt: 7.29 - 81.0 g). El 56.3 % de los ejemplares machos fueron inmaduros sexualmente y presentaron el abdomen soldado. En las hembras, el 98.9% de los ejemplares fueron inmaduros (Tabla 26).

En verano 2020 se capturaron en la pesca exploratoria 20 ejemplares, siendo 6 machos (rango At: 121.1 - 138.2 mm; rango Pt: 141.6 - 187.3 g) y 14 hembras (rango At: 62.6 - 126.2 mm; rango Pt: 16.1 - 139.7 g) (Tabla 26).

Tabla 26. Estadísticos descriptivos básicos del ancho total (AT, mm) y peso (g) de los individuos de *Callinectes sapidus* discriminados por sexo en otoño de 2019 y en verano de 2020 en la Laguna de Rocha. Número de individuos (n) y desvío estándar (DE).

| Estación/Año | Sexo (n) | Rango AT (mm) | Media \pm DE | Rango Pt (g) | Media \pm DE | % inmaduros |
|--------------|--------------|---------------|------------------|--------------|-------------------|-------------|
| Otoño 2019 | Machos (139) | 33.5-148.0 | 74.8 \pm 18.6 | 2.59-105.7 | 33.1 \pm -19.3 | 56 |
| | Hembras (91) | 29.9 - 80.9 | 67.8 \pm 15.9 | 7.29-81.0 | 25.5 \pm -15.78 | 99 |
| Verano 2020 | Machos (6) | 121.1-138.2 | 127.5 \pm 5.9 | 141.6-187.3 | 159.7 \pm 15.9 | 0 |
| | Hembras (14) | 62.6-126.2 | 105.8 \pm 14.8 | 16.1-139.7 | 90.3 \pm 15,9 | 7 |

Camarón (*Penaeus paulensis*)

En la laguna de Rocha hubo zafra de camarón en los cuatros años del periodo de estudio (2017-2020). El rango de tallas y pesos de los ejemplares estuvo comprendido entre 22.8 y 66.8 mm y 2.5 y 57.9 g respectivamente para todo el periodo de estudio. Las tallas y pesos medios de los ejemplares presentaron oscilaciones entre años, no evidenciándose ninguna tendencia (Tabla 13).

El factor de condición varió entre 101.5 y 110.0 % en el periodo de estudio, encontrándose diferencias significativas entre todos los años (KW = 391,95; $p < 0,05$ en todos los casos), excepto entre el 2018 y 2020 ($p > 0.05$). Si bien se observó una disminución en el valor del \overline{Wrm} desde el 2017 (110%) al 2019 (101.5%), se observa nuevamente un aumento en el 2020 (107.1%). Todos los valores del \overline{Wrm} se encontraron por encima de 100, indicando que para todos los años el peso promedio de los individuos considerados en la laguna de Rocha estuvo por encima del peso promedio estimado para la especie en las cuatro lagunas costeras (Tabla 13).

Tabla 27. Estadísticos descriptivos básicos del largo del cefalotórax (LCT) y peso total (Pt); y factor de condición promedio ($\overline{W_{rm}}$) para camarón (*Penaeus paulensis*) de laguna de Rocha por zafra anual (2017-2020). Tamaño de muestra (n), otoño (O), verano (V) y desvío estándar (DE).

| Año | Estación | n | Rango LCT (mm) | Media \pm DE | Rango Pt (g) | Media \pm DE | $\overline{W_{rm}} \pm DE$ |
|------|----------|------|----------------|----------------|--------------|----------------|----------------------------|
| 2017 | O | 76 | 42.2-60.0 | 50.6 \pm 3.9 | 14.4-41.2 | 25.3 \pm 5.8 | 110.0 \pm 6.3 |
| 2018 | V-O | 1533 | 28.0-66.8 | 51.9 \pm 6.7 | 4.1-57.9 | 27.5 \pm 9.8 | 107.8 \pm 7.1 |
| 2019 | V-O | 760 | 22.8-62.0 | 39.7 \pm 6.7 | 2.5-37.8 | 12.5 \pm 6.3 | 101.5 \pm 7.1 |
| 2020 | V-O | 321 | 26.0-63.9 | 48.8 \pm 5.0 | 4.1-51.5 | 22.5 \pm 6.7 | 107.1 \pm 6.4 |

3.3.3.7 Metales pesados

Se analizó el contenido de Cd, Pb y Hg total en muestras de distintas especies extraídas entre agosto 2017 y noviembre 2019 en la laguna de Rocha (Tabla 28). Todas las muestras ensayadas para Cd y Pb estuvieron muy por debajo de los límites permitidos de acuerdo a normativas internacionales vigentes según reglamento UE 1881/2006 (0.050 mg/kg para Cd y 0.30 mg/kg para Pb) y reglamento GMC12/11 MERCOSUR (0.05 mg/kg para Cd y 0.30 mg/kg para Pb) para productos pesqueros para consumo humano.

Tabla 28. Estadísticos descriptivos básicos por año de los valores de metales pesados (Hg: mercurio, Cd: cadmio y Pb: plomo) en músculo de diferentes especies capturadas en la pesca artesanal en la laguna de Rocha, para el periodo 2017-2020. Número de muestras analizadas (n), desvío estándar (DE), no detectado (ND) y no se analizó muestra para este contaminante (-). Límites de detección (LD, mg/kg): Cd = 0.0066 y Pb = 0.028; Hg: hasta 2018 (LD=0.035 y LC=0.070) y de 2018 en adelante (LD=0.015 y LC=0.031).

| Especie | Año | Hg (mg/kg) | | | Cd (mg/kg) | | | Pb (mg/kg) | | |
|----------------------------------|------|------------|--------------------|--------------------|--------------|-------|----------------|--------------|-------|----------------|
| | | n | Rango | Media \pm DE | n | Rango | Media \pm DE | n | Rango | Media \pm DE |
| <i>Micropogonias furnieri</i> | 2017 | 8 | 0.13 – 0.25 | 0.191 \pm 0.044 | 3 | | ND | 3 | | ND |
| | 2019 | 3 | 0.098 \pm 0.029 | 0.065 – 0.12 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Odontesthes argentinensis</i> | 2017 | 5 | 0.071 – 0.11 | 0.0876 \pm 0.016 | 5 | | ND | 5 | | ND |
| <i>Paralichthys orbignyanus</i> | 2017 | 1 (pool 5) | | 0.14 \pm 0.027* | n=1 (pool 5) | | ND | n=1 (pool 5) | | ND |
| <i>Brevoortia aurea</i> | 2017 | 5 | 0.015 (<LD) – 0.11 | 0.0612 \pm 0.042 | - | - | - | - | - | - |
| | 2019 | 1 | | <0.031 (LC) | - | - | - | - | - | - |
| <i>Penaeus paulensis</i> | 2018 | 1 | | <0.031 (LC) | - | - | - | - | - | - |
| | 2019 | 2 (pool 3) | | <LD | - | - | - | - | - | - |

*incertidumbre del método con k=2 (nivel de confianza=95%).

Para el cálculo del promedio se consideró que los resultados no detectables y no cuantificables tienen el valor de dichos límites (peor caso).

Se analizaron 26 muestras para Hg total, de las cuales 3 arrojaron resultados no cuantificables y 3 no detectables. Todas las muestras ensayadas estuvieron muy por debajo del límite de Hg total de acuerdo a normativas internacionales vigentes según reglamento UE 1881/2006 (0,50 mg/kg principalmente) y reglamento GMC12/11 MERCOSUR (0,50 mg/kg para crustáceos y peces no predadores; 1,00 mg/kg para peces predadores) para productos pesqueros para consumo humano (Tabla 28).

3.3.4 Tributarios: calidad de agua

En los tributarios de la Laguna de Rocha la temperatura mínima (8.9°C) se registró en invierno 2020 y la máxima (29.9°C) en verano del 2016, ambas en el arroyo Las Conchas (Figura 64). Este parámetro mostró en todo el período en estudio una marcada estacionalidad.

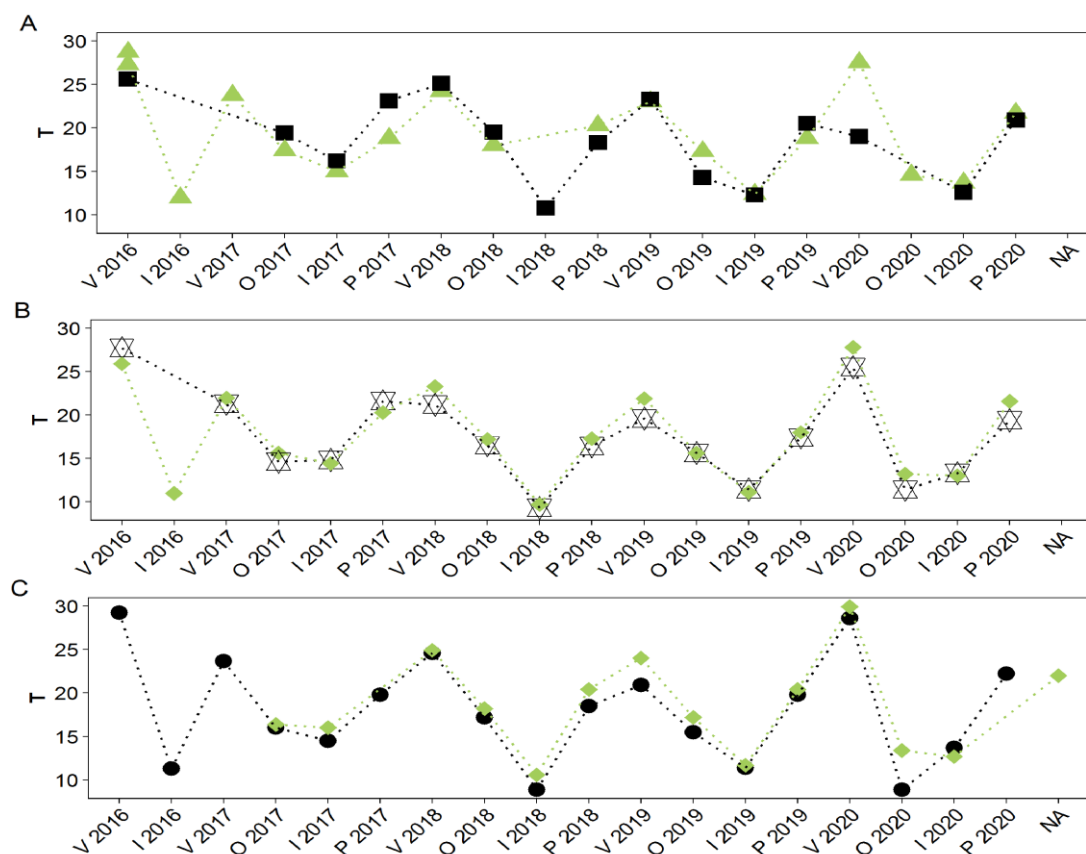


Figura 64. Variación espacial y estacional de la Temperatura en los principales tributarios de la Laguna de Rocha: A) Aº La Palma (estaciones: R4 (cuadrado) y R7 (triángulo)); B) Aº Rocha (estaciones: R9 (asterisco) y R10 (rombo)); C) Aº Tres Afluentes (estación R11 (rombo)) y Aº Las Conchas (estación R8 (círculo)).

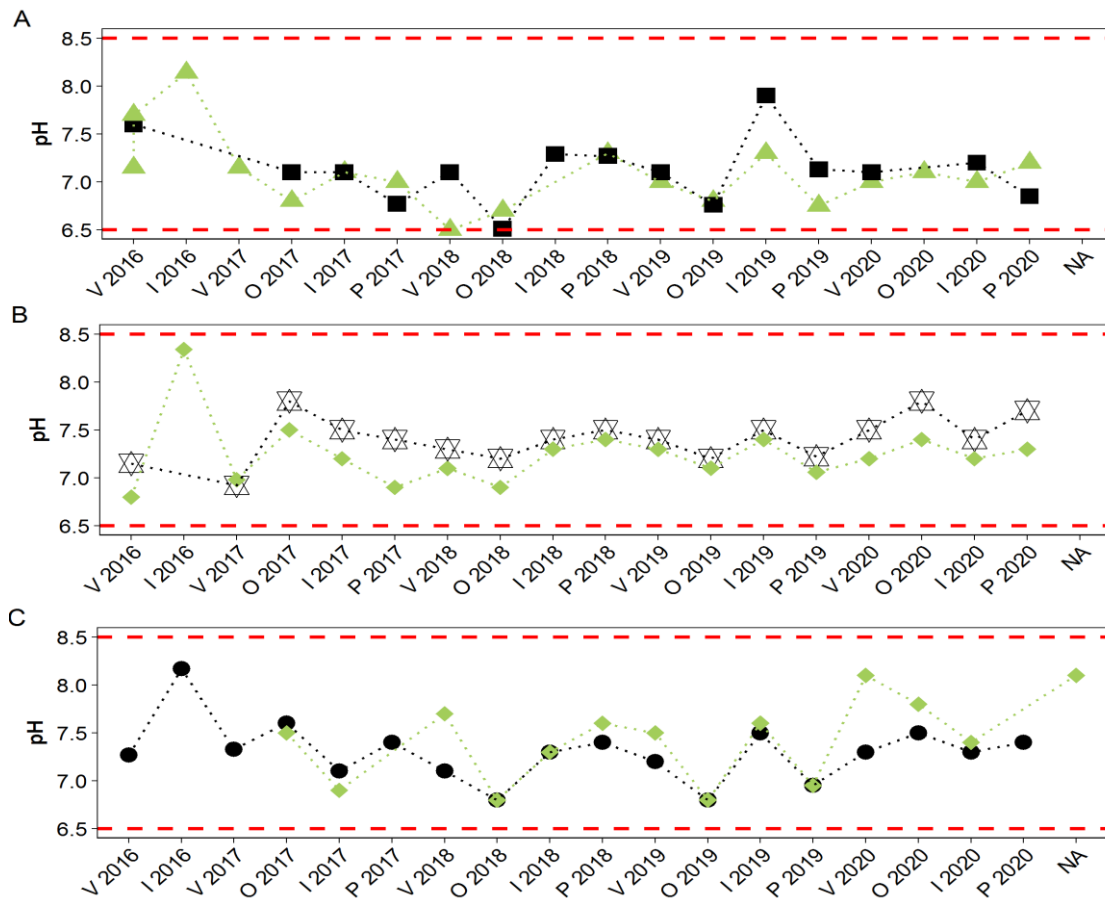


Figura 65. Variación espacial y estacional del pH en los principales tributarios de la Laguna de Rocha A) A° La Palma (estaciones: R4 (cuadrado) y R7 (triángulo)); B) A° Rocha (estaciones: R9 (asterisco) y R10 (rombo); C) A° Tres Afluentes (estación R11 (rombo)) y A° Las Conchas (estación R8 (círculo)).

Los valores de pH durante el período de estudio y para todos los tributarios se mantuvieron dentro del estándar contenido en la normativa ambiental nacional (6.5 a 8.5) (Figura 65). En relación a los valores de oxígeno disuelto en general los arroyos presentaron valores aceptables respecto al estándar de la normativa nacional (≥ 5.0 mg/L) (Figura 66), siendo el arroyo La Palma (R4) el tributario que registró la mayoría de los incumplimientos. La concentración mínima del período se registró en primavera de 2020 (1.35 mgO₂/L), en el embalse del arroyo La Palma (R4) y la máxima en el arroyo Rocha (R9) (11.2 mgO₂/L) en invierno de 2018.

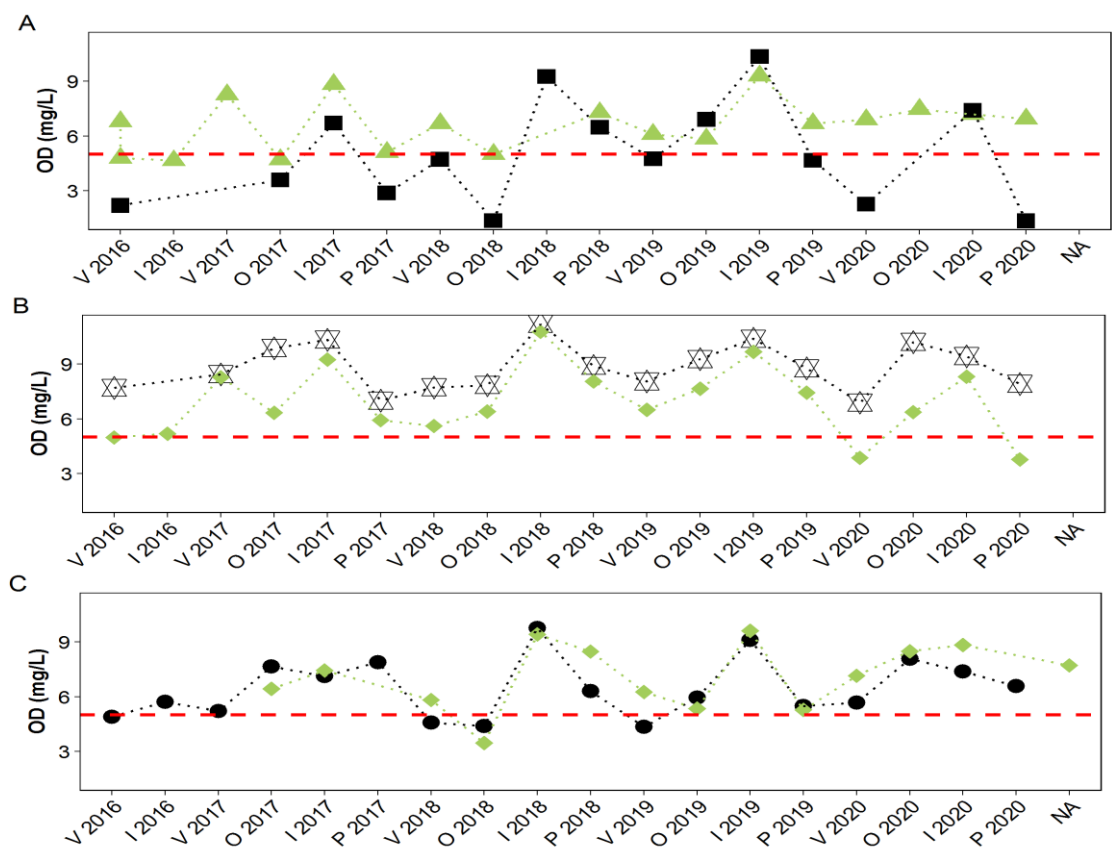


Figura 67. Variación espacial y estacional de la concentración de Oxígeno Disuelto en los principales tributarios de la Laguna de Rocha A) A^o La Palma (estaciones: R4 (cuadrado) y R7 (triángulo)); B) A^o Rocha (estaciones: R9 (asterisco) y R10 (rombo); C) A^o Tres Afluentes (estación R11 (rombo)) y A^o Las Conchas (estación R8 (círculo)).

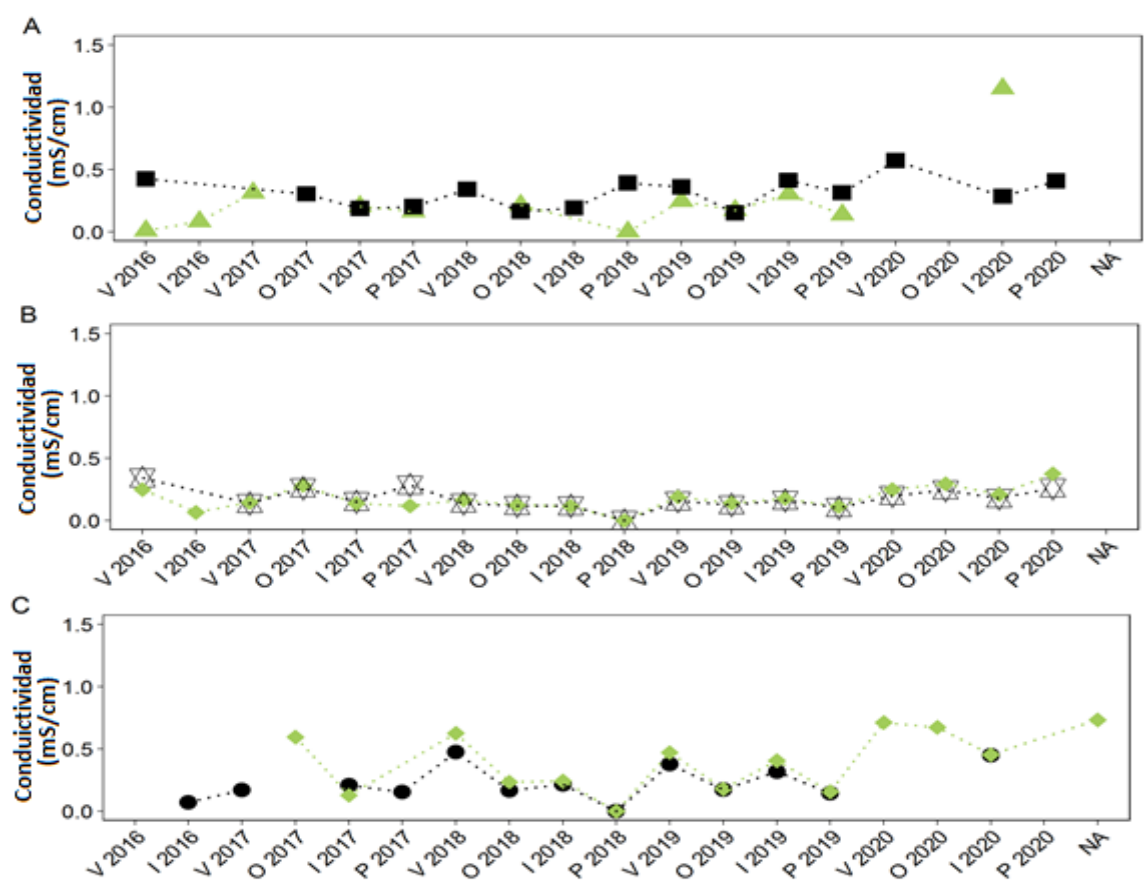


Figura 66. Variación espacial y estacional de la Conductividad en los principales tributarios de la Laguna de Rocha A) A^o La Palma (estaciones: R4 (cuadrado) y R7 (triángulo)); B) A^o Rocha (estaciones: R9 (asterisco) y R10 (rombo); C) A^o Tres Afluentes (estación R11 (rombo)) y A^o Las Conchas (estación R8 (círculo)).

El máximo de conductividad fue de 6.12 mS/cm (no se muestra en el gráfico por cuestiones de escala) se registró en el arroyo Las Conchas en verano 2016. Este valor fue varios órdenes de magnitud superior al resto de los valores registrados. El mínimo de esta variable (0.10 mS/cm) se registró en el arroyo Rocha, en primavera 2019 (Figura 67).

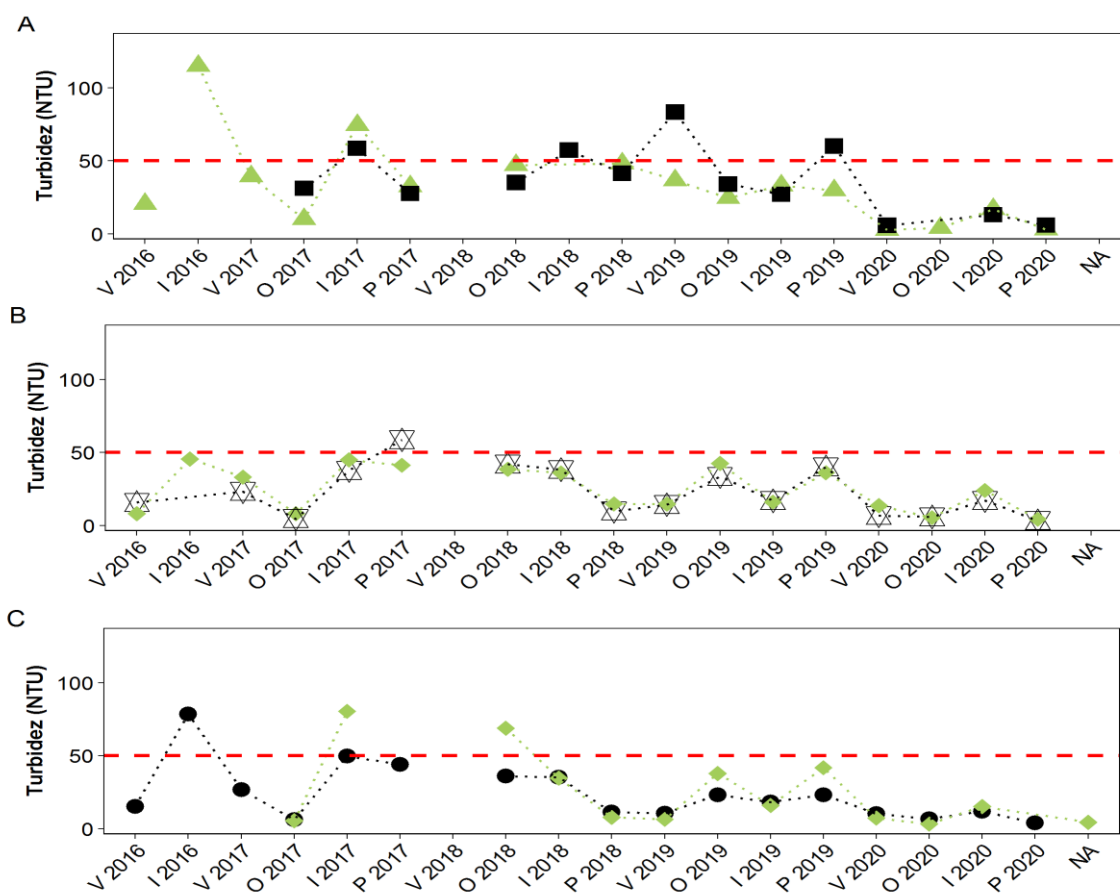
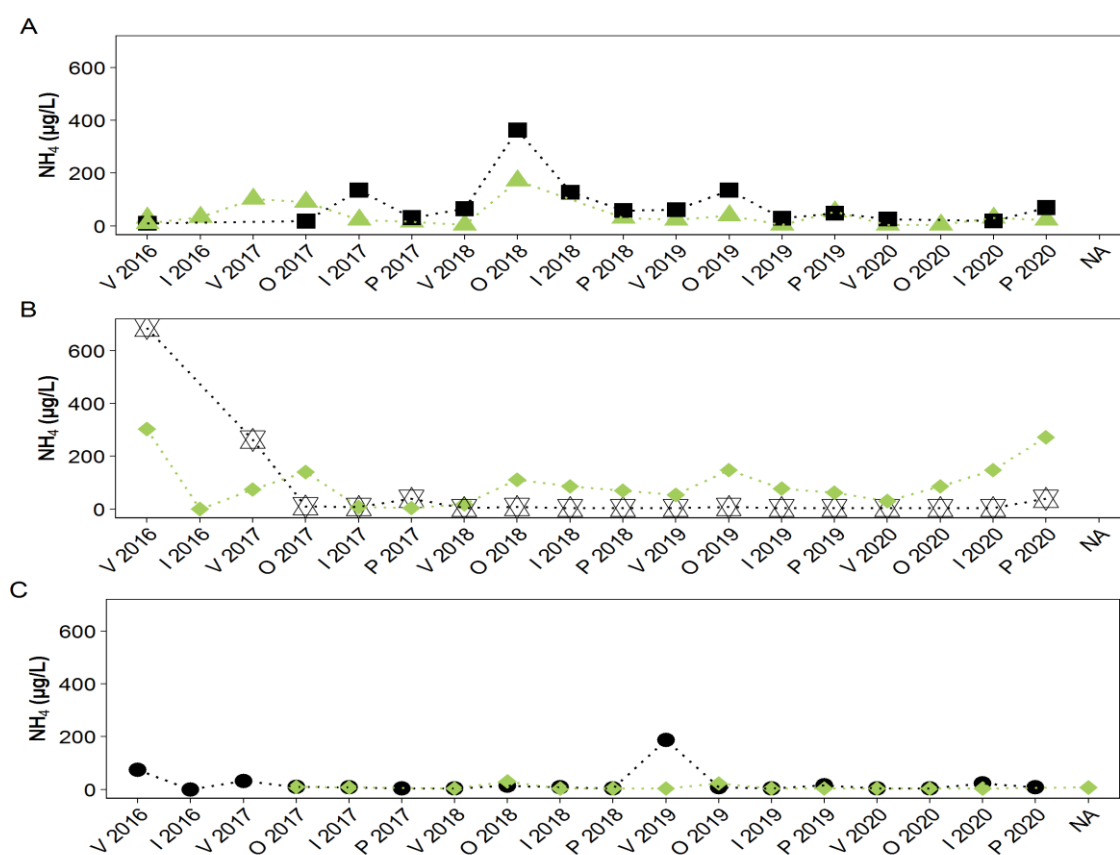


Figura 68. Variación espacial y estacional de la Turbidez en los principales tributarios de la Laguna de Rocha A) Aº La Palma (estaciones: R4 (cuadrado) y R7 (triángulo)); B) Aº Rocha (estaciones: R9 (asterisco) y R10 (rombo); C) Aº Tres Afluentes (estación R11 (rombo)) y Aº Las Conchas (estación R8 (círculo)).

La turbidez presentó valores entre 2.7 NTU (Arroyo La Palma; R7) y 131 UNT (Arroyo La Palma; R6). Si bien, en todos los tributarios se observaron valores superiores a la normativa ambiental (<50.0 NTU) (Figura 68), el arroyo La Palma fue donde se registraron la mayoría de los incumplimientos.

Respecto a los nutrientes nitrogenados, el amonio (Figura 69) presentó un rango de concentración de entre 4.0 $\mu\text{g N/L}$ y 687.0 $\mu\text{g N/L}$. Este último valor tuvo lugar en el arroyo Rocha (R9), en verano de 2016. Asimismo, se registraron valores elevados en el arroyo La Palma (R4) en otoño 2018, el arroyo Las Conchas (R8) en verano 2019 y en el arroyo Rocha (R10) en primavera 2020 (363 $\mu\text{g N/L}$, 187 $\mu\text{g N/L}$ y 272 $\mu\text{g N/L}$, respectivamente). Los valores de nitrito variaron entre 3.0 $\mu\text{g N/L}$ (límite analítico de la metodología) y 79.7 $\mu\text{g N/L}$, registrándose el máximo en el arroyo el arroyo Rocha (R10) a la altura del puente de ruta 9 durante el verano de 2016, coincidiendo con las elevadas concentraciones de amonio registradas en ese tributario en el verano 2016 (Figura 69 y Figura 70).



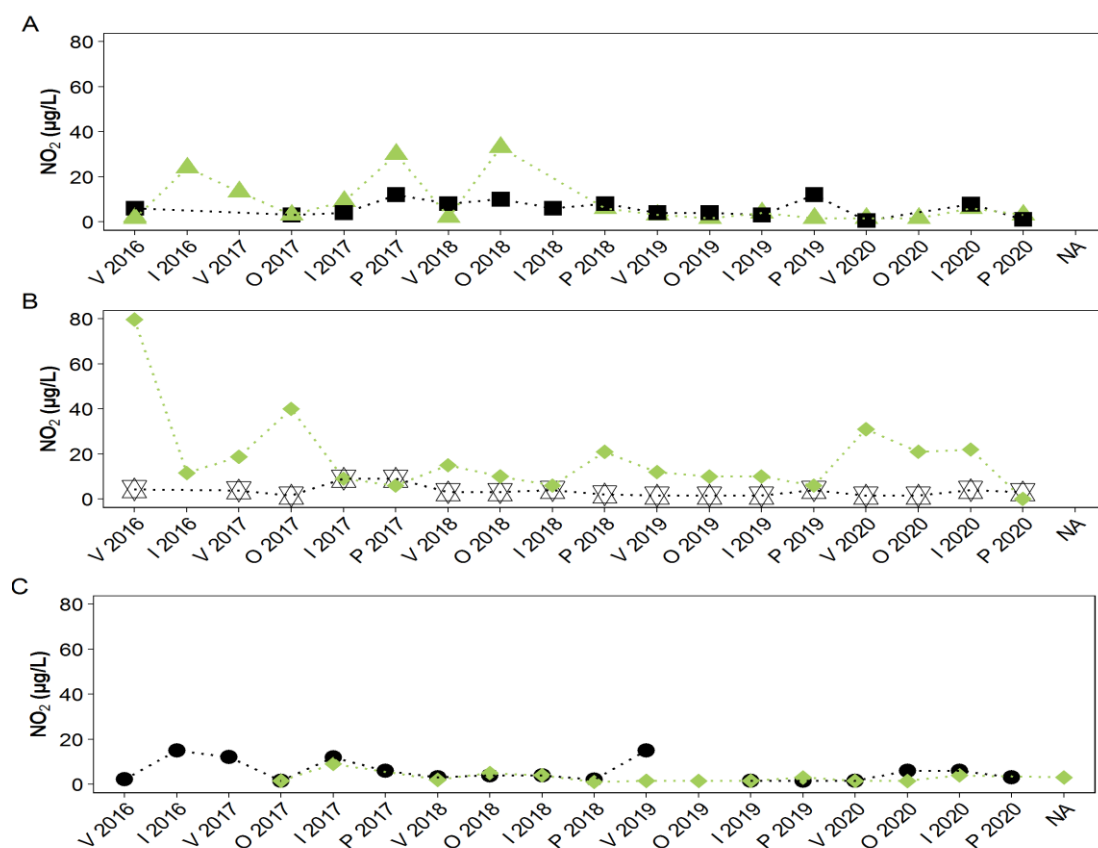


Figura 70. Variación espacial y estacional de la concentración de Nitrito (NO_2) en los principales tributarios de la Laguna de Rocha A) A° La Palma (estaciones: R4 (cuadrado) y R7 (triángulo)); B) A° Rocha (estaciones: R9 (asterisco) y R10 (rombo); C) A° Tres Afluentes (estación R11 (rombo)) y A° Las Conchas (estación R8 (círculo)).

El nitrato (NO_3) fluctuó entre 49 $\mu\text{g N/L}$ y 940 $\mu\text{g N/L}$ (Figura 70). Este valor máximo en el arroyo Las Conchas (R8) se observó en verano del 2016 y el máximo en el arroyo La Palma en otoño del 2018. Para este parámetro ningún valor incumplió con el estándar nacional del decreto 253/79 ($\leq 10,0 \text{ mg de NO}_3$). Por último el nitrógeno total (NT) presentó valores entre 40 $\mu\text{g N/L}$ (límite analítico de la metodología) (R11) y 2260 $\mu\text{g N/L}$ (R7), los cuales se registraron en otoño del 2018 y primavera del 2020, respectivamente (Figura 70). Todos los valores registrados en los arroyos Las Conchas y La Palma superan el valor objetivo de 500 $\mu\text{g N/L}$ propuesto por la Mesa técnica del Agua (2017).

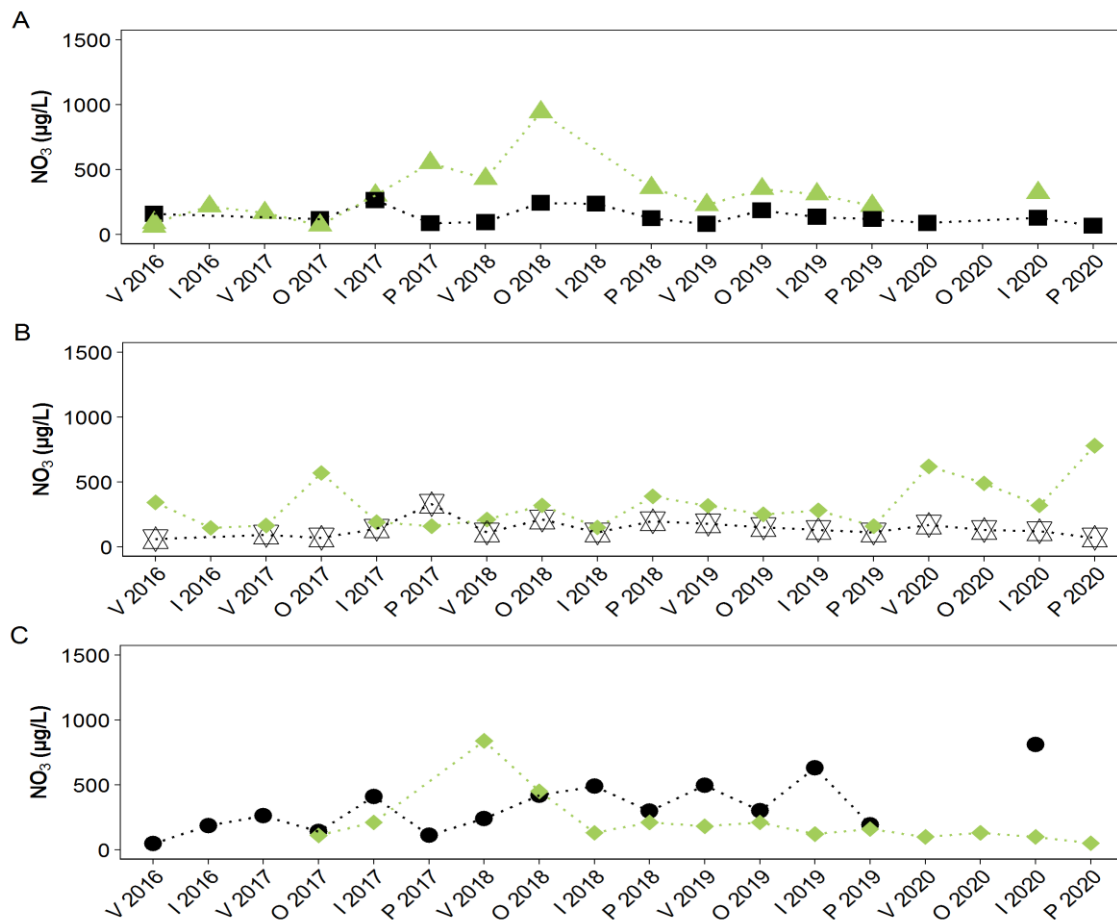


Figura 71. Variación espacial y estacional de la concentración de Nitrato (NO_3) en los principales tributarios de la Laguna de Rocha A) A° La Palma (estaciones: R4 (cuadrado) y R7 (triángulo)); B) A° Rocha (estaciones: R9 (asterisco) y R10 (rombo); C) A° Tres Afluentes (estación R11 (rombo)) y A° Las Conchas (estación R8 (círculo)).

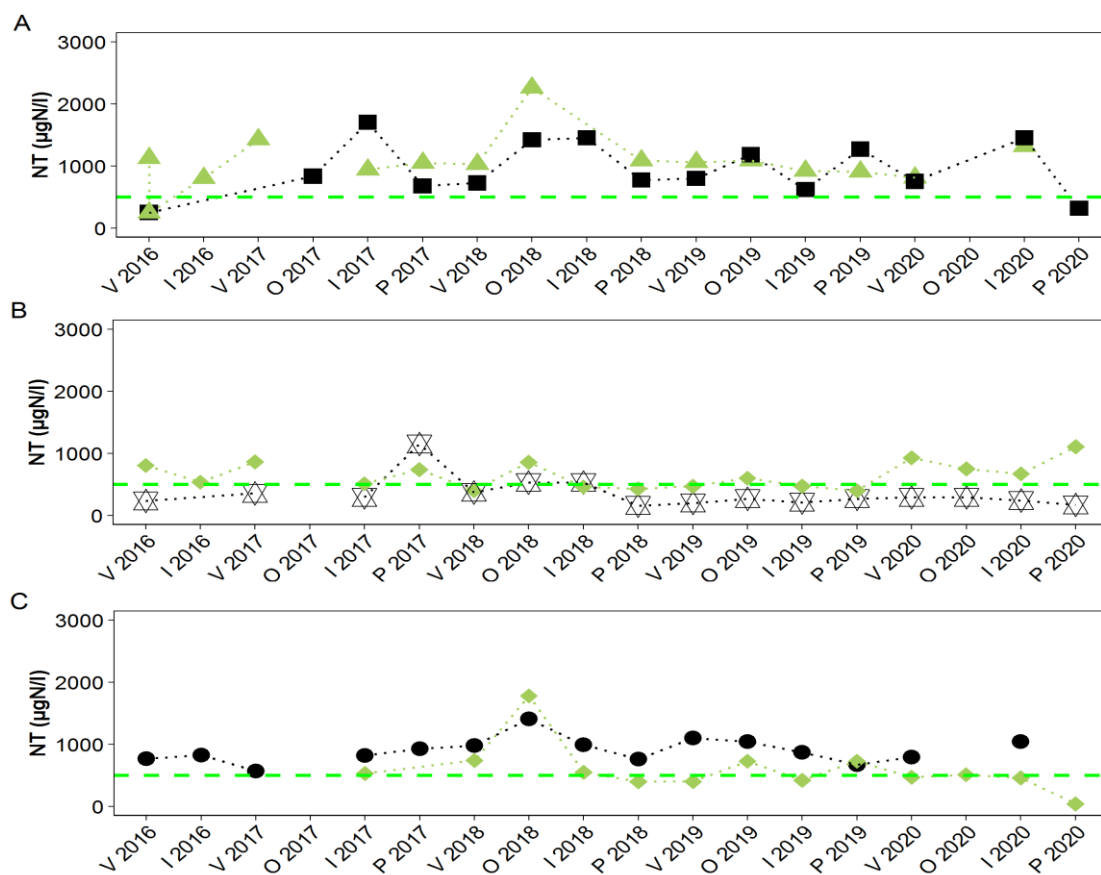


Figura 72. Variación espacial y estacional de la concentración de Nitrógeno Total (NT) en los principales tributarios de la Laguna de Rocha A) A° La Palma (estaciones: R4 (cuadrado) y R7 (triángulo)); B) A° Rocha (estaciones: R9 (asterisco) y R10 (rombo); C) A° Tres Afluentes (estación R11 (rombo)) y A° Las Conchas (estación R8 (círculo)).

El fosfato (PO_4) presentó un rango de valores de entre 3.5 $\mu\text{g P/L}$ (arroyo Tres Afluentes) y 580 $\mu\text{g P/L}$ (arroyo Las Conchas), registrándose las mayores concentraciones en los arroyos La Palma y Las Conchas (Figura 73). El PT mostró un rango de concentración de entre 20 $\mu\text{g P/L}$ (R11) y 612 $\mu\text{g P/L}$ (R4), el máximo se registró en el arroyo La Palma en otoño del 2018 (Figura 74). A excepción del arroyo Tres afluentes (R11), en donde se registró el valor mínimo más de una vez en el período, el resto de los tributarios incumplieron con el estándar del decreto vigente ($\leq 25 \mu\text{g P/L}$). Al igual que el PO_4 , los valores más altos se observaron en los arroyos La Palma y Las Conchas.

Es importante resaltar que el arroyo Rocha presentó un evidente efecto de la ciudad, mostrando en general concentraciones más elevadas de nutrientes (tanto nitrogenados como fosforados), en el punto de muestreo que se encuentra aguas debajo de la ciudad de Rocha (R10), en relación al que se encuentra aguas arriba de la misma (R9).

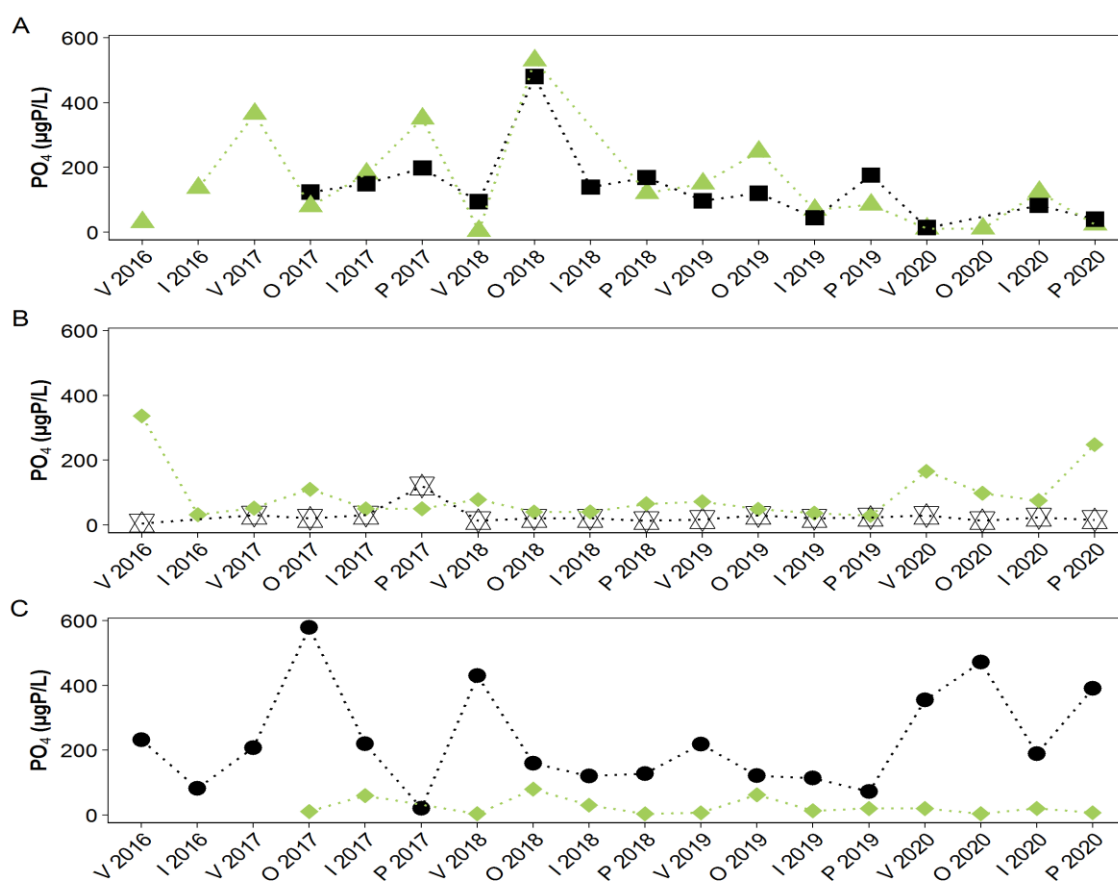


Figura 73. Variación espacial y estacional de la concentración de Fosfato (PO_4) en los principales tributarios de la Laguna de Rocha A) A° La Palma (estaciones: R4 (cuadrado) y R7 (triángulo)); B) A° Rocha (estaciones: R9 (asterisco) y R10 (rombo)); C) A° Tres Afluentes (estación R11 (rombo)) y A° Las Conchas (estación R8 (círculo)).

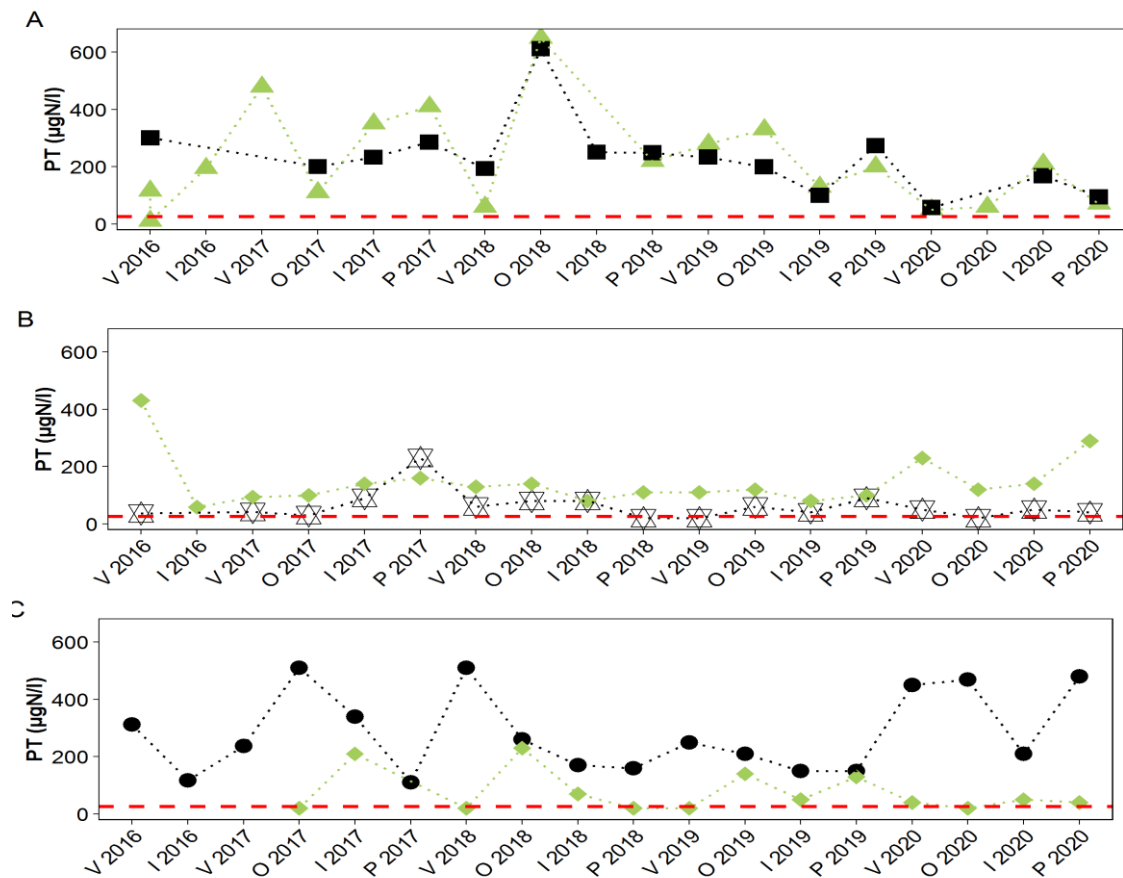


Figura 74. Variación espacial y estacional de la concentración de Fósforo Total (PT) en los principales tributarios de la Laguna de Rocha A) A° La Palma (estaciones: R4 (cuadrado) y R7 (triángulo)); B) A° Rocha (estaciones: R9 (asterisco) y R10 (rombo); C) A° Tres Afluentes (estación R11 (rombo)) y A° Las Conchas (estación R8 (círculo)).

La clorofila *a* fluctuó entre $<0.1 \mu\text{g/L}$ (límite analítico) y $37.9 \mu\text{g/L}$, registrándose el máximo en el puente del arroyo La Palma (R7). El arroyo Las Conchas presentó también elevadas concentraciones de este parámetro en verano y primavera 2020. Cabe destacar, que los arroyos Las Conchas y La Palma superaron en varias ocasiones el valor objetivo de $10 \mu\text{g/L}$ propuesto por la Mesa técnica del Agua (2017) (Figura 75). En este sentido, los arroyos La Palma y Las Conchas se identificaron como los tributarios más comprometidos en relación a los estándares ambientales de la cuenca. En estos dos tributarios las elevadas concentraciones de nutrientes se relacionan directamente con el uso de las subcuencas, las cuales son las más agrícolas de la cuenca (Rodríguez-Gallego *et al.* 2017).

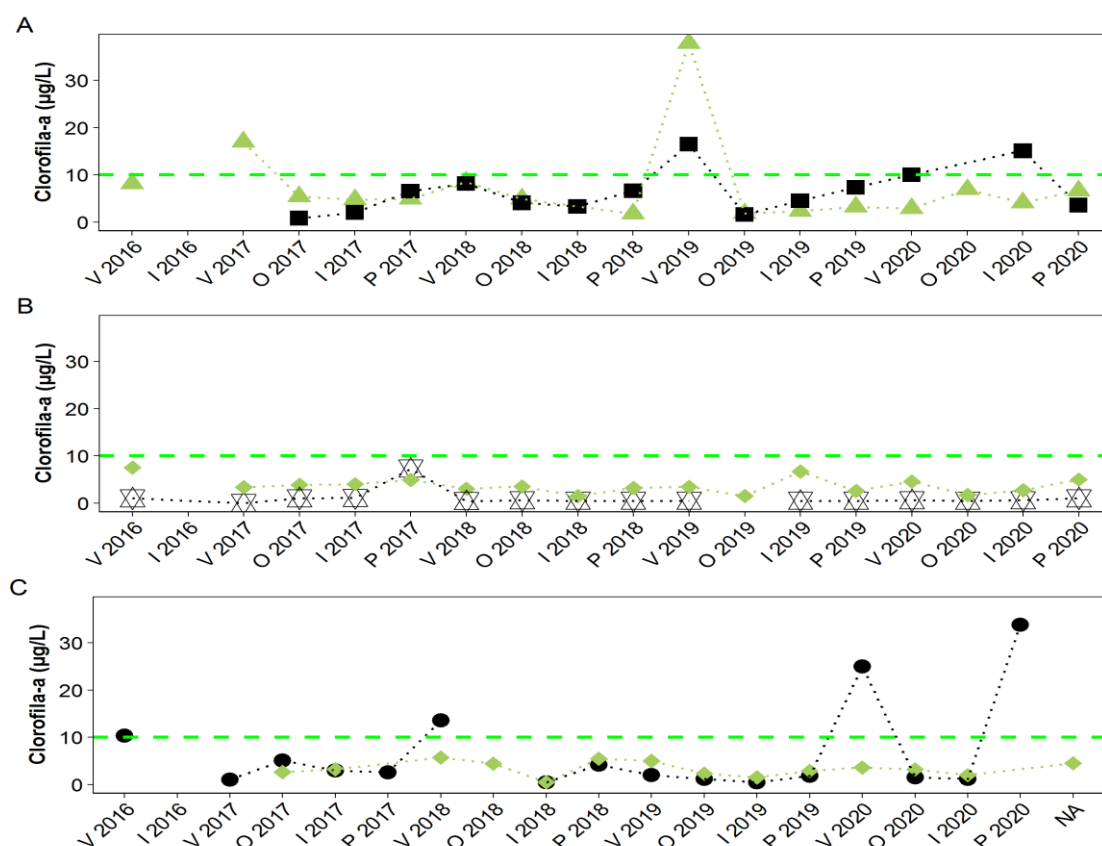


Figura 75. Variación espacial y estacional de la concentración de Clorofila *a* (Clo-*a*) en los principales tributarios de la Laguna de Rocha A) A° La Palma (estaciones: R4 (cuadrado) y R7 (triángulo)); B) A° Rocha (estaciones: R9 (asterisco) y R10 (rombo)); C) A° Tres Afluentes (estación R11 (rombo)) y A° Las Conchas (estación R8 (círculo)).

3.3.5 Análisis de cargas

El análisis de cargas anuales (ton/año) de nutrientes estimado para el período 2017- 2019 para la cuenca de la Laguna de Rocha, mostró que el aporte difuso NT y PT proveniente de la actividad agropecuaria, representa la mayor proporción para cada nutriente (92%, para PT y NT) (Figura 76 y Tabla 29). En segundo lugar, en relación a PT, le sigue el aporte realizado por los tambos (5%) aunque en una proporción mucho menor, mientras que para el NT, le sigue el aporte industrial 3% (Figura 76). El aporte doméstico representó únicamente el 1% para PT y el 3% para el NT. Cabe destacar, que según los registros del Ministerio de Ambiente en la cuenca de la Laguna de Rocha no se reportaron datos en el período mencionado en relación a los Establecimientos de Ganado Confinado (EGC).

Considerando a las cuatro lagunas costeras, la cuenca de la Laguna de Rocha junto con la Laguna de Castillos, presentaron los mayores valores aporte total de nutrientes de origen difuso en 2015 y en 2018. Si se analiza en cambio el aporte por unidad de superficie, en ambos años las lagunas que cuentan con mayor exportación son la de Rocha, seguida Garzón (Tabla 29).

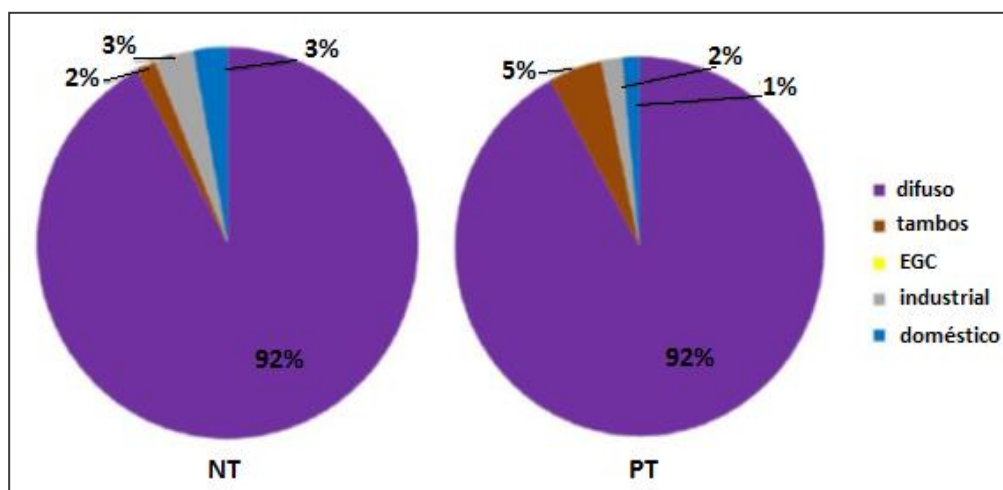


Figura 76. Proporción de nutrientes exportados según actividad para la cuenca de la Laguna de Rocha en 2018.

Tabla 29. Carga de PT y NT proveniente del aporte difuso y el aporte de tambos vertido en cuenca de Laguna de Rocha

| Nutriente | año | Aporte de Tambos (ton/año) | Industrial y doméstico (ton/año) | Aporte difuso (ton/año) | Aporte difuso (Kg/ha/año) |
|-----------|------|----------------------------|----------------------------------|-------------------------|---------------------------|
| NT | 2015 | - | - | 338 | 2.8 |
| | 2016 | 9.4 | 4.8 | | |
| | 2017 | 8.7 | 3.9 | | |
| | 2018 | 8.8 | 4.3 | 486 | 4 |
| | 2019 | 8 | 3.9 | | |
| PT | 2015 | - | - | 35 | 0.6 |
| | 2016 | 4.8 | 1.7 | | |
| | 2017 | 3.9 | 2.6 | | |
| | 2018 | 4.3 | 3.1 | 37 | 0.7 |
| | 2019 | 3.9 | 2.8 | | |

Por otro lado, la estimación de cargas anuales (ton/año) en el año 2019, realizada para fósforo total (PT) y para nitrógeno total (NT), estimada a partir de los puntos de monitoreo, indicó que las subcuencas del arroyo Las Conchas (123.11 ton/año de NT y 20.03 ton/año de PT) y del arroyo Rocha (72.0 ton/año de NT y 11.0 ton/año de PT) fueron las que más carga de estos nutrientes aportaron a la Laguna de Rocha (Anexo II). Luego le siguen la subcuenca del arroyo La Palma (68.06 ton/año de NT y 13.02 ton/año de PT) y por último la subcuenca correspondiente al arroyo Tres Afluentes (24.02 ton/año de NT y 4.01 ton/año de PT) (Anexo II). En total en el año 2019 ingresaron a la laguna a través de los principales tributarios (Aº Rocha, Aº Las Conchas, Aº LA Palma y Aº Tres Afluentes) un estimado de, 294.3 ton/año de NT y 49.09 ton/año de PT (Anexo II).

3.3.6 Análisis integrado de Laguna de Rocha

Análisis temporal de los indicadores de calidad del agua y biológicos

Analizando la serie temporal de datos se observó que en 2016 se produjo una única apertura registrada en otoño, la que se debió a un evento de lluvia de alta intensidad que promovió una gran descarga al mar. El año 2016 fue un año inusual, con fuertes y frecuentes temporales de lluvia y viento del cuadrante sur. Esto promovió que la barra estuviera abierta gran parte del año, con un cierre corto que fue rápidamente abierto por lluvias y oleaje marino. Esto se describe detalladamente en Machado *et al.* (en prep). En estas condiciones se registró un invierno con agua dulce, seguido de una primavera con agua muy salobre, debido al ingreso de agua marina causada por vientos y el concomitante aumento del nivel del mar (Machado *et al.* en prep). Una vez que se cerró la barra a fines de primavera 2016, en enero de 2017 se produjo un evento de lluvias intensas que promovió la apertura de la barra, pero luego de la descarga de agua dulce al mar, se produjo ingreso de agua marina haciendo que ese verano se registrara elevada conductividad, la que se mantuvo así hasta el otoño de 2017. Posteriormente se dio un ciclo relativamente “normal” de aperturas e intercambio de masas de agua entre invierno 2017 y primavera 2018, con una apertura en invierno de 2017 que duró hasta la primavera (con agua de menor conductividad), en verano y otoño de 2018 se mantuvo cerrada y con agua con elevada conductividad, luego se abrió nuevamente en invierno de 2018.

A partir de este período se dieron eventos de aperturas y cierres relativamente cortos y más frecuentes hasta el final del período, incluso con intentos de apertura sin alcanzar los niveles indicados (que no lograron generar un canal y descarga de agua al mar) en el protocolo o apenas alcanzados (Figura 76 y Tabla 30). El período entre invierno 2018 y primavera 2019 presentó valores de conductividad relativamente bajos en toda la laguna y con una mayor diferenciación entre los sitios sur con baja conductividad y los del centro y sur con valores mayores, excepto en invierno que la conductividad fue homogénea pero más elevada que en otros inviernos. Entre la primavera de 2019 y la de 2020 las aperturas fueron más breves, con una conexión con el mar que duró pocas semanas en primavera de 2019 y otra en invierno de 2020 más corta aún y que no se mantuvo hasta la primavera. Luego la laguna se mantuvo cerrada, lo que se acentuó por una primavera y verano bastante secos. La relativamente alta conductividad registrada en invierno de 2020 (la más elevada de todos los inviernos) y la baja conductividad de primavera de 2020 podrían estar indicando que el proceso de descarga de la última apertura no habría sido suficiente para reducir la conductividad del sistema ni para promover un ingreso de agua marina suficiente. En este período además se observó una gran homogeneización de todo el sistema, casi sin diferencias entre sitios. Este fue el año con menor duración de barra abierta del período, lo que podría en parte explicarse por un período seco, pero también por una apertura de la barra con el mínimo nivel de agua necesario para mantener un canal por mayor tiempo.

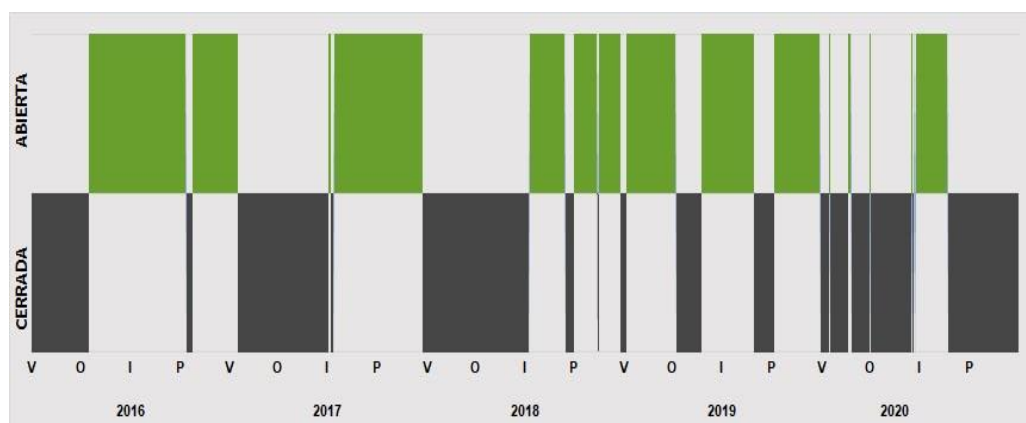


Figura 77. Descripción del estado de la barra de la Laguna de Rocha durante el período de estudio del que se cuenta con datos. Verde: abiertas, negro: cerrada, línea roja: sin datos. V: verano (meses 1, 2 y 3), O: otoño (meses 4, 5 y 6), I: invierno (meses 7,8 y 9), P: primavera (meses 10, 11 y 12).

Tabla 30. Duración en días el período de barra abierta (A) y cerrada (B) en la Laguna de Rocha, en las cuatro estaciones del año. V: verano (meses 1, 2 y 3), O: otoño (meses 4, 5 y 6), I: invierno (meses 7,8 y 9), P: primavera (meses 10, 11 y 12).

| Estación | 2016 | | 2017 | | 2018 | | 2019 | | 2020 | |
|--------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|-----------|-----------|------------|
| | A | C | A | C | A | C | A | C | A | C |
| V | | 91 | 16 | 74 | | 90 | 84 | 6 | 7 | 84 |
| O | 75 | 16 | | 91 | | 91 | 44 | 47 | 10 | 81 |
| I | 92 | | 83 | 9 | 66 | 26 | 61 | 31 | 53 | 39 |
| P | 79 | 13 | 85 | 7 | 84 | 8 | 85 | 7 | | 92 |
| TOTAL | 246 | 120 | 184 | 181 | 150 | 215 | 274 | 91 | 70 | 296 |

A lo largo del período de estudio se observó una tendencia a que los promedios anuales de nutrientes en agua disminuyeran en el tiempo, lo que fue muy claro para el fósforo, aunque el año 2019 presentó un leve aumento de los niveles. Por el contrario, la clorofila *a* presentó los máximos valores en los dos últimos años del período, cuando el intercambio con el mar fue al menos más breve. Este fue el año con menor conductividad. Sobre el ingreso de larvas y huevos de peces a la laguna, como indicador de un proceso adecuado de intercambio de agua con el mar, es poco lo que se puede decir hasta no conocer la composición de especies, dado que hay especies que pueden desovar en la laguna (Machado *et al.* en prep). Se observaron huevos y larvas en todas las primaveras y veranos, independientemente de la duración y momento de la apertura de la barra, lo que indica que debe entenderse mejor la ecología de estos organismos antes de entender cabalmente su relación con el manejo de la barra y por tanto la incidencia de ésta en las pesquerías. Igualmente cabe destacar, que en verano de 2021 no hubo zafra de

camarón, luego de varios años de zafra ininterrumpida, posiblemente a causa de la falta de intercambio con el mar desde el invierno de 2020.

Si bien, existe una resolución ministerial que regula la apertura artificial de la barra, este no se respeta cabalmente, donde se promueven aperturas sin alcanzar el nivel mínimo establecido o alcanzando apenas dicho nivel mínimo sin respetar los plazos y las condiciones climáticas necesarias. Con niveles de agua insuficientes, la apertura no se produce pese a que se excave con maquinaria un canal en la barra. Sin embargo, cuando la laguna se abre apenas alcanzado el nivel mínimo de agua, se produce una apertura con el mínimo de agua suficiente para rebasar la barra. Aún está en evaluación, si ese nivel mínimo es suficiente para formar un canal ancho y profundo que permita una descarga adecuada de agua y sedimentos, a la vez que permita una duración prolongada en el tiempo. La duración del canal y sus dimensiones son relevantes para permitir el ingreso de agua marina en cantidades suficientes y mantener la conexión hasta la primavera, cuando ingresan la mayoría de los recursos pesqueros a la laguna, incluidas las larvas de camarón. Por otra parte, una adecuada descarga al mar que evacúe nutrientes permitiría atenuar el proceso de eutrofización y disminuir el riesgo de proliferación de cianobacterias.

Relación entre las variables de calidad del agua

El análisis de componentes principales (ACP) de la Laguna de Rocha mostró dos ejes principales, el más relevante relacionado a la concentración de nutrientes en el agua, y un segundo eje relacionado a la temperatura del agua y la conductividad (Figura 78). El ACP explicó el 52.4% de la varianza, para el que se excluyeron las variables del sedimento y se sumaron las formas disueltas de nitrógeno, como NID. La relativamente baja varianza explicada indica que hay otros procesos involucrados y que aún se debe continuar explorando los datos, pese a lo cual ilustra la relación entre las variables entre sí.

El ACP indicó que en general los nutrientes del agua se comportaron de manera similar, aumentando de forma conjunta, donde el NID estuvo más asociado a muestreos de invierno y el fósforo a muestreos de verano (Figura 78). La turbidez estuvo asociada a mayores valores de PT y NT. En general los mayores valores de NID se registraron a menores conductividades, lo que no fue tan marcado con el fósforo. En Laguna de Rocha, la conductividad se asoció al pH y a mayores temperaturas, debido a la dinámica de la barra y la mayor evaporación de verano, y la temperatura también se asoció levemente a mayores niveles de fósforo, posiblemente debido a procesos biológicos que aumentan su liberación, especialmente si los tenores de OD disminuyen. La Cloa mostró una relación positiva con el PO₄ y el NT, también con la turbidez por efecto de la resuspensión de sedimentos y fitobentos, y con la temperatura.

Al igual que para las otras lagunas, estos resultados mostraron el efecto de tres procesos relevantes: la dinámica de la barra y la conductividad; la estacionalidad y el efecto de la temperatura y la resuspensión causada por el viento. También se reflejaron los procesos biogeoquímicos, que promueven mayor

Comparación con datos históricos

Para este informe se consideraron como datos históricos (Tabla 31) los generados entre 2002 y 2006 por la Sección Limnología de la Facultad de Ciencias, correspondientes a Conde *et al.* (2003) y Rodríguez-Gallego *et al.* (2017). Si bien los sitios de muestreo no son exactamente los mismos, para los fines de este informe se seleccionaron los sitios ubicados en zonas cercanas a los de este monitoreo. El sitio norte del período actual es cercano al denominado sitio NW de 2005-2006. El sitio centro es coincidente con el sitio de 2002-2003 y datos previos, pero no tan cercano al margen W de los muestreos de 2005-2006. Por otro lado, el sitio sur actual, se ubicó donde estuvo colocada una boya de medición continua entre 2016 y 2020, el cual es cercano al sitio sur del periodo 2005-2006. En 2002-2003 el sitio sur estaba ubicado muy cercano a la boca de la laguna (sitio R1 de la Sección Limnología). Los datos históricos de otros sitios de muestreo no fueron incluidos en el promedio histórico por estar ubicados en sitios poco comparables a los del monitoreo actual (dentro de los bolsones o en la desembocadura de la laguna).

Estos cambios de sitios de muestreo responden a que los diferentes proyectos de investigación que alimentan la base de datos histórica, tenían sitios de muestreo ubicados para responder diferentes preguntas de investigación, y no para realizar un monitoreo a largo plazo. A partir de 2015 el CURE implementó un monitoreo estival de larga duración que toma a 2015 como año piloto. A partir de entonces los sitios de monitoreo tuvieron pequeños ajustes y ya desde 2017 dentro del programa de monitoreo de lagunas costeras se mantienen estables. Si bien para esta laguna existe una base de datos de mayor duración, que incluye muestreos desde finales de 1980, aunque con grandes vacíos temporales y espaciales, para los fines de este informe se decidió utilizar el único periodo de tiempo para el que se cuenta con muestreos simultáneos en las cuatro lagunas. De esta manera se evita el sesgo por sitios de muestreo y cantidad de datos disponibles.

Las variables que mostraron incremento significativo entre 2002-2006 y 2015-2020 fueron la profundidad y los nutrientes del agua (Tabla 31). La profundidad media se duplicó, posiblemente debido a la implementación del protocolo de apertura de la barra que implica que la laguna pueda acumular más volumen de agua por más tiempo, pero esto requiere un análisis más detallado que escapa a los objetivos de este informe. El PO₄ aumentó casi 3 veces y el PT aumentó al doble su concentración media entre períodos. Las formas disueltas de nitrógeno aumentaron casi 4 veces y el NT al doble. A su vez, la MO_{sed} se duplicó. Pese a esto, la Cloa del agua y la Clo_{sed} se mantuvieron en valores muy similares o menores. Los nutrientes del sedimento a su vez se mantuvieron en valores similares o menores (disminución significativa para el NT_{sed}). Las restantes variables presentaron valores medios muy similares, incluyendo la conductividad del agua. En el Anexo V se muestran figuras de box plots que comparan ambos períodos por laguna.

Tabla 31. Valores promedio de los indicadores de calidad del agua y el sedimento de la Laguna de Rocha para el período de estudio comprendido entre 2002 y 2006 (tomados de Conde et al. (2003) y Rodríguez-Gallego et al. (2017)) y el período actual comprendido entre 2015 y 2020.

| | 2002-2006 | | 2015-2020 | | Comparación |
|---------------------------|-----------|-----------------|-----------|-----------------|----------------------|
| | Media | Desvío estándar | Media | Desvío estándar | |
| Profundidad (m) | 0.6 | 0.3 | 1.2 | 0.4 | F=57.2, p<0.00001 |
| Conductividad (ms/cm) | 21.3 | 10.3 | 21.6 | 11.1 | ns |
| Temperatura (°C) | 20.0 | 4.1 | 18.2 | 5.2 | ns |
| OD (mg/L) | 9.9 | 1.0 | 8.3 | 1.5 | F=17.2, p<0.00001 |
| pH | 7.7 | 0.5 | 7.9 | 0.5 | F=6.0, p<0.01 |
| SST (mg/L) | 43.0 | 35.3 | 45.4 | 45.8 | ns |
| MOSS (mg/L) | 12.2 | 7.2 | 8.4 | 7.8 | ns |
| PO4 (µg/L) | 13.6 | 11.3 | 33.5 | 18.9 | F=31.5, p<0.00001 |
| PT (µg/L) | 44.9 | 23.5 | 82.7 | 37.7 | F=31.4, p<0.00001 |
| NO3 (µg/L) | 8.9 | 11.5 | 40.9 | 54.0 | Chi²=13.5, p<0.0001 |
| NO2 (µg/L) | 0.9 | 1.0 | 3.3 | 3.3 | Chi²=15.9, p<0.0001 |
| NH4 (µg/L) | 8.0 | 16.4 | 41.4 | 43.2 | Chi²=27.4, p<0.00001 |
| NT (µg/L) | 354.9 | 345.7 | 611.7 | 258.7 | F=18.3, p<0.00001 |
| Clo-a (µg/L) | 6.1 | 5.0 | 4.9 | 4.1 | ns |
| Mosed (mg/gPS) | 17.7 | 12.7 | 35.7 | 31.0 | ns |
| Ptsed (mg/gPS) | 152.8 | 92.7 | 119.9 | 90.0 | ns |
| Ntsed (mg/gPS) | 184.4 | 129.9 | 141.6 | 154.6 | ns |
| Clo-a fitobentos (mg/gPS) | 17.7 | 17.5 | 18.8 | 16.4 | ns |

3.3.7 Síntesis integrada de la cuenca de la Laguna de Rocha

Los indicadores de calidad del agua en la Laguna de Rocha mostraron un claro gradiente norte - sur para la conductividad, donde en general fue menor en el norte al igual que lo registrado por otros autores (Conde *et al.* 2002, Rodríguez-Gallego *et al.* 2017). Si bien las diferencias no fueron tan marcadas, en general los sitios norte y centro presentaron mayores valores de nutrientes en agua que el sur, mientras que el sitio centro presentó los mayores valores de turbidez, Cloa del agua y de nutrientes y materia orgánica del sedimento.

Se observaron importantes efectos de la estacionalidad en sus características físicas y químicas, las cuales se asocian a la hidrología del sistema. La temperatura y el oxígeno disuelto siguieron el patrón estacional esperado, mientras que la conductividad y el pH fueron menores en invierno y mayores en meses cálidos debido a la dinámica de acumulación de agua dulce e intercambio de agua con el mar. En general los valores de oxígeno disuelto y pH cumplieron con la normativa ambiental nacional (Decreto 253/79), aunque el pH excedió los valores máximos en algunos momentos. Por otro lado, los valores de turbidez superaron en varias ocasiones el estándar admitido por la normativa ambiental (máximo 50 NTU). Sin embargo, debe tenerse en cuenta que las lagunas costeras son sistemas someros y muy

expuestos a vientos costeros, por lo que en forma habitual se produce la resuspensión de sedimentos (Conde *et al.* 2002, Chalar & Clemente 2005).

Los valores de nutrientes disueltos, ya sea de fósforo como de nitrógeno, fueron en general moderados a altos, con valores cercanos o por encima de los límites establecidos y recomendados (Decreto 253/79; Mesa Técnica del Agua 2017). La concentración de nutrientes tuvo un aumento significativo desde el periodo histórico considerado y el presente monitoreo, pese a lo cual en el período actual se registró una tendencia a disminuir, aunque con fluctuaciones. Esto podría estar asociado al aumento en las actividades agrícolas en su cuenca, donde se observó un claro aumento de los cultivos y la forestación en detrimento del campo natural (Rodríguez-Gallego *et al.* 2017), lo que ha seguido en aumento luego de dicho estudio. Sin embargo, hay que ser cauteloso con estas apreciaciones, ya que pueden depender del período de estudio analizado, por lo que se requiere un cuidadoso análisis de la serie histórica de datos completa de esta laguna para confirmar o descartar un proceso de aumento sostenido de nutrientes respecto de variabilidad interanual o decadal (análisis en proceso).

Según la concentración de clorofila-a en agua para el período de estudio, la Laguna de Rocha se clasificó en estado mesotrófico bajo los criterios de la OCDE (1982) y oligotrófica según Lamparelli (2004). Pese a esto, la comparación con los datos históricos mostró algunas señales de alerta debido a algunos valores de Cloa-a que superaron ampliamente el límite recomendado por la Mesa Técnica del Agua (2017). Esto coincide con otros estudios de las lagunas costeras de Uruguay donde generalmente se las clasifica como mesotróficas a eutróficas (Conde *et al.* 2002, Chalar & Clemente 2005). Estos resultados sugieren que esta laguna es vulnerable y puede volverse rápidamente eutrófica frente a un aumento en su carga de nutrientes y/o a cambios en su hidrodinámica, que impidan una adecuada descarga de agua y sedimentos al mar, donde el manejo de la apertura artificial de la barra arenosa es un proceso clave. El aumento de la agricultura en la cuenca, así como cambios en el régimen de lluvias asociados al cambio climático podrían acelerar el proceso de eutrofización (Rodríguez-Gallego *et al.* 2017).

Se cumplieron los estándares establecidos por el Decreto 253/79 para coliformes termotolerantes y DBO₅. Los coliformes termotolerantes fueron más elevados en invierno, posiblemente debido al aporte desde la cuenca, mientras que la DBO₅ fue más elevada en los meses cálidos, principalmente en el sitio norte.

En el sedimento, generalmente la materia orgánica, la concentración de fósforo y nitrógeno totales fueron mayores en el centro y norte de la laguna respecto al sur. Esto se relaciona con la hidrología del sistema y el aporte desde los arroyos, así como con un gradiente norte – sur en la granulometría del sedimento, donde los sedimentos más finos se registran en el norte y centro (Conde & Sommaruga, 1990), favoreciendo procesos de acumulación de materia orgánica y de retención de nutrientes. La materia orgánica promedio del sedimento fue mayor al promedio histórico, mientras que las restantes variables del sedimento fueron similares entre períodos, o incluso menor en para el NTsed. Estas

variaciones pueden deberse en parte a que las estaciones de muestreo de sedimento no coincidieron exactamente entre el monitoreo actual y los diversos estudios realizados previamente, por lo que continuar con el monitoreo actual permitirá tener información más robusta.

Los sedimentos son excelentes indicadores de contaminación por metales del ambiente costero, dado que los grandes aportes de metales pesados provenientes del continente finalmente llegan a la zona estuarina y luego a la plataforma continental (Sharifuzzaman *et al.* 2016). En la Laguna de Rocha los metales analizados registraron concentraciones cuantificables en un 68% de las muestras, para el Cr y el Cu, 11% para el Pb y el 74% para el Hg. Sin embargo, todas las concentraciones registradas se encontraron por debajo del estándar planteado por la normativa internacional de referencia (Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQG 1999)). Asimismo, se encuentran dentro de la categoría estándar guía “No Contaminado”, de las directrices de calidad de sedimentos (SQG) de la Agencia de Protección ambiental de Estados Unidos (Environmental Protection Agency (EPA)) (Perin, 1997).

Los agroquímicos cuantificados en el período fueron glifosato, cipermetrina y clorpirifos, pp'DDE y dieldrin. La cuenca de la Laguna de Rocha presenta el 7.9 % de su superficie bajo uso agrícola (DINACEA 2021). En este sentido, Griffero et al 2019, observaron en esta cuenca que la presencia de plaguicidas fue más alta en los cuerpos de agua asociados con actividad agrícola circundante. Lamentablemente ni glifosato, clorpirifos, o cipermetrina pudieron ser evaluados, dado que no se cuenta con normativa nacional ni internacional que defina límites admisibles para la matriz sedimento. Los parámetros pp'DDE y dieldrin presentaron un único valor y en ambos casos las concentraciones observadas se encuentran muy por debajo de los valores objetivo de calidad indicados en el GESTA-AGUA (2014).

Los PCB pertenecen a los compuestos orgánicos persistentes (COP) y son indicadores de productos químicos industriales, siendo nocivos para el medio ambiente y la salud humana, en especial por sus posibles efectos sobre el sistema endocrino (PNUMA, 2007). En este caso, de los PCBs indicadores analizados se determinó únicamente el PCB 028 (2,4,4'-Trichlorobiphenyl), si bien no existe normativa para evaluar este parámetro la concentración determinada es muy cercana al límite analítico (LD: 0.1 µg/kg). Por último, al igual que en las lagunas de José Ignacio y Garzón, los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH's) durante todo el período presentaron valores cuantificables, pero ninguno superó los estándares establecidos en el GESTA-AGUA, ni en el estándar de la EPA para PAH's totales.

Las diatomeas dominaron la comunidad de fitoplancton durante todo el período de estudio, con un gran aporte de diatomeas céntricas de gran tamaño como *Melosira moniliformis*, previamente reportado para esta laguna (Bonilla *et al* 2006). Al igual que en Laguna José Ignacio hubo un aumento de dinoflagelados marinos en verano, principalmente del género *Tripes* indicando un ingreso de agua marina que habría alcanzado el centro de la laguna por efecto de la circulación de agua y el viento, donde se registró el máximo de su abundancia. Este ingreso de agua marina hasta el centro de la laguna también coincidió con el máximo de abundancia de todo el período, el que fue causado por la diatomea

marina *Pseudosolenia calcar-avis* en otoño de 2018. En esta laguna la cianobacteria más abundante fue *Aphanothece sp.*, para la que no ha sido reportada toxicidad en el país.

Esta laguna presentó plantas sumergidas todos los años estudiados, al igual que fue reportado previamente (Rodríguez-Gallego *et al.* 2015). En el sitio sur su presencia fue continua y alcanzó los máximos valores, en el sitio norte no se registraron en algunos muestreos de invierno, mientras que en el centro su presencia fue excepcional. Las diferencias en abundancia en el sitio norte y centro con estudios previos se debieron fundamentalmente a la ubicación de los sitios de muestreo los que fueron más cercanos a los márgenes en los datos reportados Rodríguez-Gallego *et al.* (2015). Esta comunidad es relevante como fuente de alimento de importantes especies de aves acuáticas, en especial de cisne de cuello negro y algunas gallaretas, entre otras, los que constituyen uno de los objetos focales de conservación del área protegida.

La comunidad bentónica de la Laguna de Rocha presentó una fauna típicamente estuarina, la que se encontró dominada por el caracol *Heleobia aff. australis*, pese a lo cual presentó una elevada riqueza de especies que alcanzó a lo largo del período (36 taxa). En comparación con datos previos, en 2005 la riqueza de especies osciló entre 5-7 taxa y además la abundancia relativa de *H. aff. australis* fue menor respecto a la actual (Meerhoff, 2009). La abundancia total de bentos en este período casi triplicó los valores observados durante el año 2005 (Meerhoff, 2009). La mayor riqueza actual se debió a un mayor nivel de resolución al momento de la determinación taxonómica de los bentos en la actualidad, mientras que las marcadas diferencias en la abundancia total y relativa de los organismos del bentos podrían en parte deberse al uso de un tamaño de malla menor al tamizar la muestra (1 mm en 2005 vs 0.5 mm en 2017- 2019 mm), aunque esto debería analizarse con más precisión revisando el tamaño de los organismos de las muestras actuales y de 2005. Pese a esto, las diferencias en abundancia entre períodos son muy elevadas, lo que podría estar indicando que esta laguna está aumentando su estado trófico, pero siguiendo una vía bentónica en lugar de pelágica, donde los organismos más favorecidos son los gasterópodos. El ramoneo de estos organismos podría explicar los bajos valores de Cloased que se observan la mayor parte del año. En los sistemas someros, comúnmente prevalece el flujo de materia y energía por la vía del bentos, donde la trama trófica está mayoritariamente basada en organismos del sedimento o meroplanctónicos (Marcus & Boero 2003).

Los misidáceos fueron registrados en todos los muestreos en diferentes densidades, siendo en general mayores las abundancias en meses cálidos. Esto coincidió con el trabajo de Espinosa *et al.* (2019), quienes identificaron picos de abundancias de este grupo tanto en estaciones frías como cálidas. La abundancia fue moderada a elevada en comparación con las restantes lagunas, lo que refuerza lo reportado por Rodríguez-Graña *et al.* (2008) y Milessi *et al.* (2010) como organismo clave en la transferencia de energía en la trama trófica desde niveles tróficos inferiores a los superiores, al menos para esta laguna.

En la Laguna de Rocha predominaron los huevos con respecto a las larvas de peces, este resultado coincide con lo identificado por Machado (2007). Si bien se registraron unos u otros en todas las estaciones del año, su abundancia fue excepcional y baja en invierno. Estos resultados apoyan la idea de que el manejo de la barra contemple la conexión con el mar en primavera, cuando es más probable la presencia de ictioplancton de varias especies (Machado *et al.* en revisión). Igualmente, estos datos muestran la relevancia de la alta variabilidad de la dinámica de conexión con el mar, con aperturas en diferentes momentos del año en diferentes años, y cómo dicha variabilidad permite el ingreso de ictioplancton y otros organismos que desovan y se desarrollan en distintas épocas del año (Machado *et al.* 2011; Machado *et al.* 2013). Una dinámica de conexión con el mar que permita intercambio en diferentes momentos del año a lo largo de los años permitiría en el tiempo el reclutamiento de diferentes especies, lo que podría ser clave para la pesca.

En la Laguna de Rocha durante los muestreos de desembarque realizados entre 2017-2020, se registraron ocho especies de peces en la pesca artesanal, cuatro de ellas (corvina blanca, pejerrey, corvina negra y lenguado) son de consumo humano relevante, mientras que la lacha actualmente es destinada exclusivamente a carnada. En todas las especies la LT50% estuvo por encima de la LTM50% y al igual que lo observado para la Laguna de Castillos, el rango de tallas registrado correspondería tanto a ejemplares que alcanzaron su primera madurez sin abandonar todavía las lagunas y como posibles reingresos desde el mar (Fabiano y Santana, 1999; Fabiano *et al.* 2016; Santana *et al.* 2018). En relación a corvina blanca, pejerrey y lacha no se observaron grandes diferencias entre las tallas y pesos medios durante todo el período de monitoreo (2017 – 2020), sin embargo, sí las hubo para lenguado y corvina negra (DINAMA-OSE-DINARA-IDR-CURE, 2018; 2019; 2020).

Respecto a lo invertebrados en la laguna se registró zafra de camarón en los cuatro años del periodo de estudio (2017-2020). Si bien, las tallas y pesos medios de los ejemplares presentaron oscilaciones entre años, no se evidenció ninguna tendencia, registrándose siempre el peso promedio de los individuos por encima del peso promedio estimado para la especie en las cuatro lagunas costeras. La especie *Callinectes sapidus*, en los años 2017, 2018 y 2019, tuvo períodos de abundancias bajas a muy bajas. Cabe destacar, el otoño de 2019 donde tuvo lugar la presencia masiva de juveniles de esta especie y de otras especies del género *Callinectes* poco frecuentes (*Callinectes danae*) o no citadas (*Callinectes ornatus*) para estos ambientes (DINARA-UGEPA datos no publicados).

Por último, el análisis del contenido de Cd, Pb y Hg total realizado en muestras de distintas especies extraídas entre agosto 2017 y noviembre 2019, mostró que todas las muestras analizadas para estos tres metales estuvieron muy por debajo de los límites permitidos por las normativas internacionales vigentes para productos pesqueros de consumo humano.

Al igual que en años anteriores en relación al cumplimiento de los estándares de calidad de la normativa ambiental, así como en función de las concentraciones de nutrientes, los tributarios más

comprometidos de la cuenca de la Laguna de Rocha fueron el arroyo La Palma y el arroyo Las Conchas. Estas subcuencas, como ya se ha mencionado en informes anteriores, son las más agrícolas de la cuenca (Rodríguez-Gallego *et al.* 2017). El arroyo Las Conchas tuvo valores de incumplimiento para el oxígeno disuelto, NT y PT, mientras que La Palma, presentó varios incumplimientos en los valores de oxígeno disuelto, turbidez, NT y PT. Respecto a los indicadores de eutrofización, es importante destacar que todos los tributarios tuvieron de NT al menos algún valor que superó el valor objetivo propuesto por la Mesa Técnica del Agua (2017), y todos los tributarios que superaron en todos los puntos el estándar fijado para el PT en la normativa vigente (máx. 25 µg P/L). Esto sugiere que la laguna está recibiendo elevadas cargas de nutrientes a través de todos sus tributarios. Cabe destacar que el arroyo La Palma al igual que en años anteriores las concentraciones determinadas tanto de NT como de PT en sedimento, continúan siendo similares a las determinadas en la Laguna de Rocha. Asimismo, continúan sin detectarse valores de atrazina en esta matriz.

El análisis de cargas anuales (ton/año) de indicadores de eutrofización estimado para el período 2017-2019 para la cuenca de la Laguna de Rocha, mostró que el aporte difuso del NT y PT representa la mayor proporción, siendo mínimos los aportes de tambos, domésticos e industriales, en relación al difuso. Por otro lado, el análisis de cargas anuales (ton/año) para el año 2019, estimadas para PT y NT a partir de los puntos de monitoreo, mostró que las subcuencas que más carga aportaron fueron en primer lugar la del arroyo Las Conchas, seguido del arroyo Rocha, luego el arroyo La Palma y por último la subcuenca correspondiente al arroyo Tres Afluentes. Esta misma estimación para las cargas de NT, indicó al igual que para el PT, que la subcuenca del arroyo Las Conchas fue la que más carga aportó a la laguna. Este tributario drena también zonas urbanas y suburbanas, como por ejemplo la cañada del Ejido, la cual atraviesa el este de la ciudad de Rocha, recibiendo efluentes domésticos de barrios periféricos de la ciudad, con baja conexión al saneamiento y residuos de diversa índole, como efluentes del Frigorífico Copayán (Quintans *et al.* 2011). Esta subcuenca es principalmente rural, observándose en su parte alta, a la ganadería extensiva como la principal actividad y en segundo lugar la forestación. La parte baja de esta subcuenca presenta un uso de suelo más intensivo, donde se destacan cultivos cerealeros y oleaginosos, praderas artificiales, cría de cerdos, tambos y forestación (Quintans *et al.* 2011).

Si bien, la superficie de estas subcuencas explica en parte el aporte relativo de cada una, la importancia relativa de los diferentes usos también influye (por ejemplo, la agricultura) por lo cual sería importante realizar el análisis de carga por unidad de superficie (kg/ha/año). Asimismo, sigue siendo necesario continuar monitoreando estos sistemas, de forma de poder vincular estas cargas con las concentraciones de nutrientes obtenidas en los cursos de agua, siendo importante contar con una serie extensa de datos y una adecuada estimación de los caudales circulantes, los cuales influyen directamente en las concentraciones de nutrientes en el agua y el aporte neto a las lagunas.

3.4 Cuenca de la Laguna de Castillos

3.4.1 Laguna: calidad del agua

En esta laguna se monitorean sitios propios de la laguna (norte, centro y sur), pero además se incluyen el Bolsón del Chafalote y el Aº Valizas. El Bolsón del Chafalote es la zona de descarga de agua proveniente de un amplio sistema de humedales de agua dulce, pero tiene características lénticas. El Aº Valizas es el canal de descarga de la laguna al mar y de ingreso de agua marina, por lo que presenta características estuarinas y fluviales, pero se diferencia de los restantes tributarios que aportan agua dulce a la laguna. Teniendo en cuenta estas características se optó por presentar gráficamente los datos de todos los sitios juntos, pero cuando se realizan promedios y rangos se incluyen únicamente los sitios norte, centro y sur de la laguna.

La temperatura del agua en la Laguna de Castillos presentó valores entre 10.0 y 27.8 °C, observándose un claro patrón estacional, sin diferencias entre sitios de la laguna, ni estratificación térmica (Figura 79A). El valor promedio para el período estudiado fue de 18.6 ± 5.3 °C. El oxígeno disuelto fue menor en los meses cálidos que en invierno, asociado a la temperatura del agua. Presentó variaciones entre 5.6 y 11.6 mg/L, con un promedio de 8.7 ± 1.1 mg/L (Figura 79C). El porcentaje de saturación de oxígeno promedio para el período fue de 95.4%, presentando siempre valores aceptables con el estándar de la normativa nacional (≥ 5.0 mg/L).

El pH mostró una clara dinámica estacional, alcanzando los valores máximos en verano y otoño y los mínimos en invierno y primavera, mostrando similar comportamiento temporal que la conductividad. El pH varió entre 7.2 y 9.0, superando en varias ocasiones, generalmente en verano y otoño, el rango establecido por el Decreto 253/79 (6.5-8.5). El valor promedio para el período estudiado fue de 7.8 ± 0.4 (Figura 79B). La conductividad mostró un comportamiento estacional claro, donde al igual que el pH, en general aumentó en verano y otoño y fue mínima en invierno y primavera. Esta tendencia fue variable en función de la precipitación, donde en períodos más lluviosos se observaron veranos con menores valores de conductividad como en 2019 u otoño de 2016 (Anexo VI). Sin embargo, en general en todos los años se observó un período de agua más salobre coincidente con los meses cálidos y otro de agua dulce coincidente con los meses fríos. Además, se observó una clara diferencia entre sitios de muestreo, siendo el Aº Valizas el que presentó los mayores valores de conductividad, alcanzado frecuentemente valores de hasta 55.5 mS/cm. Es interesante observar los cambios bruscos en el Aº Valizas, donde cambia de valores muy bajos de conductividad en primavera a valores muy elevados en verano y en menor medida en otoño. Esto ocurrió todos los años excepto en verano y otoño de 2019, debido a que se registraron lluvias importantes en dicho período (Figura 79D).

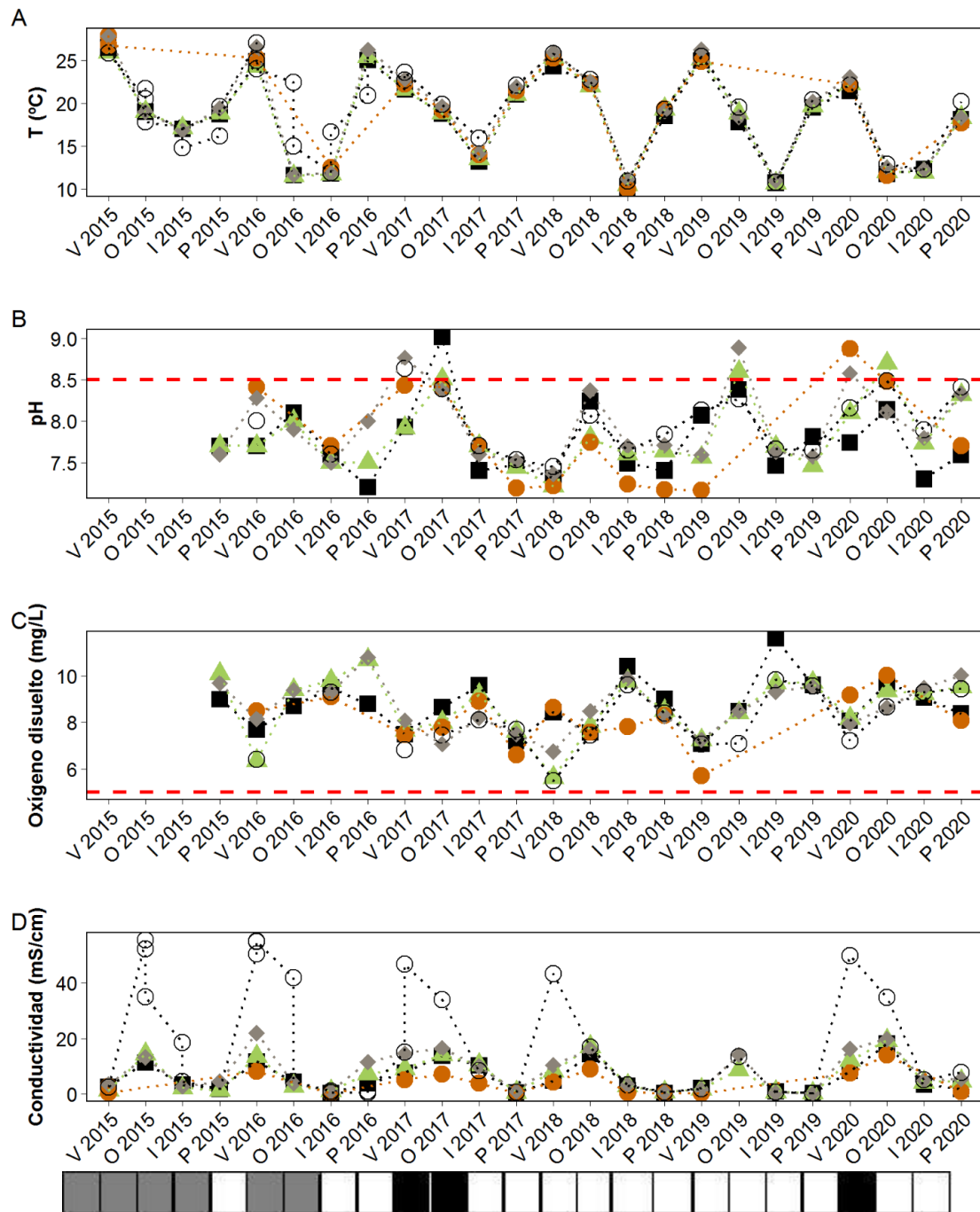


Figura 79. Variación espacial y estacional de temperatura (A), pH (B), oxígeno disuelto (C) y conductividad (D) de la Laguna de Castillos: norte (cuadrado), centro (triángulo), sur (rombo), Bolsón del Chafalote (círculo naranja) y A° Valizas (círculo vacío). En la parte inferior del gráfico de conductividad se presenta el estado de la barra arenosa el día del muestreo: abierta (blanco) y posiblemente abierta (gris). La línea roja entrecortada indica los valores del estándar de pH (superior: 8.5, se omite el límite inferior: 6.5) según el Decreto 253/79.

La variación interanual de la conductividad mostró que en 2015 y 2019 se registraron los valores más bajos (Figura 80). La conductividad en la laguna fue sustancialmente menor a la del A° Valizas, con un rango de valores entre 0.2 y 21.9 mS/cm y un valor promedio de 6.7 ± 6.1 mS/cm, mostrando un claro gradiente norte sur, donde el sitio sur alcanzó los mayores valores de conductividad y el norte los menores. Por otra parte, el Bolsón del Chafalote siempre presentó los menores valores de

conductividad, con un promedio de 3.8 ± 4.1 mS/cm y un valor máximo de 14 mS/cm. Si bien este sitio siempre presentó conductividades bajas, también es influenciado por las intrusiones marinas que se dan en verano y otoño, alcanzando los máximos valores en dichas estaciones.

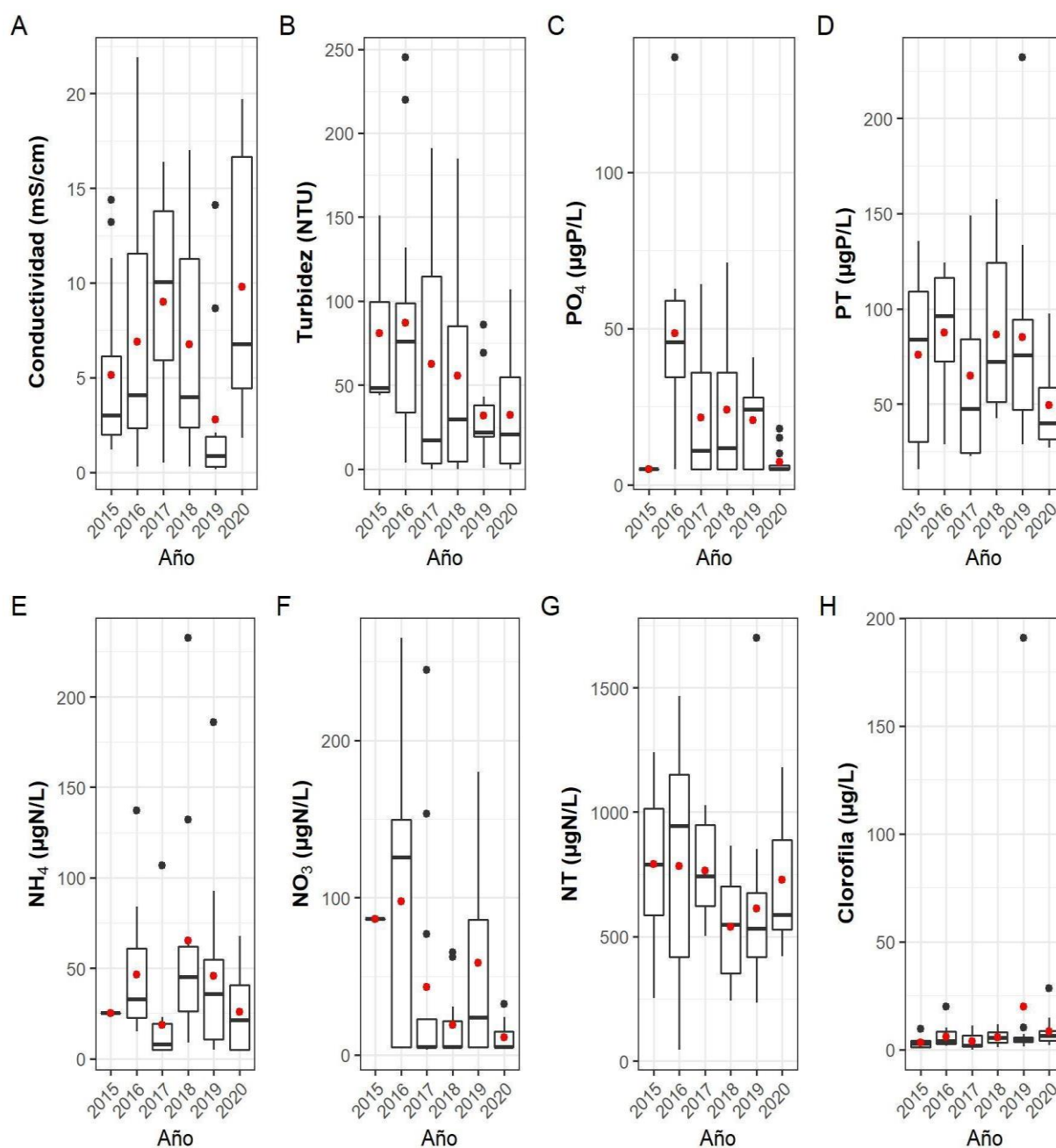


Figura 80. Variación interanual de la conductividad y principales indicadores de calidad del agua de la Laguna de Castillos. Línea horizontal: mediana; caja: primer y cuarto cuartil, líneas verticales: rango intercuartílico; puntos negros: valores extremos; puntos rojos: valor medio.

Como se mencionó anteriormente, la profundidad del agua también siguió un patrón estacional (Figura 81), siendo máxima en invierno en el sitio central de la laguna. El rango de variación de la profundidad de la laguna fue de 0.4 a 2.7 m, con un valor promedio de 1.4 ± 0.4 m. El Bolsón del Chafalote presentó una profundidad similar a la de la laguna, mientras que el A° Valizas alcanzó profundidades de hasta 4.1 m, pero el registro de profundidad en este sistema no ha sido continuo.

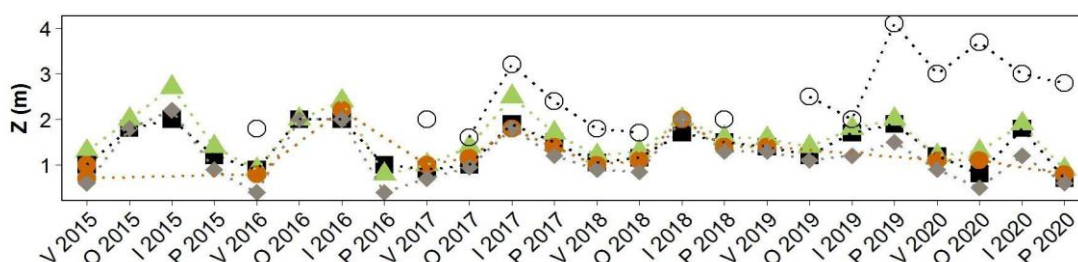


Figura 81. Variación espacial y estacional de la profundidad de la Laguna de Castillos: norte (cuadrado), centro (triángulo), sur (rombo), Bolsón del Chafalote (círculo naranja) y A° Valizas (círculo vacío).

Los valores de turbidez en la laguna variaron entre 0 y 245 UNT, superando en la mitad de los muestreos el límite establecido por el Decreto 253/79 (máx 50 UNT), y el valor promedio (considerando norte, centro y sur) fue de 54.9 ± 60.2 UNT (Figura 82A). En general no se observó estacionalidad en los valores de turbidez, sino que seguramente esta variable está más relacionada a la resuspensión causada por vientos durante o previo al muestreo. Se observó sí, una clara diferencia entre sitios de muestreo, donde los valores máximos se registraron en el centro de la laguna, aunque también en el sur y norte, y los menores valores de turbidez siempre se registraron en el Bolsón del Chafalote, en el que apenas se superó el valor límite de la normativa en una única oportunidad.

Los sólidos suspendidos totales (Figura 82B) promediaron 39.6 ± 37.2 mg/L en la laguna, y la materia orgánica de los sólidos en suspensión 7.5 ± 6.8 mg/L (Figura 82C), siguiendo un patrón temporal muy similar a la turbidez, aunque en el caso de éste último acompañó a su vez a los valores más elevados de clorofila a del agua.

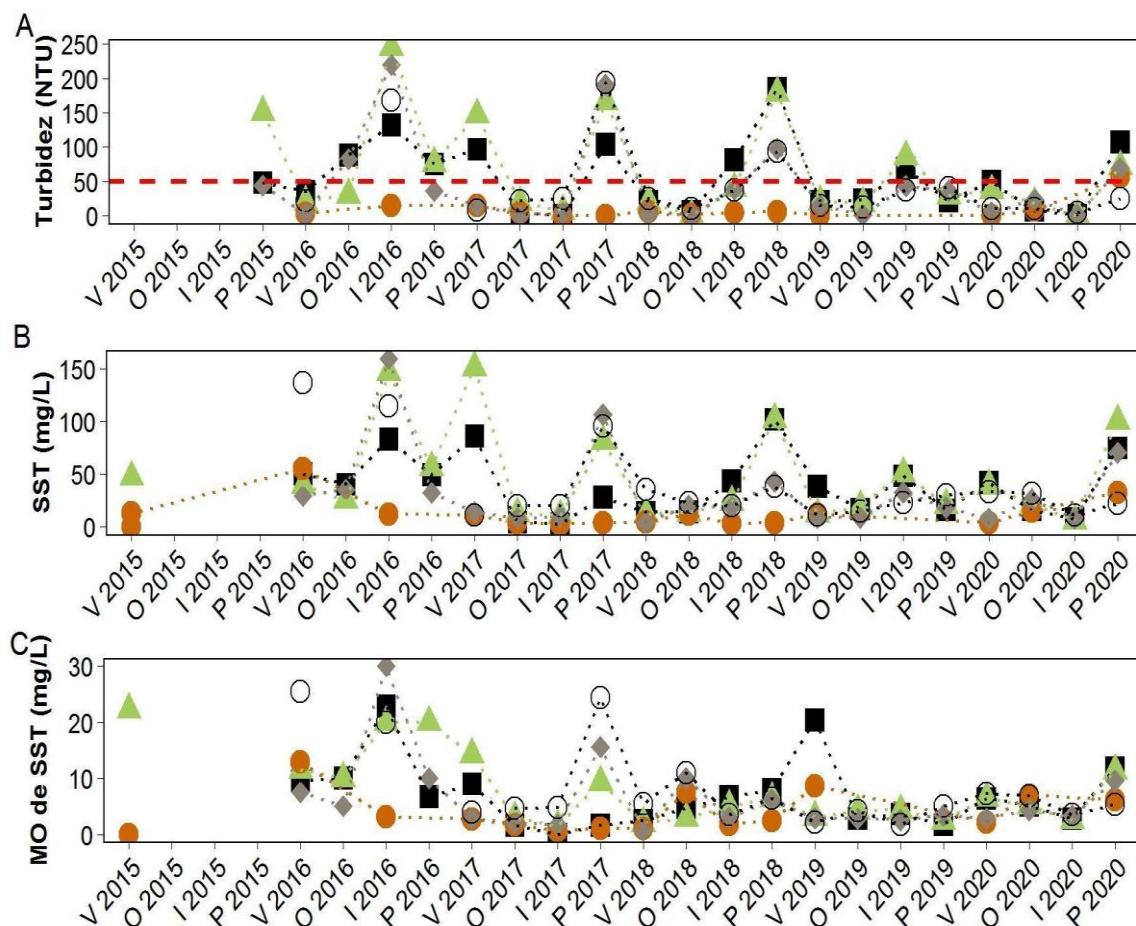


Figura 82. Variación espacial y estacional de turbidez (A), sólidos suspendidos totales (B) y materia orgánica de los sólidos en suspensión (C) de la Laguna de Castillos: norte (cuadrado), centro (triángulo), sur (rombo), Bolsón del Chafalote (círculo naranja) y A° Valizas (círculo vacío). La línea roja entrecortada indica el valor límite de turbidez (50 UNT) según el Decreto 253/79.

Se registraron altos valores de amonio (NH_4) en todos los sitios, excepto en el centro. Se destacaron el Bolsón del Chafalote y el norte, con valores frecuentemente elevados. El rango de concentración en la laguna estuvo entre valores menores al límite de detección ($<10 \mu\text{g N/L}$) y $6.1 \mu\text{g N/L}$, con un valor promedio de $38.3 \pm 43.6 \mu\text{g N/L}$. El rango de valores en el A° Valizas y el Bolsón del Chafalote fueron similares al de la laguna (Figura 83A). Se registró una alta variabilidad interanual (Figura 80), pero sin diferencias entre estaciones del año. Igualmente se observaron dos períodos de valores más elevados, uno entre verano de 2016 y verano de 2017, y otro entre otoño de 2018 y otoño de 2019, aunque en menor medida también se observó para las otras formas disueltas.

El nitrito (NO_2) varió su concentración entre valores menores al límite de detección ($<1 \mu\text{g N/L}$) y $7.5 \mu\text{g N/L}$, siendo el promedio de los sitios norte, centro y sur de $2.5 \pm 1.9 \mu\text{g N/L}$ (Figura 83B), presentado valores extremos en el A° Valizas en primavera de 2016. En general mostró una tendencia a aumentar levemente en invierno y primavera, sin diferencias marcadas entre sitios. La concentración de nitrato (NO_3) varió entre valores menores al límite de detección ($<10 \mu\text{g N/L}$) y $265.0 \mu\text{g N/L}$, con un promedio

para la laguna de $47.2 \pm 65.8 \mu\text{g N/L}$ (Figura 83C). El nitrato mostró una variabilidad interanual importante, pero con una tendencia a disminuir en el tiempo y la estación sur en general presentó menores valores de concentración.

La concentración de nitrógeno total (NT) varió entre 46.0 y 1699.0 $\mu\text{g N/L}$, sin diferencias marcadas entre sitios. No se observó una diferencia estacional marcada, pese a que la primavera tendió a presentar valores levemente más elevados. A nivel de variabilidad interanual, se observó que los últimos tres años de la serie de datos mostró menores valores de NT. El valor promedio para las zonas norte, centro y sur fue de $701.2 \pm 322.4 \mu\text{g N/L}$ (Figura 83D), superando en primavera y verano los valores guía establecidos por la Mesa Técnica del Agua (2017).

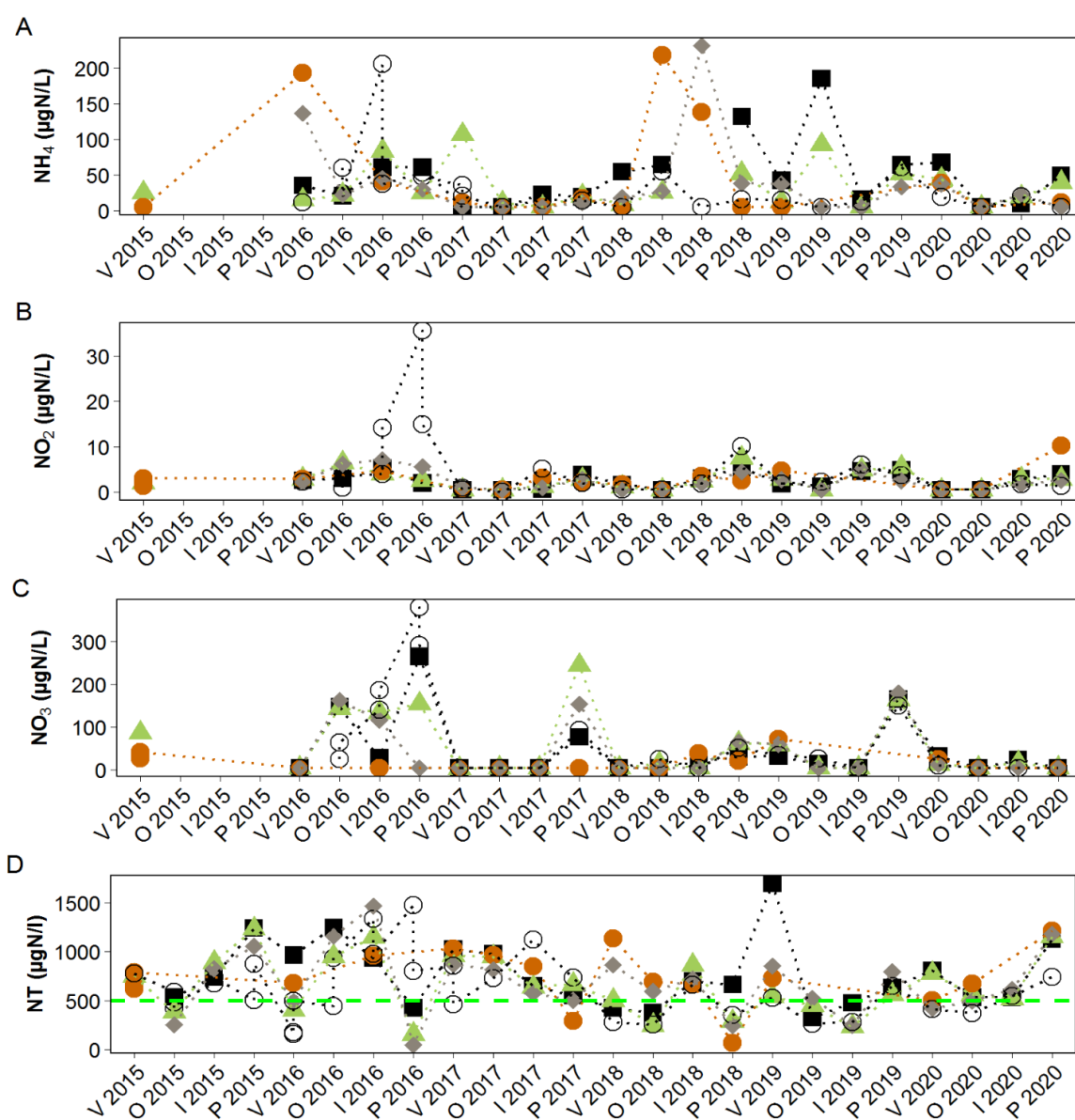


Figura 83. Variación espacial y estacional de amonio (A), nitrito (B), nitrato (C) y nitrógeno total (D) de la Laguna de Castillos: norte (cuadrado), centro (triángulo), sur (rombo), Bolsón del Chafalote (círculo naranja) y A* Valizas (círculo vacío). La línea verde entrecortada indica el valor guía de NT ($500 \mu\text{g N/L}$) propuesto por la Mesa Técnica del agua (2017).

La concentración de ortofosfato (PO_4) en la laguna varió entre valores menores al límite de detección ($<10 \mu\text{g P/L}$) y $136.7 \mu\text{g P/L}$, con un promedio para los tres sitios de $23.2 \pm 24.4 \mu\text{g P/L}$. En general el Bolsón del Chafalote mostró valores menores que el resto de los sitios (Figura 84A). Se observó un patrón estacional claro, donde la primavera alcanzó los mayores valores, seguido del invierno. La variabilidad interanual fue elevada (Figura 80), donde 2017 mostró los valores más elevados y 2020 los más bajos del registro.

El fósforo total (PT) en los tres sitios de la laguna varió entre 15.8 y $231.9 \mu\text{g P/L}$, con un promedio de $75.2 \pm 42.3 \mu\text{g P/L}$. (Figura 84B). Los valores más elevados se registraron en el A° Valizas, centro y norte, siendo en general menores en el Bolsón del Chafalote. A los efectos de la presentación gráfica se removió el valor más extremo del A° Valizas (primavera de 2016: $425.0 \mu\text{g P/L}$). Se observó una tendencia clara a que los valores de PT fueran más elevados en primavera, seguidos del invierno. Si bien a nivel interanual no se observaron tendencias temporales, si se observó un período con valores más homogéneos dentro de la laguna entre invierno de 2015 y verano de 2017, luego del cual aumentó la variabilidad entre muestreos, destacándose un período con valores elevados entre invierno de 2018 y verano de 2019, y los valores más bajos de la serie de tiempo en el período posterior.

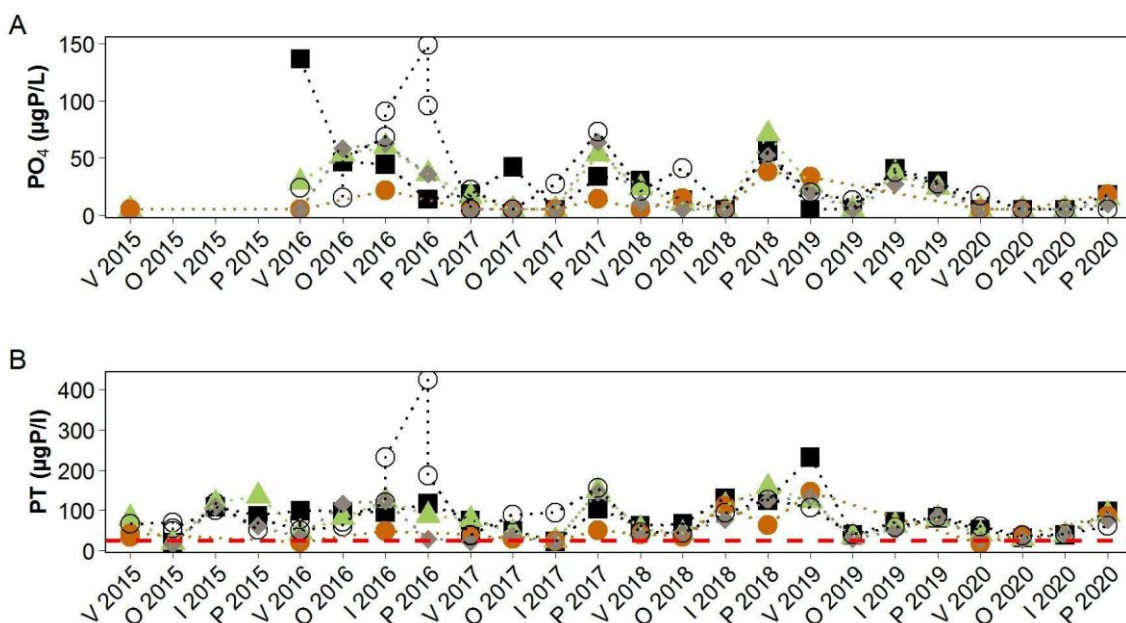


Figura 84. Variación espacial y estacional de la concentración de ortofosfato (A) y fósforo total (PT) (B) de la Laguna de Castillos: norte (cuadrado), centro (triángulo), sur (rombo), Bolsón del Chafalote (círculo naranja) y A° Valizas (círculo vacío). La línea roja entrecortada indica el estándar de fósforo total ($25 \mu\text{g P/L}$) según el Decreto 253/79.

La clorofila *a* en la Laguna de Castillos varió entre 0 y 190.7 µg/L, con un valor promedio de 7.8 ± 22.0 µg/L. Esta elevada variabilidad se debió a la ocurrencia de floraciones (Figura 85). La floración más severa del período se registró en verano de 2019 en el sitio norte, no observándose valores tan elevados en el resto de los sitios, indicando que las floraciones pueden circunscribirse a ciertas zonas de la laguna, en función de la circulación del agua causada por viento o descargas de agua por lluvia (Martínez 2021). Si bien en el período de muestreo ocurrieron otras floraciones, estas no fueron registradas en los monitoreos como por ejemplo en la primavera de 2019 floración, la cual salió en la prensa (Martínez 2021).

En períodos sin floraciones, los valores más elevados de Cloa se registraron en el sitio centro, en la primavera de 2016 y 2020. Exceptuando las floraciones, los valores de Cloa fueron inferiores o apenas superiores al valor guía de 10 µg/L establecido por la Mesa Técnica del Agua (2017). Los sitios con valores mayores de Cloa fueron en general el A° Valizas y el sitio norte y centro, mientras que el Bolsón del Chafalote en general mostró los menores valores. La Cloa tuvo un comportamiento estacional claro, alcanzando los valores más elevados en primavera. La excepción fue la primavera de 2019 que fue muy lluviosa, y el muestreo se realizó previo a que se desarrollara la floración, donde los valores más elevados se registraron en el verano posterior. No se observó tendencia interanual (Figura 80).

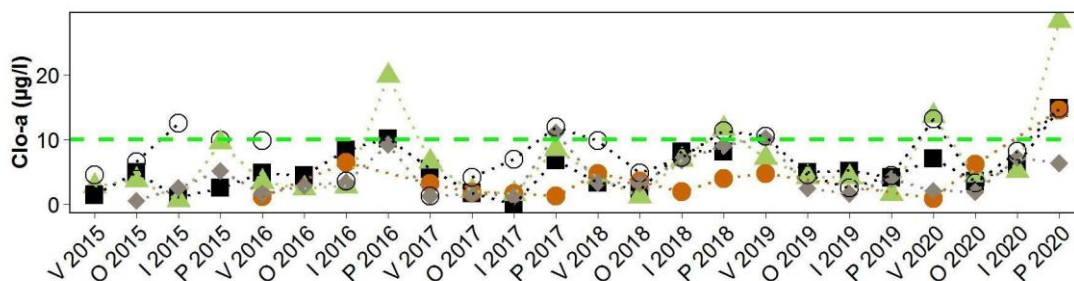


Figura 85. Variación espacial y estacional de clorofila-a de la Laguna de Castillos: norte (cuadrado), centro (triángulo), sur (rombo), Bolsón del Chafalote (círculo naranja) y A° Valizas (círculo vacío). La línea verde entrecortada indica el valor guía propuesto de Clorofila a (10 µg/L) según la Mesa técnica del agua (2017).

Los coliformes termotolerantes presentaron valores de concentración de entre <4.0 y 300 UFC/100 ml, con un promedio de 26.7 ± 49.2 UFC/100 ml. Los valores máximos de todo el período y de todos los sitios de muestreo se registraron en el A° Valizas, seguido del sitio norte. En general, los valores más elevados de coliformes ocurrieron en invierno y otoño (Figura 86). Durante el período estudiado ningún valor superó el límite establecido por el Decreto 253/79 (2000 ufc/100 ml para muestras puntuales). Llama la atención que el Bolsón del Chafalote presentó valores levemente superiores al de otros sitios de la laguna en varios momentos, esto no era esperable dado su lejanía a las márgenes con acceso del

ganado y por recibir el aporte de una extensa zona de humedales. Posiblemente las importantes poblaciones de aves que descansan en un bolsón con menor circulación de agua sean la fuente principal.

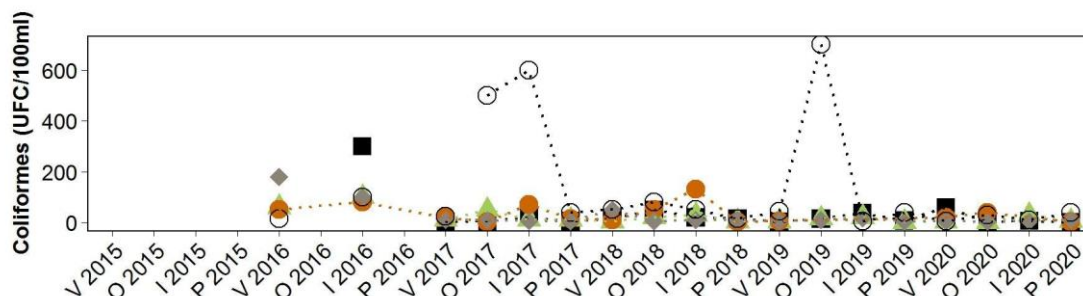


Figura 86. Variación espacial y estacional de coliformes termotolerantes (UFC/100 ml) de la Laguna de Castillos: norte (cuadrado), centro (triángulo), sur (rombo), Bolsón del Chafalote (círculo naranja) y A° Valizas (círculo vacío).

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) en la laguna presentó valores entre <2 y $10 \text{ mg O}_2/\text{L}$, con un promedio para los sitios norte, centro y sur de $2.3 \pm 2.4 \text{ mg O}_2/\text{L}$ (Figura 87). Los valores máximos se registraron en la zona norte y sur, en primavera y verano, seguidos del A° Valizas y el Bolsón del Chafalote. Los valores elevados registrados en el Bolsón del Chafalote podrían deberse al aporte de materia orgánica del extenso sistema de humedales que drenan hacia dicho sitio, lo que también explicaría los valores relativamente elevados de amonio. Únicamente el valor máximo en el norte en verano 2019, superó marginalmente el límite establecido por el Decreto 253/79 ($10 \text{ mg O}_2/\text{L}$) (Figura 87).

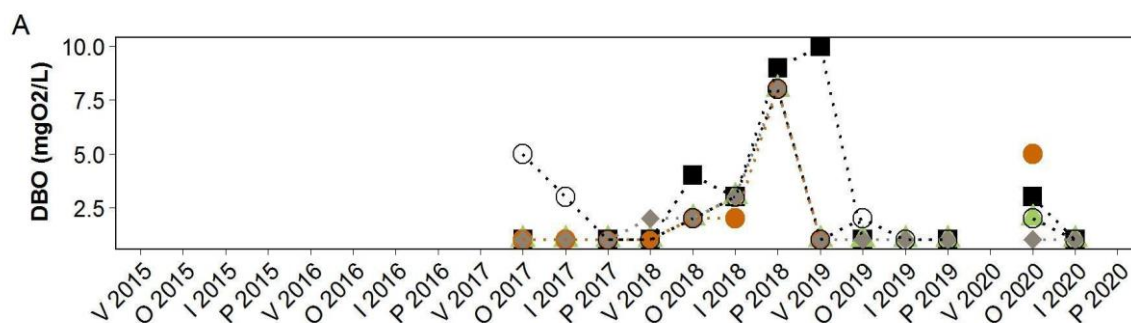


Figura 87. Variación espacial y estacional de demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) de la Laguna de Castillos: norte (cuadrado), centro (triángulo), sur (rombo), Bolsón del Chafalote (círculo naranja) y A° Valizas (círculo vacío).

3.4.2 Laguna: calidad de los sedimentos

La materia orgánica del sedimento (MO sed) osciló entre 8.2 y 66.7 mg/gPS, aunque se registró un valor extremo en el sitio sur en verano de 2020 de 872.8 mg/gPS, posiblemente debido al depósito de detritos de fitobentos sobre el sedimento, que se ha observado puede acumularse en algunos momentos en este sitio. En ese mismo muestreo se registró también un valor igualmente extremo en el Bolsón del Chafalote de 993.8 mg/gPS. El valor promedio fue de 24.7 ± 10.1 mg/gPS (removiendo el valor extremo antes mencionado). En general, dentro de la laguna el centro fue el sitio que presentó los mayores valores de MOsed y el sur los menores valores, los que presentaron un comportamiento relativamente estable a lo largo del período de estudio. Por el contrario, el Bolsón del Chafalote y el Aº Valizas fueron los que alcanzaron los mayores valores de todo el sistema y la mayor variabilidad temporal, la que disminuyó a partir de primavera de 2018 (Figura 88A).

El contenido de NTsed no presentó diferencias tan marcadas entre sitios de muestreo, aunque se destacan los valores elevados en el Bolsón del Chafalote, al menos hasta verano de 2017. El contenido de NTsed en los tres sitios de la laguna varió entre 25.0 y 767.6 $\mu\text{g N/gPS}$, con un promedio de 214.5 ± 152.5 $\mu\text{g N/gPS}$. Se observó una elevada variabilidad de este nutriente a lo largo del tiempo, con una tendencia a aumentar en los meses cálidos, en particular la primavera (Figura 88B). El contenido de fósforo total del sedimento varió entre 33.3 y 336.7 $\mu\text{g P/gPS}$, con un promedio de 128.6 ± 57.6 $\mu\text{g P/gPS}$. En general, los sitios presentaron valores similares entre sí, exceptuando tres valores más elevados que se registraron en el Aº Valizas, seguidos del centro y norte de la laguna. La variabilidad temporal fue relativamente baja, sin cambios estacionales marcados (Figura 88C).

La concentración de clorofila *a* del sedimento en los sitios de la laguna (Cloa sed) varió entre 1.8 y 70.4 $\mu\text{g/gPS}$, con un promedio de 11.0 ± 13.8 $\mu\text{g/gPS}$. Pese a que los valores máximos se observaron en el norte y centro de la laguna en momentos puntuales, el Aº Valizas y el Bolsón del Chafalote presentaron los valores generalmente más elevados y uniformes a lo largo del período de estudio (Figura 88D). Esto puede deberse a que el sitio del Aº Valizas es el más somero, mientras que el Bolsón del Chafalote es el menos turbio y por tanto es posible que la luz alcance el fondo la mayor parte del año. No se observó una tendencia estacional clara.

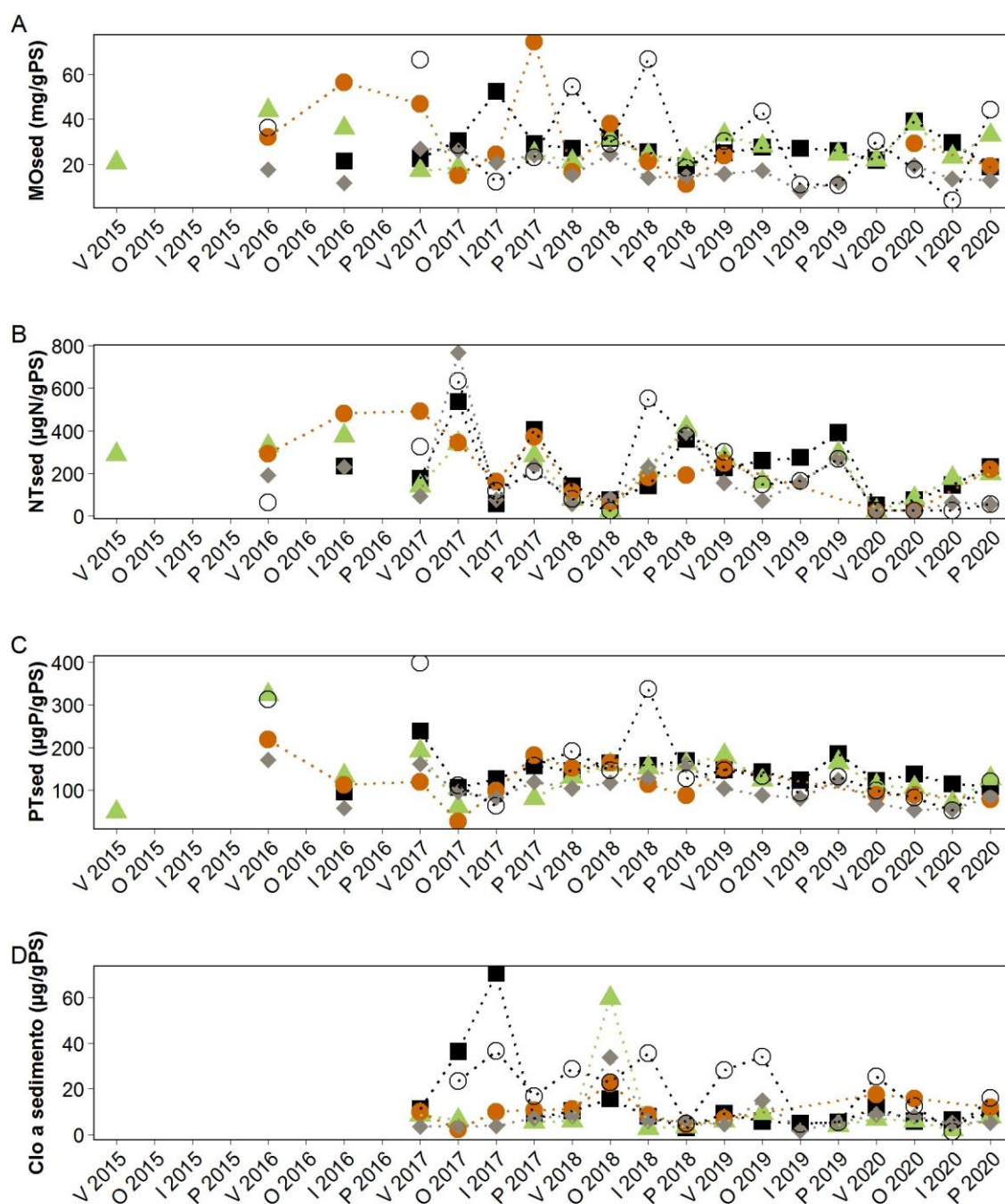


Figura 88. Variación espacial y estacional de materia orgánica (A), nitrógeno total (B), fósforo total (C) y clorofila-a (D) del sedimento de la Laguna de Castillos: norte (cuadrado), centro (triángulo), sur (rombo), Bolsón del Chafalote (círculo rufo) y A° Valizas (círculo vacío).

Se destacaron los valores relativamente elevados de estos indicadores en el Bolsón del Chafalote, al menos mayores o similares al sitio norte de la laguna. Dicho bolsón recibe el aporte de una extensa red de humedales, por lo que es esperable que la materia orgánica y nutrientes del sedimento sean relativamente elevados. Además, en los meses cálidos, en especial en verano se suelen desarrollar comunidades de macrófitas sumergidas, de angiospermas y carofitas, sobre las que se desarrolla

abundante fitobentos, lo que al descomponerse pueden aumentar el tenor de materia orgánica. En el caso del Aº Valizas cabe destacar que el sitio de muestreo se ubica cercano al margen del cauce, en una playa o sitio de sedimentación, debido a que por la profundidad del sistema la muestra no se puede tomar en el canal principal. Además, dicho sitio se ubica aguas abajo del pueblo del Puente del Aº Valizas, el que no tiene ningún tipo de saneamiento y en muchos casos las viviendas vierten directo a cañadas y depresiones que drenan directamente al arroyo, y recibe el descarte de los residuos de la pesca.

3.4.2.1 Metales y Agroquímicos

El Cu registró el 82% de sus valores cuantificables en relación al total de muestras analizadas, observándose el máximo de concentración (18 mg/kg) en verano 2019 en el sitio centro (Tabla 32). El Cr presentó un rango de valores de entre 2.7 mg/kg - 22 mg/kg, siendo el 75% de los valores cuantificables (Tabla 32). En el caso del Hg (46% de datos cuantificables), el rango de valores fue de 0.0041 mg/kg – 0.035 mg/kg, el máximo se observó en primavera 2019, también en el sitio de monitoreo del centro. Por último, el Pb registró el 36% de datos cuantificables, con un máximo de concentración (18 mg/kg) en verano 2020 en el centro, y un rango de valores entre 7.3 mg/kg – 18. Ninguna de las concentraciones de los metales observadas superó los valores de los estándares ambientales internacionales indicados en las guías canadienses (Tabla 31).

Se observaron valores cuantificables de: glifosato, cipermetrina, clorpirifos, y PCB 028 indicador (Tabla 32). El glifosato presentó valores cuantificables en un 21% del total de muestras analizadas con un rango de entre 0.19 mg/kg. – 3.98 mg/kg, registrándose el máximo en el Bolsón del Chafalote en el verano de 2018. La cipermetrina se cuantificó en un solo caso (verano de 2018; 7.33 µg/kg) de un total de 28 muestras. El PCB028 fue cuantificado en los cuatro sitios de monitoreo en la campaña de verano de 2018. Por último, se registró clorpirifos en los sitios o norte, centro y sur en la campaña de verano de 2018 (Tabla 32) con un rango de concentración entre 0.11 µg/kg. – 0.16 µg/kg.

Tabla 31. Agroquímicos y metales determinados en el sedimento de la Laguna de Castillos en el período 2017 – 2020. Se muestran únicamente los parámetros que presentaron al menos un valor cuantificable en el período de estudio. (CCME*) estándares ambientales internacionales indicados en las guías canadienses.

| Monitoreo | Estación | Cu (mg/Kg) | Cr (mg/Kg) | Hg (mg/Kg) | Pb (mg/Kg) | Glifosato (mg/Kg) | Cipermetrina (µg/Kg) | Clorpirifos (µg/Kg) | PCB 028 (µg/kg) |
|--------------------------|-----------|---------------|---------------|----------------|---------------|----------------------|-------------------------|------------------------|--------------------|
| Primavera 2017 | Sur | 5.4 | | | | | | | |
| | Norte | 6.1 | | | | | | | |
| Verano 2018 | Sur | 3.1 | 8.4 | | | | | 0.15 | 0.2 |
| | Centro | 13 | 22 | | 9.1 | | | 0.16 | 0.2 |
| | Norte | 7.5 | 15 | 0.011 | | | | 0.11 | 0.2 |
| | Chafalote | 11 | 16 | | 8.7 | 3.98 | 7.33 | | 0.2 |
| Primavera 2018 | Sur | 2.1 | | | | | | | |
| | Centro | 13 | 16 | | 8.4 | 3.64 | | | |
| | Norte | 9.2 | 13 | 0.021 | | 1.49 | | | |
| | Chafalote | | | 0.019 | | | | | |
| Verano 2019 | Sur | 5.6 | 2.7 | | | | | | |
| | Centro | 18 | 12 | | <10 | | | | |
| | Norte | 13 | 8.1 | | | | | | |
| | Chafalote | 17 | 12 | | | | | | |
| Primavera 2019 | Sur | 2 | 3 | | | | | | |
| | Centro | 10 | 8.8 | 0.035 | | 0.38 | | | |
| | Norte | 6.3 | 7.6 | 0.026 | 10 | | | | |
| Verano 2020 | Sur | | 3.1 | 0.0059 | | | | | |
| | Centro | 10 | 12 | 0.006 | 7.3 | | | | |
| | Norte | 5.9 | 9.9 | 0.013 | | | | | |
| | Chafalote | 3.7 | 4.3 | 0.0091 | | | | | |
| Primavera 2020 | Sur | 2.6 | 5.3 | 0.0041 | 9 | 0.19 | | | |
| | Centro | 8.1 | 14 | 0.0076 | 18 | 0.33 | | | |
| | Norte | 5.4 | 8.4 | 0.0081 | 13 | | | | |
| | Chafalote | 7.3 | 12 | 0.0058 | 14 | | | | |
| Límite de detección | | 0,4 - 2 | 1 | 0.0003 - 0.004 | 2 | 0.05 - 0.14 | NA | 0.09 | |
| Límite de cuantificación | | 2 - 7 | 3 | 0.0009 - 0.005 | 7 | 0.14 - 0.34 | NA | | |
| Normativa CCME | | 18.7* | 52.3* | 0.13* | 30.2* | | | | |

Al igual que en las lagunas de José Ignacio, Garzón y de Rocha los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH's) presentaron valores cuantificables para todo el período analizado, (Tabla 32), pero ninguno superó los estándares establecidos en el GESTA-AGUA, ni el estándar de la EPA para PAH's totales.

Tabla 32. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) determinados en el sedimento de la Laguna de Castillos en el período 2017 - 2020. Límite de detección analítico (LD) de PAHs: 1 µg/kg. *En el caso de los PAHs totales, no existe normativa nacional por lo cual se utilizó el estándar de la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos. El (NA) indica que no aplica el límite cuantificación. Los parámetros sin valor de cumplimiento establecido se indican con “-”.

| Parámetro | Verano 2018 | | | | Verano 2019 | | | | Verano 2020 | | | | Límite de detección | Valores Objetivos de calidad GESTA - AGUA |
|--------------------------------|-------------|-----|-----|-----|-------------|----|----|----|-------------|-----|-----|-----|---------------------|---|
| | C1 | C2 | C3 | C4 | C1 | C2 | C3 | C4 | C1 | C2 | C3 | C4 | | |
| Naftaleno (µg/kg) | 7 | 10 | 7 | 3 | 2 | 7 | 7 | 7 | 2 | 5 | 4 | 3 | 1 | 34.6 |
| Acenaphileno (µg/kg) | <LD | <LD | <LD | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | <LD | <LD | <LD | <LD | 1 | 5.81 |
| Acenaftaleno (µg/kg) | <LD | <LD | <LD | <LD | 1 | 1 | 1 | 1 | <LD | <LD | <LD | <LD | 1 | - |
| Fluoreno (µg/kg) | 2 | 3 | 4 | 2 | 1 | 4 | 2 | 3 | <LD | 3 | 2 | <LD | 1 | 21.1 |
| Fenantreno (µg/kg) | 9 | 15 | 14 | 6 | 2 | 12 | 7 | 9 | 1 | 21 | 7 | 7 | 1 | 41.9 |
| Antraceno (µg/kg) | <LD | 4 | 3 | <LD | 1 | 4 | 2 | 3 | <LD | 5 | 2 | 2 | 1 | 46.9 |
| Fluorantreno (µg/kg) | 4 | 16 | 13 | 1 | 3 | 18 | 12 | 16 | 2 | 17 | 13 | 15 | 1 | 111 |
| Pireno (µg/kg) | 2 | 9 | 7 | 1 | 2 | 9 | 6 | 8 | <LD | 9 | 6 | 8 | 1 | - |
| Benzo(a)antraceno (µg/kg) | <LD | 3 | 2 | <LD | 1 | 4 | 2 | 3 | <LD | 2 | 2 | 2 | 1 | 31.7 |
| Criseno (µg/kg) | <LD | 4 | 3 | <LD | 1 | 5 | 3 | 3 | <LD | 3 | 2 | 3 | 1 | 57.1 |
| Benzo(b)fluoranteno (µg/kg) | 1 | 7 | 6 | <LD | 2 | 8 | 6 | 7 | <LD | 7 | 6 | 5 | 1 | - |
| Benzo(k)fluoranteno (µg/kg) | <LD | 2 | 2 | <LD | 1 | 3 | 2 | 2 | <LD | 2 | 1 | 1 | 1 | - |
| Benzo(a)pireno (µg/kg) | <LD | 1 | 1 | <LD | 1 | 1 | 1 | 1 | <LD | 1 | 1 | <LD | 1 | 31.9 |
| Indeno(1,2,3-cd)pireno (µg/kg) | <LD | 5 | 4 | <LD | 1 | 6 | 4 | 5 | <LD | 3 | 3 | 2 | 1 | - |
| Dibenz(a,h)antraceno (µg/kg) | <LD | <LD | <LD | <LD | 1 | 1 | 1 | 1 | <LD | <LD | <LD | <LD | 1 | 6.22 |
| Benzo(ghi)pireleno (µg/kg) | <LD | 4 | 4 | <LD | 1 | 8 | 4 | 5 | <LD | 3 | 2 | 1 | 1 | - |
| PAHS Totales (µg/kg) | 35 | 86 | 73 | 24 | 22 | 92 | 61 | 75 | 5 | 81 | 51 | 49 | 1 | 22800* |

3.4.3 Parámetros biológicos

Se registraron 64 taxa de fitoplancton pertenecientes a 7 clases; BACILLARIOPHYCEAE (45), CYANOPHYCEAE (7), ZYGNETOPHYCEAE (2), DINOPHYCEAE (4), CHLOROPHYCEAE (4), CHRYSOPHYCEAE (1) y EUGLENOPHYCEAE (1). La abundancia total máxima se registró en los veranos de 2019 y 2020 en la zona norte y centro respectivamente (Figura 90A). La abundancia máxima de verano de 2019 fue debida a una floración de cianobacterias del género *Dolichospermum*, principalmente *D.*

planctonicum, pero también *D. circinalis* y *D. spiroides* que alcanzaron abundancias de 1.3×10^5 org/L (Figura 90B). En conjunto con esta floración de cianobacterias también se registró una gran abundancia de la diatomea *Aulacoseira granulata* var *angustissima* en todos los puntos de muestreo, presentando su máxima abundancia en el Bolsón del Chafalote ($5,3 \times 10^4$ org/L) donde la abundancia de *Dolichospermum* spp. fue mucho menor (Figura 90C). En primavera volvió a registrarse una alta abundancia de *A. granulata*, en la zona sur de la laguna (3.6×10^4 org/L) y también se volvió a registrar *Dolichospermum* spp. en mucho menor densidad que en verano (1398 org/L). Cabe aclarar que también se registró una floración de *Dolichospermum* en verano de 2015, sin embargo se utilizó otra metodología de muestreo, por lo cual no se incluyeron los datos en el gráfico. Esta laguna presenta floraciones de *Dolichospermum* de manera recurrente desde hace una década (Martínez 2021). También en verano hubo un aumento de Chrysófitas en el Aº Valizas (7403 org/L) y las Zygnemataceas (Mougeotia y Spirogyra) presentaron un aumento en otoño (466 org/L) en el sitio norte.

En verano de 2020, el aumento de abundancia se debió a diatomeas, principalmente la diatomea marina *Cerataulina pelágica* acumulada en el sitio central de la laguna, registrando también una alta abundancia en el sitio sur, lo que muestra la entrada de agua marina en esta época.



Figura 89. Abundancia relativa de las clases taxonómicas de fitoplancton registradas en la Laguna de Castillos, considerando los cinco sitios en las cuatro estaciones del año.

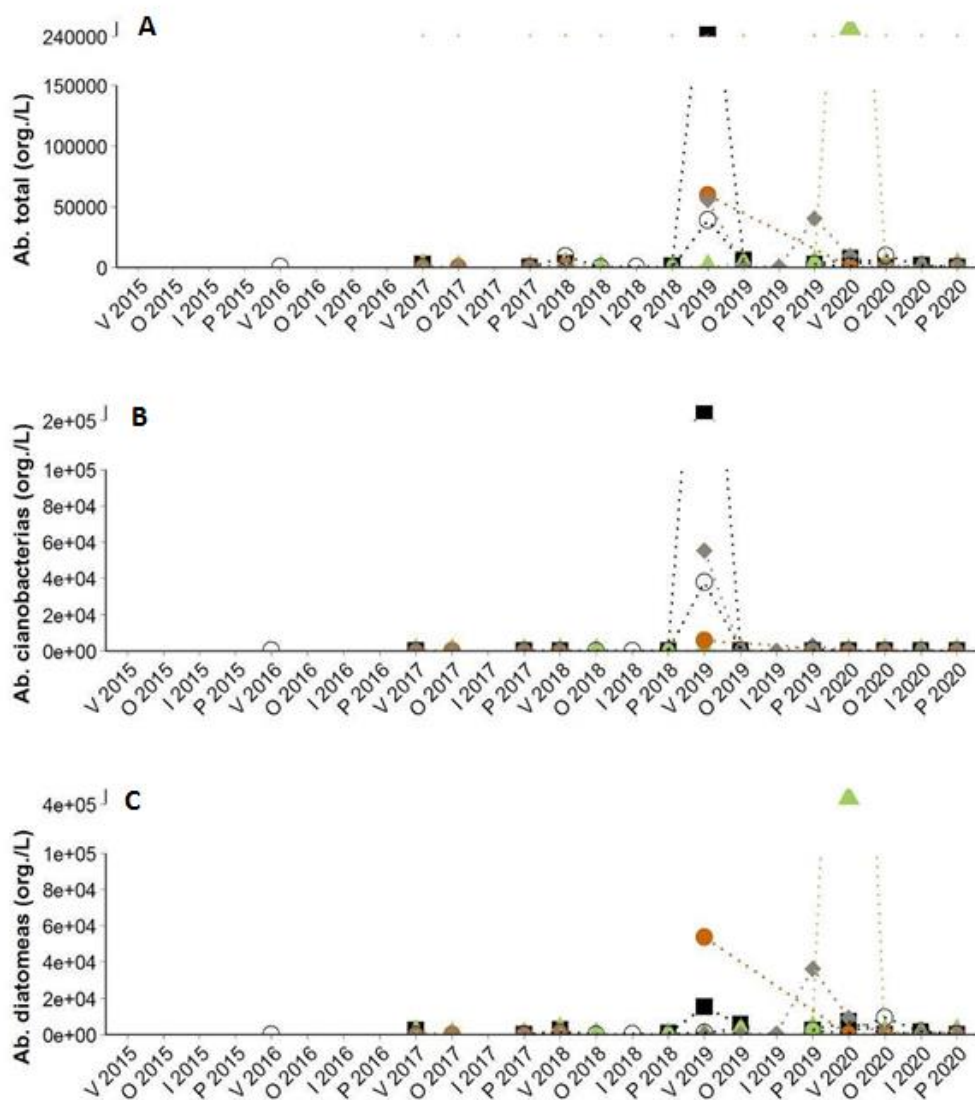


Figura 90. Variación espacial y estacional de abundancia total de fitoplancton (A), cianobacterias (B), diatomeas (C) diatomeas de la Laguna de Castillos: norte (cuadrado), centro (círculo), sur (triángulo), Bolsón del Chafalote (rombo claro) y A° Valizas (rombo oscuro).

3.4.3.1 Comunidad de plantas sumergidas

En la Laguna de Castillos existe una comunidad de plantas sumergidas de composición muy similar a la de Laguna de Rocha. Sin embargo, la principal diferencia es que en la Laguna de Castillos las plantas desaparecen en los meses de invierno, registrándose únicamente en los meses cálidos, principalmente en verano y otoño (Figura 91). En invierno se registraron plantas únicamente en 2017 en el norte de la laguna. La biomasa de estas plantas fue generalmente más elevada en el sitio sur, seguida del Bolsón del Chafalote, aunque excepcionalmente se registró el valor máximo en el sitio norte y en invierno de 2017,

posiblemente debido a condiciones particulares de dicho año. Las especies más frecuentes fueron *Z. palustris*, *R. marítima* y Charophytas que seguramente estén integradas por varias especies diferentes y podrían representar nuevas especies para el país. Desafortunadamente no hay listados de especies ni claves para este grupo a nivel nacional ni regional, siendo un grupo muy poco estudiado entre las plantas acuáticas de agua dulce.

En general las Charophytas alcanzan biomasa importantes en el Bolsón del Chafalote, mientras que *R. marítima* y *Z. palustris* se registran con mayor frecuencia en los sitios norte y sur. En el centro de la laguna raramente se registraron plantas. Estas plantas en general se encuentran con estructuras reproductivas, como frutos y flores, lo que no es tan frecuente en Laguna de Rocha. La biomasa promedio en este período de estudio fue de 3.1 ± 14.5 gPS/m², siendo muy similar al valor promedio de toda la laguna en 2005-2006 (2.4 ± 14.5 gPS/m² Rodríguez-Gallego 2010 sin publicar).

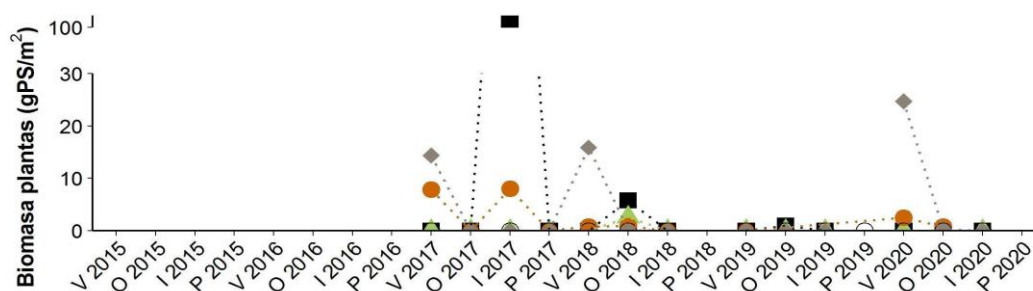


Figura 91. Variación espacial y estacional de la biomasa de plantas sumergida de la Laguna de Castillos: norte (cuadrado), centro (triángulo), sur (rombo), Bolsón del Chafalote (círculo rojo) y A° Valizas (círculo vacío).

3.4.3.2 Comunidad bentónica

En la Laguna de Castillos se identificaron un total de 25 taxa para el período 2017-2020, de los cuales 14 fueron clasificados a nivel de especies, tres a nivel de género, cinco a nivel de familia y los restantes tres a nivel de superfamilia y clase (Tabla 33). A lo largo del año la riqueza específica varió entre cuatro y 10 taxa en centro, sur y norte, siendo más elevada en el Bolsón del Chafalote en casi todos los muestreos y en algunos momentos en el A° Valizas, en donde se alcanzó a registrar entre 10 y 14 taxa, respectivamente. La riqueza promedio para todo el sistema fue de 11.5 ± 2.4 taxa (Figura 92A), y la riqueza total de la laguna tendió a presentar sus valores mayores durante las estaciones cálidas. La

abundancia total mostró un comportamiento sincronizado entre sitios de muestreo, donde en general disminuyeron los valores en invierno y aumentaron en verano u otoño. El sitio sur alcanzó los valores más altos de abundancia, mientras que el norte mantuvo valores más estables a lo largo del tiempo, con un promedio para el norte, centro y sur de 13341.5 ± 7568.0 ind./m². El Aº Valizas presentó los menores valores de abundancia (Figura 92B).

La comunidad bentónica de la Laguna de Castillos tuvo una distribución más equitativa entre taxa (Figura 93). Si bien el grupo dominante fueron los Gastropoda en casi todos los muestreos, los Bivalvia y los Polychaeta mostraron abundancias relativas importantes, llegando incluso a dominar los Polychaeta en dos momentos (otoño de 2017 y 2020) y *Erodona mactroides* en un muestreo (verano 2019). Resultados similares a este fueron reportados por Jorcín (1999) para la década del 90, indicando que la comunidad bentónica mantiene características similares, aunque con menor importancia relativa de *E. mactroides*.

La especie dominante de la comunidad bentónica fue *Heleobia aff. australis*, con abundancias relativas que variaron entre 29.2 a 71.5%, seguida del bivalvo *Erodona mactroides* con un rango de abundancias de 4.5 a 45.7%. *E. mactroides* presentó un patrón estacional más o menos claro con mayores abundancias en estaciones cálidas.

El Bolsón del Chafalote presentó items claramente asociados al agua dulce, como ser larvas de insectos y las mayores abundancias de los caracoles *Heleobia aff. robusta* y *Heleobia parchappii*. Por otra parte, el Aº Valizas estuvo claramente dominado por poliquetos (principalmente *Nephtys fluviatilis* y *Heteromastus cf. similis*), solo aumentando la presencia de otros taxa durante los muestreos de verano coincidiendo con los momentos de mayores temperaturas y salinidad. Es importante señalar que el sitio de muestreo de bentos en este arroyo es una playa litoral, en un sitio donde se acumulan sedimentos finos, por lo que es posible que se favorezcan los poliquetos.

Tabla 33. Composición taxonómica de la comunidad bentónica registrados en la Laguna de Castillos durante el período 2017-2020.

| Phylum | Clase | Superfamilia | Familia | Género | Especie |
|--------------|------------|--------------|------------------|-------------------------------|---|
| Mollusca | Gastropoda | | Cochliopidae | <i>Heleobia</i> | <i>Heleobia</i> aff. <i>australis</i> |
| | | | | | <i>Heleobia</i> aff. <i>robusta</i> |
| | | | | | <i>Heleobia</i> <i>parchappii</i> |
| | Bivalvia | | Pyramidellidae | Indeterminado | |
| | | | Corbulidae | <i>Erodona</i> | <i>Erodona mactroides</i> |
| | | | Pharidae | <i>Tagelus</i> | <i>Tagelus</i> aff. <i>plebeius</i> |
| Tellinidae | | | <i>Macoploma</i> | <i>Macoploma</i> <i>tenta</i> | |
| Annelida | Polychaeta | | Capitellidae | <i>Heteromastus</i> | <i>Heteromastus</i> cf. <i>similis</i> |
| | | | Nephtyidae | <i>Nephtyhs</i> | <i>Nephtys</i> <i>fluviatilis</i> |
| | | | Nereididae | <i>Laeonereis</i> | <i>Laeonereis</i> <i>pandoensis</i> |
| | Hirudinea | | Indeterminada | | |
| | Arthropoda | Ostracoda | | Cyprididae | <i>Cyprideis</i> |
| Hexanauplia | | | Balanidae | <i>Amphibalanus</i> | <i>Amphibalanus</i> <i>improvisus</i> |
| Malacostraca | | | Munnidae | <i>Uromunna</i> | <i>Uromunna</i> cf. <i>peterseni</i> |
| | | | Panopeidae | Indeterminado | |
| | | | Portunidae | <i>Callinectes</i> | Indeterminado |
| | | | Sphaeromatidae | <i>Cassidinidea</i> | <i>Cassidinidea</i> |
| | | | | | <i>fluminensis</i> |
| | | | Tanaididae | <i>Sinelobus</i> | <i>Sinelobus</i> <i>stanfordi</i> |
| | | | Varunidae | <i>Cyrtograpsus</i> | <i>Cyrtograpsus</i> <i>angulatus</i> |
| Insecta | | Gammaridea | Indeterminada | | sp.1 |
| | | | Chironomidae | Indeterminado | |
| | | | Hydrophilidae | <i>Berosus</i> | Indeterminado |
| | | | Leptoceridae | Indeterminado | |
| | Cnidaria | | Hydrozoa | Indeterminado | Bougainvillidae |

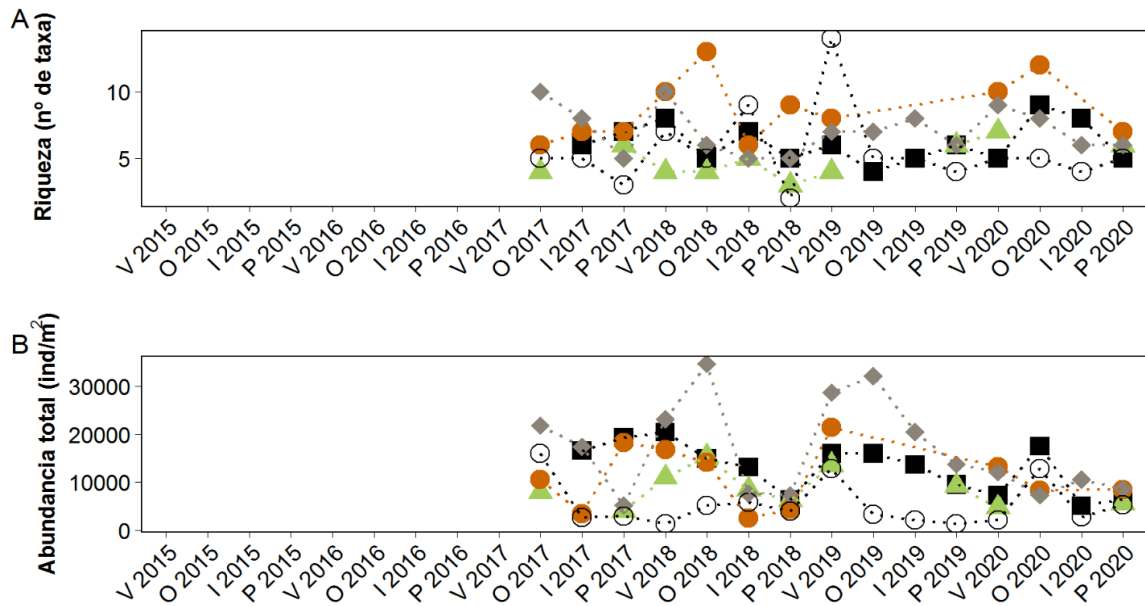


Figura 92. Riqueza específica (A) y Abundancia total del bentos en ind./m² (B) a lo largo del año en Laguna de Castillos: norte (cuadrado), centro (triángulo), sur (rombo), Bolsón del Chafalote (círculo rufo) y A° Valizas (círculo vacío).

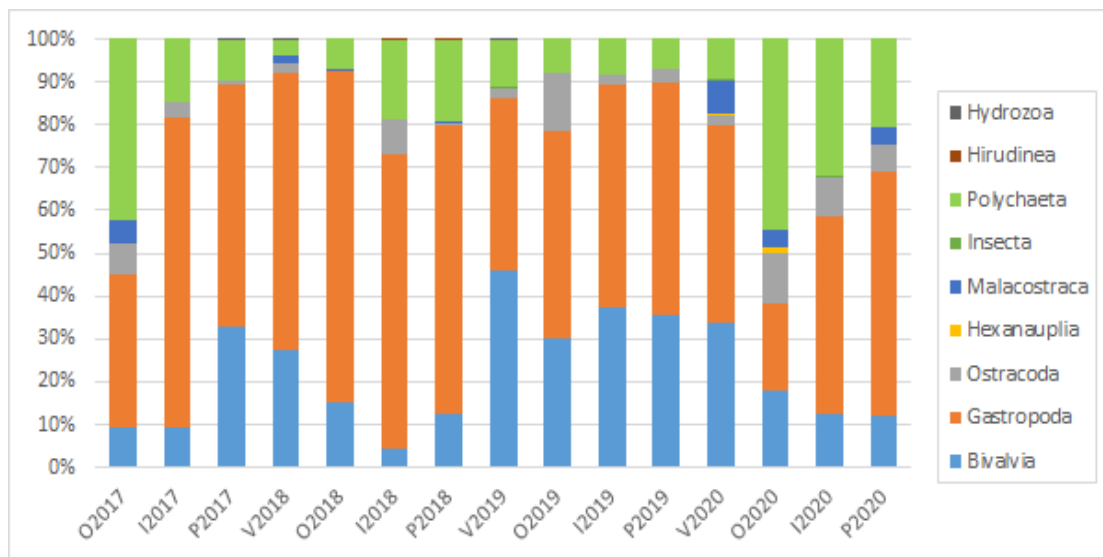


Figura 93. Abundancia relativa de las clases taxonómicas del bentos identificadas en la Laguna de Castillos, considerando las cuatro estaciones del año durante el período 2017-2020.

3.4.3.3 Misidáceos e ictioplancton

Fueron registrados misidáceos en todos los muestreos, alcanzando una abundancia promedio para toda la laguna de 168 ± 432 ind./100m³ con un rango de 0 - 2063 ind./100m³ (Figura 94A). En general la mayor abundancia registrada ocurrió en el centro (2063 ind./100m³), seguido del sur (1802 ind./100m³), no se destaca un patrón estacional claro. En el 2017 tuvieron lugar las abundancias más elevadas, las cuales no se volvieron a repetir en los años posteriores. Esto puede estar relacionado con el cambio de rastra, dado que la utilizada en el 2017 era bastante más grande y daba paso a un mayor volumen de agua.

El ictioplancton fue registrado en todas las estaciones del año, con excepción del invierno, siendo considerablemente mayor en verano y primavera. La abundancia promedio de huevos en este período de estudio fue de 2 ± 6 ind./100m³ con un valor máximo de 30 ind./100m³, mientras que la abundancia promedio de larvas fue de 54 ± 131 con un valor máximo de 702 ind./100m³. El sitio que registró mayores valores de abundancia de huevos fue el centro (Figura 94B), seguido del bolsón del chafalote (verano 2018). En el sitio norte no se registraron huevos. En relación a las larvas, el sitio norte presentó los mayores valores de abundancia en primavera de 2018, seguido del sur y centro. En esta laguna predominaron ampliamente las larvas (Figura 94C). Machado *et al.* (2011) registraron abundancias importantes en el norte de la laguna en muestreos realizados en verano de 2004, con predominio de larvas en comparación con huevos.

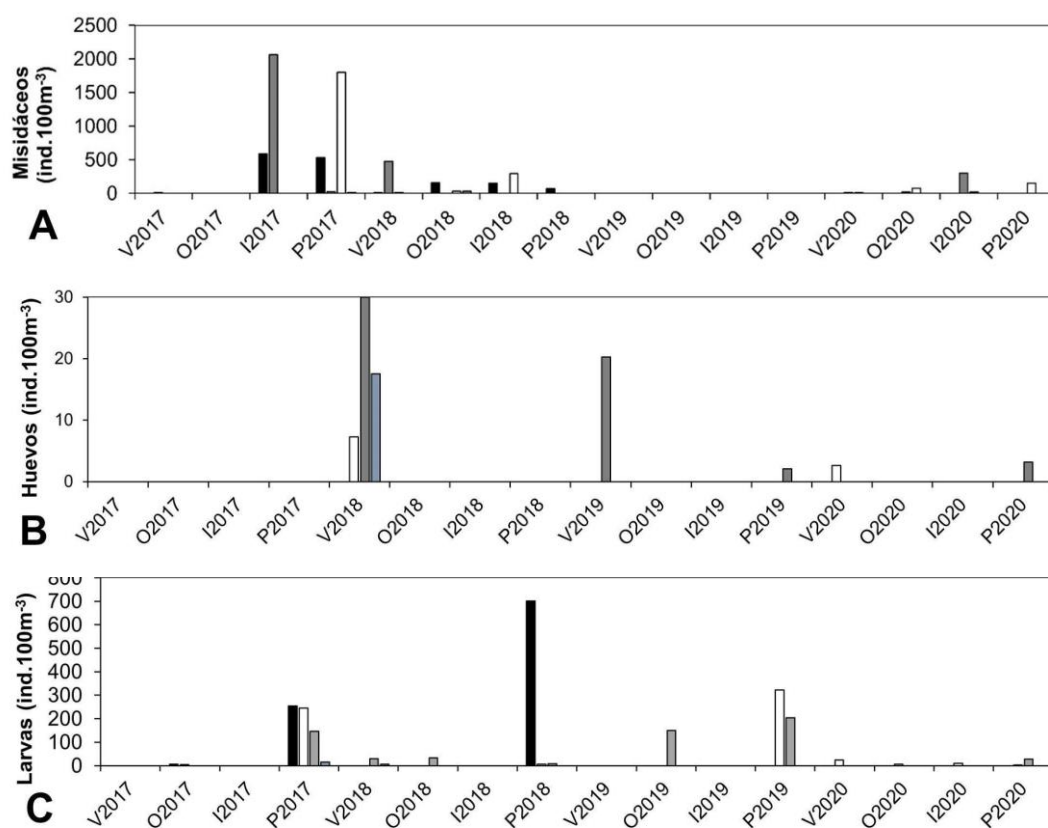


Figura 94. Abundancia en ind./100m³ de A) misidáceos y B) y C) huevos y larvas de peces en Laguna de Castillos en el período de 2017-2020. Norte (negro), centro (gris), sur (blanco) y chafalote (celeste).

3.4.3.4 Peces e invertebrados de importancia comercial

- Peces

Entre 2017 y 2020 se realizaron 6 muestreos biológicos de desembarque para peces (4 en invierno: 2017, 2018, 2019 y 2020; 2 en primavera: 2017 y 2019). Durante el periodo de estudio se registraron 6 especies de peces capturadas en redes de enmalle de fondo con diferentes tamaños de luz de malla según la especie objetivo (Tabla 31). Se muestrearon en total 554 individuos.

Tabla 34. Especies capturadas con redes de enmalle y sus respectivos tamaños de luz de malla, registradas en los muestreos de desembarque realizados en la laguna de Castillos en el periodo 2017 – 2020. Número de individuos (n).

| Nombre común | Nombre científico | Tamaño de malla (cm) | n |
|------------------------|---------------------------------|----------------------|-----|
| Corvina blanca | <i>Micropogonias furnieri</i> | 9 - 10 | 223 |
| Lenguado | <i>Paralichthys orbignyanus</i> | 14 - 16 -18 - 20 | 62 |
| Pejerrey | <i>Odontesthes sp.</i> | 4 - 6 | 195 |
| Pejerrey | <i>Odontesthes bonariensis</i> | 4 - 6 | 58 |
| Lisa | <i>Mugil liza</i> | 4 - 8 | 15 |
| Anchoita de agua dulce | <i>Lycengraulis grossidens</i> | 4 | 1 |
| Total (6 especies) | | | 554 |

Corvina blanca (*Micropogonias furnieri*)

Respecto a los rangos y promedios de las tallas registradas no hubo grandes diferencias entre estaciones y años. Sin embargo, la diferencia observada en invierno 2019 para el rango máximo se debió a un sólo ejemplar que alcanzó los 54 cm de longitud. Lo mismo sucedió para los rangos y promedios de los pesos observados, habiendo algunas diferencias entre años y estaciones marcadas por unos pocos ejemplares mayores (Tabla 37).

Para el período 2017 – 2020 todos los individuos observados durante los respectivos muestreos se encontraron maduros sexualmente. La LT50% (35 cm) acumulada para todo el período de muestreo estuvo por encima de la LTM50% establecida para la especie en estos ambientes (18 cm en Fabiano y Santana (1999); 20.4 y 19.2 cm en hembras y machos respectivamente en Vizziano *et al.* (2002)) (Tabla 37).

El factor de condición calculado para corvina varió entre 89.7 % en primavera de 2019 y 108.4 % en primavera de 2017. No fue posible estimar el factor de condición para todos los años en todas las

estaciones debido a la ausencia de esta especie en los muestreos de desembarque correspondientes. De todos modos, en el periodo de 2017-2020 no parece existir ninguna tendencia asociada a cambios preocupantes en el $\overline{W_{rm}}$. Asimismo, los valores en el $\overline{W_{rm}}$ variaron de manera similar entre estaciones y en todos los casos con valores cercanos al nivel de estado óptimo del indicador (= 100) (Tabla 35).

Esta especie fue observada en los cuatro inviernos muestreados durante los monitoreos (2017–2020) y en primavera 2019. Se observaron diferencias en los rangos y promedios de talla y peso entre años y estaciones, destacándose en primavera 2019 e invierno 2020 ejemplares menores respecto a los años y estaciones anteriores (Tabla 3). La LT50% (46 cm) acumulada para todo el período de muestreo estuvo por encima de la LTM50% (38,5 cm) establecida para la especie en estos ambientes según Mellito et al. (1995) (Tabla 37).

Lenguado rojo (*Paralichthys orbignyanus*)

Esta especie fue observada en los cuatro inviernos muestreados durante el monitoreo (2017–2020) y en primavera 2019. Se observaron diferencias en los rangos y promedios de talla y peso entre años y estaciones, destacándose en primavera 2019 e invierno 2020 ejemplares menores respecto a los años y estaciones anteriores (Tabla 37). La LT50% (46 cm) acumulada para todo el período de muestreo estuvo por encima de la LTM50% (38,5 cm) establecida para la especie en estos ambientes según Mellito et al. (1995) (Tabla 37).

Pejerrey (*Odontesthes sp.*)

En invierno 2018 se muestrearon ejemplares de pejerrey (n=195) sin discriminar por especie. La LT50% (29 cm) estuvo por encima de la LTM50% establecidas para *O. argentinensis* (16 cm) según Moresco y Bemvenuti (2006) y para *O. bonariensis* (> 14 cm Lst) según Calvo & Morriconi (1972) y Strüssmann (1989) (Tabla 37).

Pejerrey (*Odontesthes bonariensis*)

Esta especie solamente se registró en los muestreos de desembarque de invierno y primavera de 2020. Se observaron diferencias en los rangos y promedios de talla y peso entre ambas estaciones. Si bien fueron pocos ejemplares los observados en primavera, éstos fueron mayores en talla y peso, a la vez que las hembras se encontraron en desove y los machos con esperma, situación no observada en invierno (Tabla 37). Tanto en invierno como en primavera el total de los individuos muestreados se encontraron por encima de la LTM50% establecida para la especie (>14 cm Lst) según Calvo & Morriconi (1972) y Strüssmann (1989) para lagos de agua dulce en Argentina (Tabla 37).

Tabla 35. Estadísticos descriptivos básicos del largo total (LT) y peso total (Pt); y factor de condición promedio ($\overline{W_{rm}}$) para corvina (*Micropogonias furnieri*) de laguna de Castillos por año y estación (2017-2020). Tamaño de muestra (n), otoño (O), verano (V) y desvío estándar (DE).

| Año | Estación | n | Rango LT (mm) | Media ± DE | Rango Pt (g) | Media ± DE | $\overline{W_{rm}} \pm DE$ |
|------|----------|----|---------------|------------|--------------|---------------|----------------------------|
| 2017 | I | 7 | 29.0-42.0 | 33.0 ± 4.4 | 261-825 | 418.7 ± 193.6 | 98.5 ± 4.9 |
| 2017 | P | 83 | 27,0-44,0 | 35,4 ± 2.9 | 275-1015 | 545.8 ± 135.9 | 108.4 ± 8.0 |
| 2018 | I | 35 | 29.3-46.0 | 35.8 ± 4.2 | 275.0-1070,0 | 505.4 ± 191.7 | 95.2 ± 7.5 |
| 2019 | I | 33 | 29.0-54.0 | 35.1 ± 5.2 | 275.0-1940 | 509.1 ± 307.2 | 98.4 ± 8.24 |
| 2019 | P | 5 | 30.0-35.0 | 33.0 ± 1.9 | 309.8-422.0 | 362.2 ± 40.4 | 89.7 ± 6.65 |
| 2020 | I | 20 | 28.0-42.0 | 34.4 ± 4.0 | 245-910 | 479.4 ± 160.1 | 102.4 ± 7.4 |

Tabla 36. Estadísticos descriptivos básicos de la longitud total (Lt) y peso total (Pt) de las principales especies muestreadas en los embarques de la pesca artesanal de la laguna de Castillos entre 2017 y 2020. Número de individuos (n), desvío estándar (DE) y a a la cual quedó retenida el 50 % de la captura (LT50%).

| Especie | Estación | Año | n | Lt (cm) | | LT _{50%} | Pt (g) | |
|---------------------------------|-----------|------|-----|---------|------------|-------------------|------------|----------------|
| | | | | Rango | Media ± DE | | Rango | Media ± DE |
| <i>Micropogonias furnieri</i> | Invierno | 2017 | 7 | 29 - 42 | 33.0 ± 4.4 | | 261 - 825 | 418.7 ± 193.6 |
| | | 2018 | 35 | 29 - 46 | 35.8 ± 4.2 | | 275 - 1070 | 505.4 ± 188.9 |
| | | 2019 | 33 | 29 - 54 | 35.1 ± 5.1 | | 275 - 1940 | 509.1 ± 302.5 |
| | | 2020 | 20 | 28 - 42 | 34.4 ± 3.9 | | 245 - 910 | 479.4 ± 156 |
| | Primavera | 2017 | 119 | 27 - 44 | 35.6 ± 3.2 | 36 | 240 - 1125 | 556.2 ± 149.8 |
| | | 2019 | 8 | 30 - 43 | 34.4 ± 3.6 | | 310 - 422 | 358.7 ± 33.7 |
| | Acumulado | | 222 | 27 - 54 | 35.2 ± 2.9 | 35 | 240 - 1940 | 524.2 ± 138.3 |
| <i>Paralichthys orbignyanus</i> | Invierno | 2017 | 28 | 35 - 61 | 48.3 ± 6.0 | | 500 - 2560 | 1316.1 ± 478.0 |
| | | 2018 | 6 | 38 - 60 | 48.3 ± 8.3 | | 455 - 2135 | 1395.8 ± 627.3 |
| | | 2019 | 7 | 39 - 58 | 48.7 ± 5.6 | | 680 - 2390 | 1343.6 ± 522.3 |
| | | 2020 | 17 | 36 - 47 | 43.1 ± 3.8 | | 435 - 1215 | 877 ± 229.5 |
| | Primavera | 2019 | 4 | 39 - 52 | 44.5 ± 5.0 | | | |
| | Acumulado | | 62 | 35 - 61 | 46.7 ± 4.8 | 46 | 435 - 2560 | 1199 ± 318.5 |
| <i>Odontesthes sp.</i> | Invierno | 2018 | 195 | 24 - 44 | 30.0 ± 3.5 | 29 | 120 - 670 | 210.9 ± 83.3 |
| <i>Odontesthes bonariensis</i> | Invierno | 2020 | 54 | 21 - 39 | 26.7 ± 3.8 | | 100 - 445 | 213.9 ± 82.3 |
| | Primavera | 2020 | 4 | 41 - 45 | 42.7 ± 1.8 | | 456 - 705 | 573.7 ± 102.7 |
| | Acumulado | | 58 | 21 - 45 | 27.9 ± 4.2 | 26 | 100 - 705 | 238.7 ± 91.7 |
| <i>Mugil liza</i> | Invierno | 2018 | 8 | 39 - 44 | 41.9 ± 2.0 | | 416 - 855 | 693.7 ± 136.3 |
| | | 2020 | 6 | 33 - 40 | 35.5 ± 2.2 | | 340 - 435 | 385.8 ± 32.3 |
| | Acumulado | | 14 | 33 - 44 | 39.2 ± 3.4 | | 340 - 855 | 568 ± 166 |

- Invertebrados

Cangrejo Sirí (*Callinectes sapidus*)

En los muestreos de primavera-verano en la Laguna de Castillos entre 2017 y 2020 se analizaron 338 ejemplares, de los cuales 177 fueron machos y 131 hembras y 30 no fueron sexados. Los rangos de tallas y pesos fueron muy amplios y estuvieron comprendidos entre 16.4 y 150 mm de ancho total (At) y entre 0.3 y 268.8 g en machos; y entre 13.3 y 141.6 mm de At y 0.14 y 139.6 g en hembras. La mayor parte de los ejemplares analizados, tanto machos como hembras, fueron inmaduros sexualmente (Tabla 37). Cabe destacar, que en el muestreo de verano (febrero) de 2020 se observó la presencia masiva de individuos de pequeño porte en áreas muy someras del arroyo Valizas.

Tabla 37. Estadísticos descriptivos básicos del ancho total (AT) y peso total (Pt) de los individuos de *Callinectes sapidus* discriminados por sexo, muestreados en primavera de 2017 y 2018; y verano de 2019 y 2020 en la laguna de Castillos. Número de individuos (n) y desvío estándar (DE).

| Estación/Año | Sexo (n) | Rango AT (mm) | Media \pm DE | Rango Pt (g) | Media \pm DE | % inmaduros |
|----------------|----------------|---------------|-----------------|--------------|-----------------|-------------|
| Primavera 2017 | Machos (92) | 25.0-150.0 | 70.4 \pm 29.4 | 1.4 - 215.0 | 40.5 \pm 42.0 | 63 |
| | Hembras (63) | 20.0-138.7 | 59.9 \pm 26.2 | 0.8 - 139.6 | 21.9 \pm 25.2 | 84 |
| Primavera 2018 | Machos (26) | 16.4-138.3 | 79.4 \pm 36.7 | 0.38-205.1 | 57.8 \pm 59.4 | 73 |
| | Hembras (17) | 21.1-128.1 | 68.4 \pm 33.6 | 0.53-102.3 | 32.9 \pm 35.8 | 77 |
| Verano 2019 | Machos (49) | 16.5-143.9 | 77.7 \pm 41.4 | 0.29-194.1 | 43.8 \pm 63.7 | 42 |
| | Hembras (44) | 13.3-141.6 | 57.4 \pm 42.8 | 0.14-39.4 | 3.5 \pm 7.4 | 84 |
| Verano 2020 | Machos (10) | 18.7-150.4 | 84.2 \pm 46.7 | 0.43-268.8 | 76.4 \pm 88.8 | 60 |
| | Hembras (7) | 22.5-125.1 | 69.1 \pm 40.0 | 0.47-118.3 | 35.9 \pm 41.0 | 90 |
| | Sin sexar (30) | 19.5-34.3 | 25.4 \pm 4.4 | 0.5-2.2 | 1.1 \pm 0.5 | 100 |

En la Laguna de Castillos, coexistieron siempre juveniles y adultos en todos los monitoreos de primavera-verano. El muestreo de verano de 2019 correspondió a un período de abundancia media de ejemplares adultos y no se registró casi la presencia de juveniles en el otoño. Esto fue coincidente con una de las zafras de menor volumen de camarón en esta laguna (2 ton) (DINARA 2019b). Los juveniles tempranos fueron en cambio muy abundantes en el verano de 2020.

Camarón (*Penaeus paulensis*)

En la Laguna de Castillos hubo zafra de camarón durante verano y otoño en los cuatros años del período de estudio (2017-2020). El rango de tallas y pesos de los ejemplares estuvo comprendido entre 17.6 y 50.1 mm y 1.2 y 20.6 g respectivamente para todo el período de estudio. Las tallas y pesos medios de los ejemplares fueron similares entre todos los años, excepto en el 2017, año en el cual se registraron los mayores valores promedio (Tabla 38).

El factor de condición varió entre 93.8 y 101.4 % en el período de estudio, encontrándose diferencias significativas entre todos los años (KW = 526.09; $p < 0.05$ en todos los casos), ocurriendo la mayor diferencia entre el 2017 y los restantes años. Si bien a partir del 2018 los valores del factor condición promedio fueron inferiores (entre 93.8-98.2%) en relación al 2017 (101.4%), se observa una tendencia al aumento en los últimos dos años. Todos los valores de este factor se encontraron por debajo de 100, excepto en el 2017, lo que indica que en la mayoría de los años el peso promedio de los individuos observados en esta laguna estuvo por debajo del peso promedio estimado para la especie en las cuatro lagunas costeras (Tabla 38).

Tabla 38. Estadísticos descriptivos básicos del largo del cefalotórax (LCT) y peso total (Pt); y factor de condición promedio ($\overline{W_{rm}}$) para camarón (*Penaeus paulensis*) de laguna de Castillos por zafra anual (2017-2020). Tamaño de muestra (n), otoño (O), verano (V) y desvío estándar (DE).

| Año | Estación | n | Rango LCT (mm) | Media \pm DE | Rango Pt (g) | Media \pm DE | $\overline{W_{rm}} \pm$ DE |
|------|----------|------|----------------|----------------|--------------|----------------|----------------------------|
| 2017 | V-O | 1070 | 17.8-50.10 | 37.9 \pm 4.8 | 1.2-22.4 | 10.5 \pm 3.4 | 101.4 \pm 7.5 |
| 2018 | V-O | 1137 | 17.6-4..5 | 34.8 \pm 5.0 | 1.3-17.7 | 7.9 \pm 3.2 | 93.8 \pm 7.3 |
| 2019 | V-O | 586 | 24.5-48.5 | 35.3 \pm 4.6 | 2.7-20.6 | 8.4 \pm 3.1 | 97.0 \pm 6.5 |
| 2020 | V-O | 929 | 22-47.4 | 34.5 \pm 5.2 | 2-19.8 | 8.1 \pm 3.7 | 98.2 \pm 8.2 |

3.4.3.5 Metales pesados

Se analizó el contenido de Cd, Pb y Hg total en muestras de distintas especies extraídas entre agosto 2017 y noviembre 2019 (Tabla 39). Se analizaron 36 muestras para Hg total, de las cuales 20 fueron cuantificables, 2 resultados no cuantificables y 14 no detectables. Todas las muestras ensayadas estuvieron muy por debajo del límite de Hg total de acuerdo a normativas internacionales vigentes según reglamento UE 1881/2006 (0.50 mg/kg principalmente) y reglamento GMC12/11 MERCOSUR (0.50 mg/kg para crustáceos y peces no predadores; 1.00 mg/kg para peces predadores) para productos pesqueros para consumo humano (Tabla 39). En relación a las muestras ensayadas para Cd y Pb todas registraron valores muy inferiores a los límites permitidos de acuerdo a normativas internacionales

vigentes según reglamento UE 1881/2006 (0.050 mg/kg para Cd y 0.30 mg/kg para Pb) y reglamento GMC12/11 MERCOSUR (0.05 mg/kg para Cd y 0.30 mg/kg para Pb) para productos pesqueros de consumo humano.

Tabla 39. Estadísticos descriptivos básicos por año de los valores de metales pesados (Hg: mercurio, Cd: cadmio y Pb: plomo) en músculo de diferentes especies capturadas en la pesca artesanal en la laguna de Castillos, para el periodo 2017-2020. Número de muestras analizadas (n), desvío estándar (DE), no detectado (ND) y no se analizó muestra para este contaminante (-). Límites de detección (LD, mg/kg): Cd = 0,0066 y Pb = 0,028; Hg: hasta 2018 (LD=0,035 y LC=0,070) y de 2018 en adelante (LD=0.015 y LC=0.031).

| Especie | Año | Hg (mg/kg) | | | Cd (mg/kg) | | | Pb (mg/kg) | | |
|---------------------------------|------|----------------|--------------------------|--------------|----------------|-------|------------|-------------|-------|------------|
| | | n | Rango | Media ± DE | n | Rango | Media ± DE | n | Rango | Media ± DE |
| <i>Micropogonias furnieri</i> | 2017 | 7 | 0.035 (<LD) - 0.12 | 0.069±0.030 | 2 | | ND | 2 | | ND |
| | 2018 | 3 | 0.05- 0.12 | 0.09±0.036 | - | - | - | - | - | - |
| | 2019 | 3 | 0.073 - 0.19 | 0.128±0.059 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Paralichthys orbignyanus</i> | 2017 | 1 (pool 15) | | 0.081±0.015* | 1 (pool 15) | | ND | 1 (pool 15) | | <0,056 |
| | 2018 | 1 | | 0.17±0.03* | - | - | - | - | - | - |
| <i>Mugil sp.</i> | 2018 | 2 | | 0.015 (<LD) | - | - | - | - | - | - |
| <i>Odontesthes sp.</i> | 2018 | 4 | 0.05- 0.08 | 0.068±0.013 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Hoplias malabaricus</i> | 2019 | 2 | 0.13 - 0.14 | 0.135±0.007 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Mugil liza</i> | 2019 | 10 | 0.015 (<LD)- 0.031 (<LC) | 0.017±0.046 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Callinectes sapidus</i> | 2017 | 1 | | 0.05±0.01* | - | - | - | - | - | - |
| <i>Penaeus paulensis</i> | 2019 | 2 (pool 3) | | 0.015 (<LD) | - | - | - | - | - | - |

*incertidumbre del método con k=2 (nivel de confianza=95%).

Para el cálculo del promedio se consideró que los resultados no detectables y no cuantificables tienen el valor de dichos límites (peor caso).

3.4.4 Tributarios: calidad de agua

La temperatura presentó un claro patrón estacional, el mínimo (6.2°C) se registró en la cañada Los Olivera en invierno 2018, mientras que la máxima (25.1°C) se registró en el arroyo Don Carlos en verano de 2016 (Figura 95A). Los valores de pH se mantuvieron dentro del rango admitido por el Decreto 253/79 (6.5 a 8.5), a excepción de un valor registrado en el arroyo Castillos marginalmente inferior al límite (6.46) en primavera de 2019 (Figura 95B)

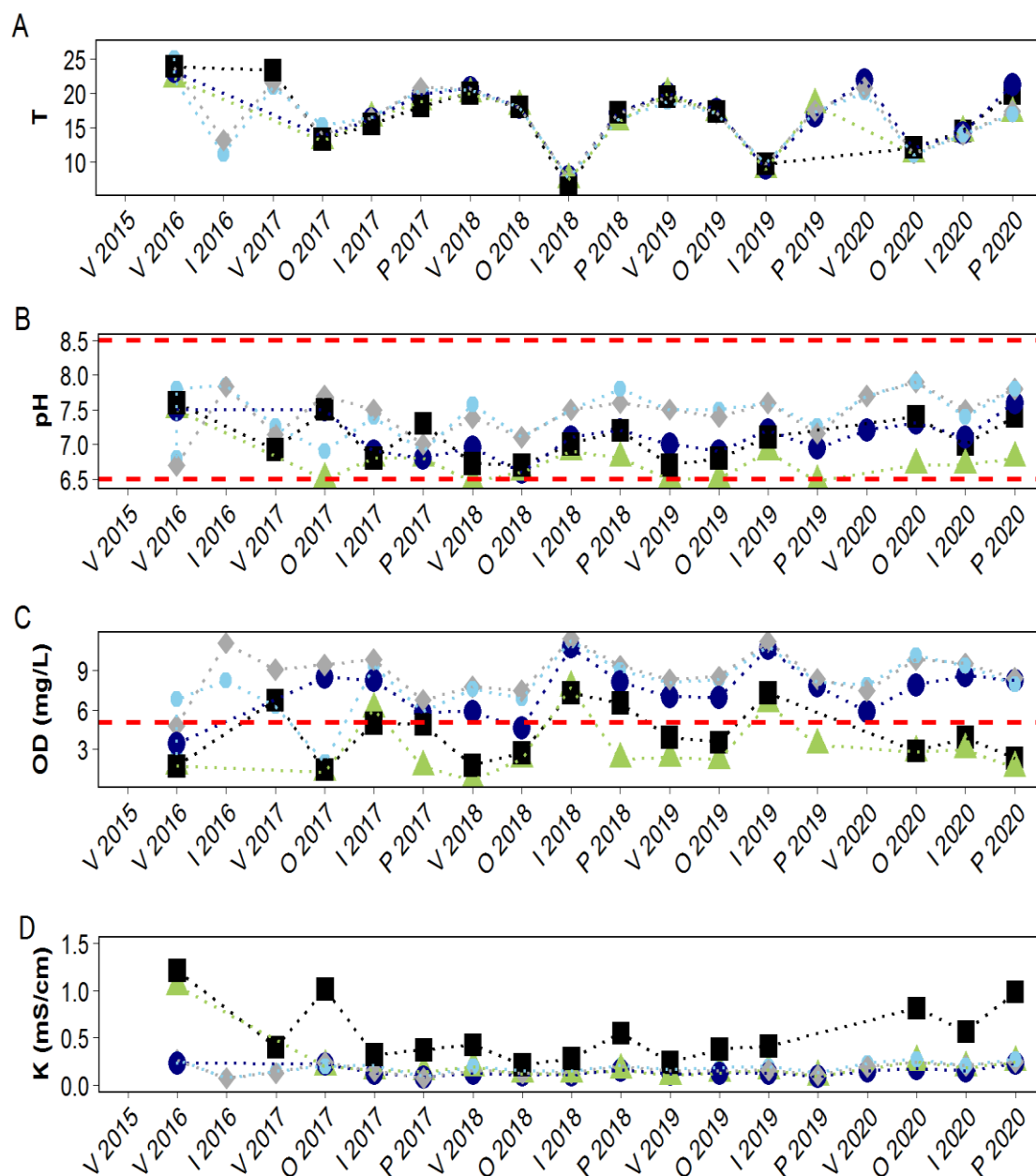


Figura 95. Variación espacial y estacional de la temperatura (A), el pH (B), el oxígeno disuelto (C) y la conductividad (D) de los principales tributarios de la cuenca de Laguna de Castillos. Estaciones: cañada Los Olivera (estación C6 (cuadrado negro)), arroyo Castillos (estación: C7 (triángulo verde)), Arroyo Sarandí del Consejo (estación: C8 (círculo azul)), arroyo Chafalote (estación: C9 (rombo gris)) y arroyo Don Carlos (estación: C10 (círculo celeste)). La línea roja entrecortada indica los estándares de pH (superior: 8.5, inferior: 6.5) y oxígeno disuelto (≥ 5 mg O₂/L) según el Decreto 253/79.

Los valores de concentración de oxígeno disuelto, en general cumplieron con el estándar de la normativa nacional (≥ 5 mg/L), a excepción de la cañada de Los Olivera y el arroyo Castillos, los cuales presentaron la mayoría de sus valores por debajo del estándar ambiental. En el arroyo Castillos se registró el valor mínimo, el cual estuvo cercano a la anoxia (0.63 mgO₂/L en verano del 2018) (Figura 95C). La conductividad fue similar en casi todos los tributarios, salvo en la Cañada de Los Olivera donde

en general se registraron los mayores valores. El máximo (1.21 mS/cm) se registró en verano de 2016 en la cañada Los Olivera, y el mínimo de esta variable (0.07 mS/cm) se registró en los arroyos Chafalote y Don Carlos en invierno 2016 (Figura 95D).

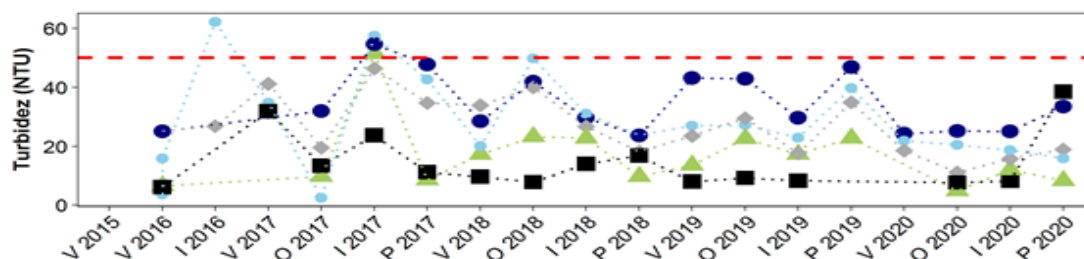


Figura 96. Variación espacial y estacional de la Turbidez de los principales tributarios de la cuenca de Laguna de Castillos. Estaciones: cañada Los Olivera (estación C6 (cuadrado negro)), arroyo Castillos (estación: C7 (triángulo verde)), Arroyo Sarandí del Consejo (estación: C8 (círculo azul)), arroyo Chafalote (estación: C9 (rombo gris)) y arroyo Don Carlos (estación: C10 (círculo celeste)). La línea roja entrecortada indica el valor del estándar (≤ 50 NTU) según el Decreto 253/79.

La Turbidez presentó valores entre 2.5 UNT y 62.5 UNT. El valor máximo y el mínimo se registraron en el arroyo Don Carlos en invierno 2016 y otoño 2017, respectivamente (Figura 96). En general todos los tributarios presentaron valores por debajo del estándar máximo admitido por la normativa nacional (≤ 50 UNT). Cabe destacar que en el invierno de 2017 se observaron la mayor cantidad de incumplimientos, en los arroyos Don Carlos, Sarandí del Consejo y Castillos.

En relación a los nutrientes nitrogenados, los máximos valores de amonio ($8590 \mu\text{g N/L}$), nitrito ($317 \mu\text{g N/L}$) y nitrato ($2920 \mu\text{g N/L}$) se registraron en la Cañada de los Olivera durante el verano 2016 en el caso del NH_4 y en verano y otoño del 2017 para el NO_2 y el NO_3 , respectivamente (Figura 97A y Figura 97B). El NO_2 presentó un rango de concentración de entre $3 \mu\text{g N/L}$ (valor de límite analítico) y valores muy elevados de $317 \mu\text{g N/L}$. Respecto a la concentración de nitrato (NO_3) (Figura 97C), ningún valor incumplió con el estándar del Decreto 253/79 ($\leq 10.0 \text{ mg de } \text{NO}_3$).

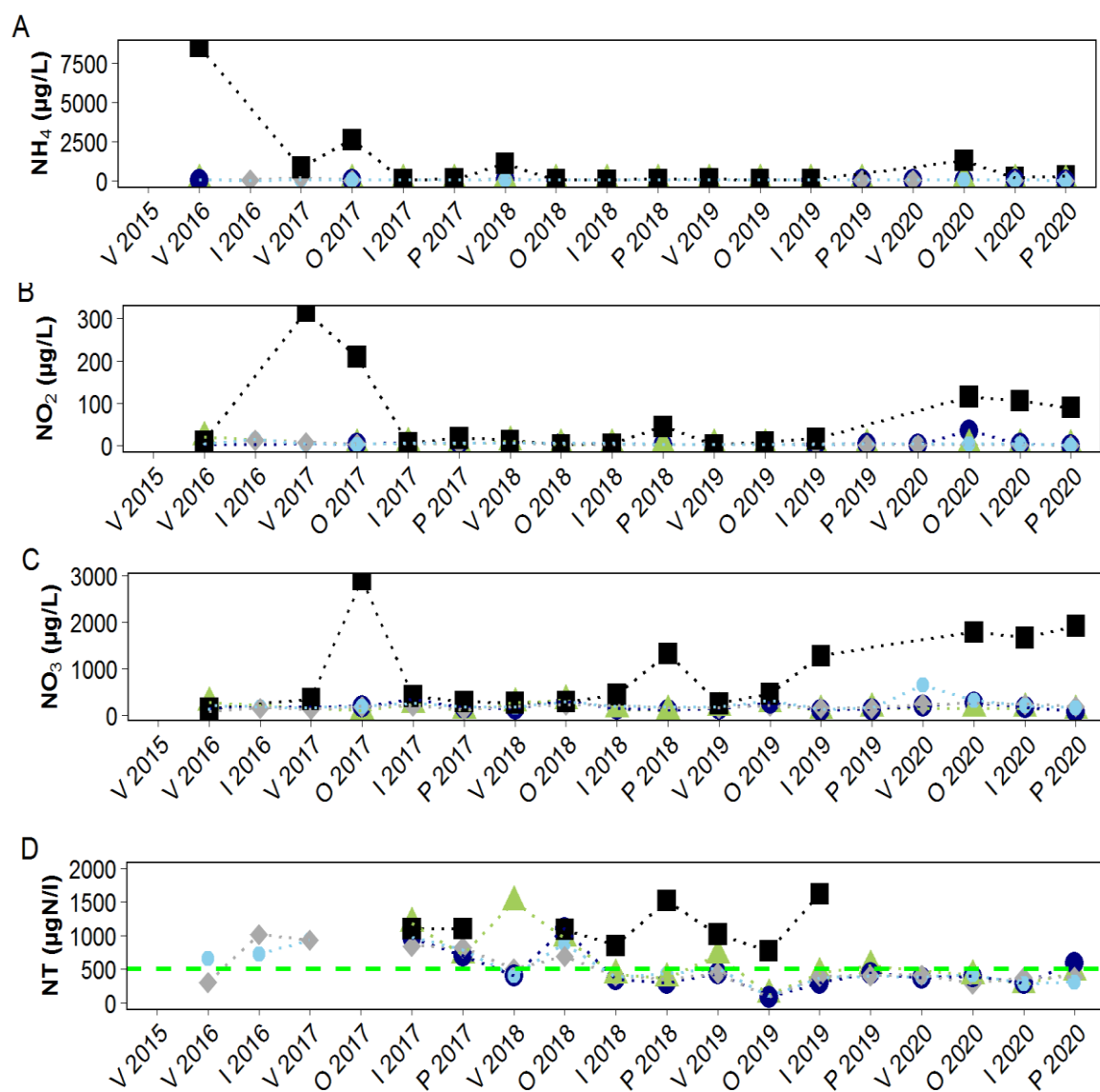


Figura 97. Variación espacial y estacional de amonio (A), Nitrito (B), Nitrato (C) y Nitrógeno Total (D) de los principales tributarios de la cuenca de Laguna de Castillos. Estaciones: cañada Los Olivera (estación C6 (cuadrado negro)), arroyo Castillos (estación: C7 (triángulo verde)), Arroyo Sarandí del Consejo (estación: C8 (círculo azul)), arroyo Chafalote (estación: C9 (rombo gris)) y arroyo Don Carlos (estación: C10 (círculo celeste)). La línea roja entrecortada indica los estándares de pH (superior: 8.5, inferior: 6.5) y oxígeno disuelto (≥ 5 mg O_2/L) según el Decreto 253/79.

Por último, el máximo valor de nitrógeno total (NT) (4820 μg N/L) también se registró en la cañada de Los Olivera (C6), durante el otoño del 2020. Esta variable presentó valores entre 80 μg N/L y 4820 μg N/L. Si bien, todos los tributarios durante el período de estudio presentaron incumplimientos respecto al valor objetivo de 500 μg N/L propuesto por la Mesa técnica del Agua (2017), todos los valores registrados en la Cañada de Los Olivera superaron dicho valor ampliamente (Figura 97D).

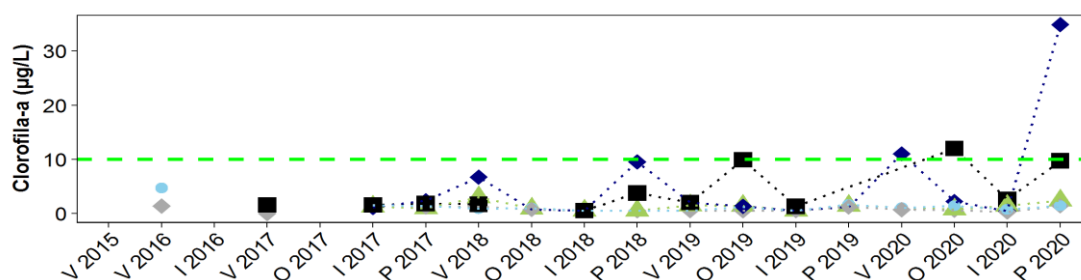


Figura 98. Variación espacial y estacional de la Clorofila *a* de los principales tributarios de la cuenca de Laguna de Castillos. Estaciones: cañada Los Olivera (estación C6 (cuadrado negro)), arroyo Castillos (estación: C7 (triángulo verde)), Arroyo Sarandí del Consejo (estación: C8 (círculo azul)), arroyo Chafalote (estación: C9 (rombo gris)) y arroyo Don Carlos (estación: C10 (círculo celeste)). La línea roja entrecortada indica los estándares de pH (superior: 8.5, inferior: 6.5) y oxígeno disuelto (≥ 5 mg O₂/L) según el Decreto 253/79.

Respecto a las concentraciones tanto de fosfato (PO₄) como de fósforo total (PT), los valores mínimos observados (10 µg P/L y 20 µg P/L, respectivamente) se registraron en los arroyos Sarandí del Consejo y Don Carlos, en invierno de 2019 y primavera 2020, respectivamente. Las concentraciones máximas (2050 µg P/L de PO₄ y 2230 µg P/L para PT) ocurrieron en la cañada de Los Olivera (C6) en el verano del 2016 (Figura 98A y Figura 98B).

Los altos valores de nitrógeno y fósforo de esta cañada, se deben a que recibe los aportes de fuentes puntuales aportadas desde la ciudad de Castillos, como, por ejemplo, la planta de tratamiento de la ciudad, la cual cuenta únicamente con tratamiento primario, explicando su estado muy comprometido de calidad del agua

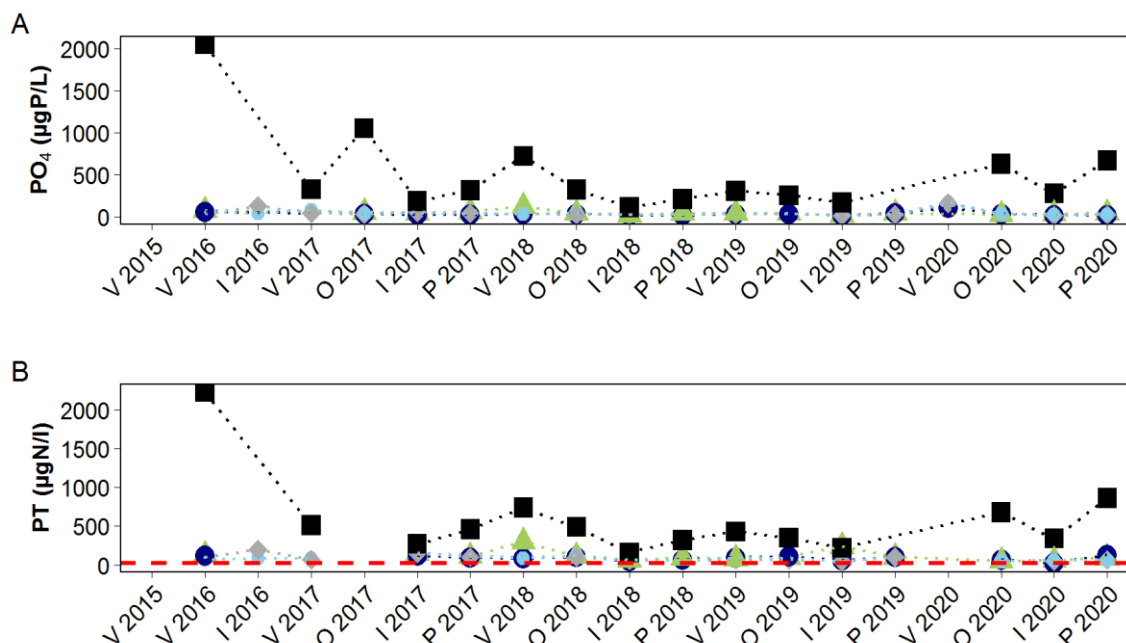


Figura 99. Variación espacial y estacional de Fosfato (A), Fósforo Total (B) de los principales tributarios de la cuenca de Laguna de Castillos. Estaciones: cañada Los Olivera (estación C6 (cuadrado negro)), arroyo Castillos (estación: C7 (triángulo verde)), Arroyo Sarandí del Consejo (estación: C8 (círculo azul)), arroyo Chafalote (estación: C9 (rombo gris)) y arroyo Don Carlos (estación: C10 (círculo celeste)). La línea roja entrecortada indica los estándares de pH (superior: 8.5, inferior: 6.5) y oxígeno disuelto (≥ 5 mg O₂/L) según el Decreto 253/79.

La biomasa fitoplanctónica estimada como la concentración de clorofila *a* fluctuó entre <0.1 µg/L (límite analítico) y 34.9µg/L. Este último valor se registró en el Arroyo Sarandí (LC8) durante la primavera de 2020 (Figura 99). En general todos los tributarios presentaron valores por debajo del valor guía (10 ug/L) sugerido por la mesa técnica del agua.

3.3.5 Analisis de cargas

El análisis de cargas anuales (ton/año) de nutrientes estimado para el período 2017- 2019 para la cuenca de la Laguna de Castillos, mostró que el aporte NT y PT difuso proveniente de la actividad agropecuaria al igual que en el resto de las lagunas costeras, representó la mayor proporción 96% y 97%, para el NT y PT respectivamente (Figura 100 y Tabla 40). Los aportes correspondientes a tambos y doméstico representan para ambos nutrientes una proporción mínima de los aportes (Figura 100). En relación a los aportes de Establecimientos de Ganado Confinado (EGC), según los registros del Ministerio de Ambiente en la cuenca de la Laguna de Rocha no se registraron datos en el período mencionado

La cuenca de la Laguna de Castillos presentó en comparación al resto de las lagunas costeras tanto el mayor aporte total de nutrientes de origen difuso en 2015 y en 2018, como el aporte por unidad de superficie (Tabla 40).

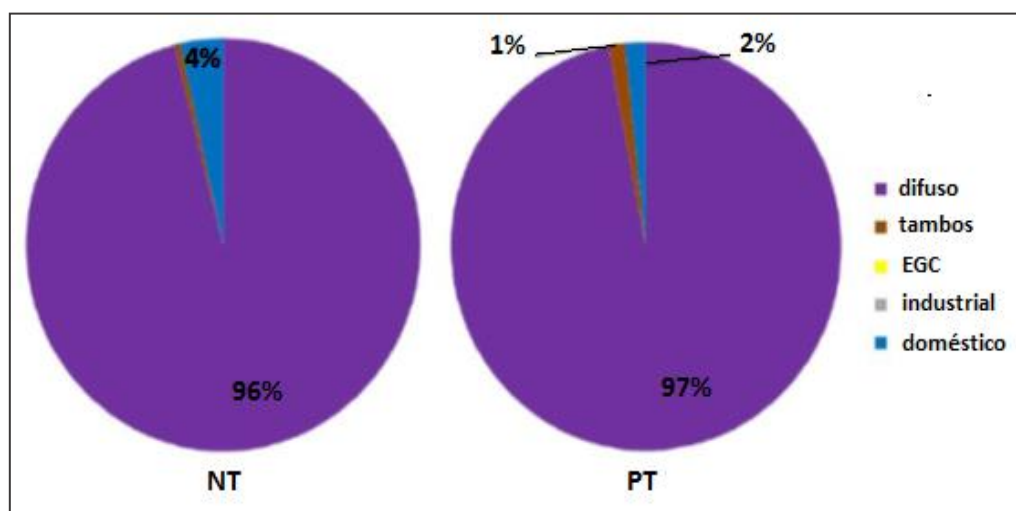


Figura 100. Proporción de nutrientes exportados según actividad para la cuenca de la Laguna de Castillos 2018.

Tabla 40. Carga de PT y NT en t/año proveniente del aporte difuso, aporte industrial-doméstico y el aporte de tambos vertida en cuenca de Castillos.

| Nutriente | Cuenca/año | Aporte de Tambos (ton/año) | Industrial y doméstico (ton/año) | Aporte difuso (ton/año) | Aporte difuso (kg/ha/año) |
|-----------|------------|-------------------------------|-------------------------------------|----------------------------|------------------------------|
| NT | 2015 | - | - | 338 | 2.7 |
| | 2016 | 4.6 | 17.6 | | |
| | 2017 | 3.6 | 17.6 | | |
| | 2018 | 2.5 | 17.6 | 486 | 3.5 |
| | 2019 | 2.7 | 17.6 | | |
| PT | 2015 | - | - | 35 | 0.6 |
| | 2016 | 2.4 | 1.5 | | |
| | 2017 | 1.9 | 1.5 | | |
| | 2018 | 1.2 | 1.5 | 37 | 0.6 |
| | 2019 | 1.3 | 1.5 | | |

La estimación de la intensidad de carga realizada a partir de los puntos de monitoreo de los arroyos castillos y Chafalote, mostró que la subcuenca del Chafalote fue la que más intensidad de carga de NT (32.04 ton/año) y PT (6.02 ton/año) aportó a la laguna de Castillos (Anexo II), siendo este aporte como se observa en la Figura 100, principalmente difuso. Por tanto, entre ambos tributarios aportaron en el año 2019 a la Laguna de Castillos un estimado de carga total de 51.05 ton/año y 9.02 ton/año de NT y PT respectivamente. Sin embargo, sería importante determinar las cargas aportadas por el resto de los tributarios de esta laguna, de forma de poder obtener una mejor estimación de la intensidad de carga de nutrientes que esta recibiendo este sistema.

3.4.5 Análisis integrado de la Laguna de Castillos

Análisis temporal de los indicadores de calidad del agua y biológicos

La serie temporal de datos mostró un claro comportamiento estacional en las variables fisicoquímicas y biológicas en la Laguna de Castillos, lo que es muy evidente para la conductividad. La conductividad es mínima en invierno y primavera donde los valores corresponden a agua dulce o de muy baja salinidad, y comienzan a aumentar en verano y otoño, donde alcanzan valores de conductividad que no superan los 20 mS/cm (mesohalina). En función de si es una primavera y verano más o menos lluvioso este patrón puede verse desfasado en el tiempo, pero todos los años se observa un período de agua dulce en los meses fríos y uno de agua salobre en los meses cálidos, en general más hacia fines de verano y

principios de otoño. Por ejemplo, el verano de 2019 presentó baja salinidad debido a intensas lluvias, pero en otoño se alcanzaron conductividades normales para la época.

Este patrón estacional se debe a la hidrología general del sistema. Si bien, el régimen de lluvias está más o menos bien distribuido entre meses, aunque con alta variabilidad, en los meses cálidos la evapotranspiración aumenta sustancialmente disminuyendo el aporte de agua desde la cuenca, lo que suele ocasionar concentración de sales. Dado que esta laguna tiene una conexión bastante permanente con el mar, donde los períodos de barra cerrada además tienen poca duración, no se produce un efecto tan marcado del embalsado de agua como se observa en otras lagunas costeras (Rocha y Garzón). Por lo tanto, el ciclo estacional de mayor aporte de agua dulce desde la cuenca en los meses fríos, que se mantiene hasta la primavera, determina en gran medida la dinámica de intercambio de agua con el mar. En los meses cálidos, cuando el nivel del agua en la laguna disminuye, se produce el ingreso de agua marina. Posiblemente la dinámica de cambios en el nivel del mar permiten el ingreso de grandes volúmenes de agua marina, cuando el nivel del agua en la laguna es menor, en los meses cálidos. Esto fue propuesto por Machado (en elaboración) para la Laguna de Rocha. Este ciclo estacional se observa mucho más claramente en la conductividad del Aº Valizas (Figura 79).

De esta manera se observó un funcionamiento muy acoplado entre el funcionamiento hidrológico del sistema y la estacionalidad, lo que se vé reflejado en las restantes variables limnológicas. Las diferentes formas de nitrógeno y fósforo mostraron una tendencia a aumentar en primavera, que si bien se observaron picos en otras estaciones del año, estos fueron más variables, mientras que en primavera este aumento fue más recurrente, esto se observó más claramente en la Figura 80 donde se comparan las variables por estación del año. Esto mismo se observó para los sólidos suspendidos y fue muy claro para la clorofila a del agua. En general la clorofila del agua fue mayor en primavera y en algún caso en verano, donde en general se registraron las floraciones de cianobacterias. En este sentido, cabe destacar el verano de 2019 que presentó condiciones de baja salinidad y se registró una de las floraciones más importantes del período (Figura 90). También las plantas sumergidas mostraron este mismo patrón, donde se registran a partir del verano y en otoño, pero en invierno desaparecen y en primavera se registran en baja biomasa y ocasionalmente.

Según estos resultados, la Laguna de Castillos acumula agua dulce enriquecida de nutrientes a lo largo del invierno y en primavera, luego en los meses cálidos el aumento de la temperatura del agua acelera los procesos biológicos, donde los nutrientes aparentemente están más disponibles. En este momento los productores primarios aumentan su crecimiento rápidamente, en especial el fitoplancton de menor tolerancia a la salinidad, como varias especies de cianobacterias filamentosas. En este período la laguna descarga agua al mar, donde se remueven nutrientes, sedimentos y organismos. A mediados del verano y principio del otoño, cuando ingresa agua marina disminuyen los valores de los nutrientes y los productores primarios tolerantes a la salinidad se favorecen, como plantas sumergidas y algunas macroalgas marinas que se establecen en la laguna. En el invierno se restablecen las condiciones de

agua dulce nuevamente y las bajas temperaturas reducen el crecimiento de los productores primarios. Los indicadores del sedimento no parecen mostrar diferencias marcadas entre estaciones del año.

En base a imágenes satelitales sentinel se verificó que la barra arenosa del Aº Valizas estuvo abierta durante gran parte de los muestreos realizados, excepto en otoño e invierno de 2017 y otoño de 2020. Pese a que la conexión de la Laguna de Castillos con el mar es más distante, debido a que se realiza mediante el Aº Valizas, la dinámica de intercambio de agua con el mar es menos variable a lo largo del tiempo, encontrándose un patrón estacional más claro de la conductividad. Seguramente esto se deba a que la boca del arroyo permanece abierta durante gran parte del año (Figura 101). Desde fines de otoño, en invierno y primavera, cuando la evaporación es menor la laguna acumula agua dulce proveniente de la cuenca, la que se descarga al mar a través del arroyo valizas. Progresivamente, con el aumento de la temperatura y la evapotranspiración, el aporte de agua desde la cuenca disminuye y baja el nivel del agua dentro de la laguna, generando las condiciones propicias para el ingreso de agua marina, lo que suele ocurrir a mediados de verano y otoño. De esta manera, se observa una dinámica hidrológica y de las características del agua bastante sincronizada con la estacionalidad.

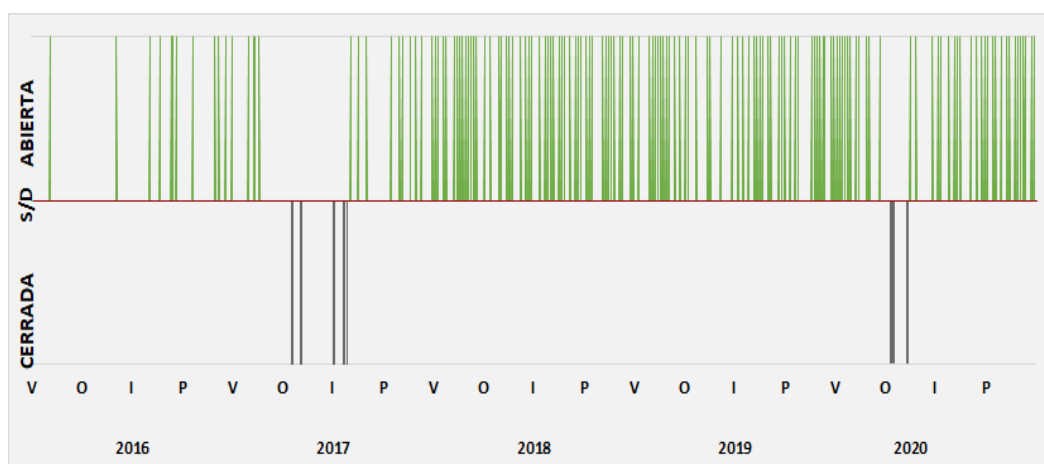


Figura 101. Descripción del estado de la barra de la Laguna de Castillos durante el período de estudio del que se cuenta con datos. Verde: abierta, negro: cerrada, línea roja: período sin datos. V: verano, O: otoño, I: invierno, P: primavera.

Si bien, el intercambio de agua entre la laguna y el mar es más pronunciado a partir de inicios o mediados del verano, el ingreso de agua comienza a producirse a fines de octubre y noviembre (observaciones no publicadas). Dichos pulsos de agua marina no alcanzan a representar volúmenes suficientes para modificar la conductividad del sistema, pero sí son suficientes para el ingreso de los organismos. Esto coincide con el registro de larvas y huevos de peces desde la primavera. Igualmente se

requiere discriminar las especies de ictioplancton para un mejor análisis y también diferenciar a las especies que ingresan a la laguna como larvas y huevos, de las que pueden desovar dentro de ella y las de agua dulce (Machado *et al.* 2011).

Más allá del ciclo estacional antes descrito, durante el período de estudio se observó una tendencia a la disminución de los valores de los nutrientes en el tiempo (Figura 80), lo cual se observó en períodos que no siempre coincidieron con el ciclo anual. Por ejemplo, entre el invierno de 2015 y el verano de 2017 y entre el otoño de 2018 y el otoño de 2019 se observaron niveles de nutrientes más elevados o con mayor variabilidad, y en general luego del otoño de 2019 los valores descendieron notoriamente. Esto parece coincidir con la variabilidad de la clorofila *a*, pero no fue tan claro, en especial en el último año donde esta variable presentó los mayores valores. Por otro lado, la comparación con datos previos, mostró un incremento significativo en las formas de nitrógeno, aunque no para el fósforo (ver sección siguiente). Sin embargo, Martínez (2021) describe un importante aumento de los valores de todos los nutrientes en la Laguna de Castillos entre décadas, comparando con períodos de datos más antiguos y con una base de datos que llegó hasta 2017. Lo cual, a su vez, se relaciona con un importante cambio de uso del suelo en la cuenca, en donde tuvo lugar un aumento en la agricultura y pasturas sembradas que emplean fertilizantes. La variabilidad interanual es muy elevada, por lo que las comparaciones temporales son muy dependientes de los períodos de tiempo comparados, donde la variabilidad de las precipitaciones juega un rol relevante.

Relación entre las variables de calidad del agua

El ACP realizado con las variables del agua y el sedimento (Figura 102) mostró una clara relación inversa entre la conductividad del agua y los nutrientes disueltos ortofosfato y nitrógeno inorgánico disuelto (NID), PT, sólidos suspendidos y clorofila *a* del agua. A su vez, la conductividad se relacionó positivamente con el pH (se removió del análisis) y la clorofila *a* del sedimento. De forma perpendicular, se observó un segundo gradiente determinado por la temperatura del agua, y de forma inversa con la concentración de oxígeno disuelto. La profundidad del agua y el NT mostraron baja relación con las restantes variables, pero estuvieron más vinculadas a los muestreos con mayores valores de nutrientes, y en el caso de la profundidad fue inversa a la temperatura del agua. En general, los muestreos con mayores valores de nutrientes fueron los de primavera que tuvieron baja conductividad; los que presentan menores valores de nutrientes y mayor conductividad corresponden a otoño fundamentalmente, mientras que los valores más elevados de temperatura se relacionaron a los muestreos de verano y los de mayores valores de oxígeno disuelto a los de invierno (Figura 102).

Este análisis explicó el 52% de la varianza (análisis realizado con la remoción del pH y los nutrientes del sedimento). Es posible que nuevos ajustes en el ACP aumenten la varianza explicada, pero este

análisis permite visualizar las relaciones entre las variables, pese a que hay una gran proporción de la variabilidad que no es explicada por este tipo de análisis

Al igual que para las restantes lagunas, el ACP mostró claramente dos procesos muy relevantes que explican la variabilidad de los datos (Figura 102). Por un lado, el intercambio de agua con el mar y el aporte de agua desde la cuenca y por otro lado la estacionalidad. El primero de estos procesos determina que el agua de la laguna sea dulce en invierno, donde se registran valores más elevados de casi todos los nutrientes en agua y sedimento. El aporte de agua de la cuenca genera una entrada de nutrientes, pero es posible que también se promuevan procesos de liberación de nutrientes del sedimento de la laguna, como desde la gran extensión de humedales que la rodean. Asimismo, en esta estación, la laguna tiene mayor turbidez debido tal vez al arrastre de sedimento desde la cuenca y la profundidad suele ser mayor. Por el contrario, a fines de verano, luego de que la laguna descarga agua al mar, se produce una ingresión de agua marina y la conductividad aumenta, alcanzando en otoño los valores máximos. En este momento los nutrientes bajan sustancialmente y aumenta la transparencia, posiblemente por efecto del ingreso de agua marina con menos nutrientes y sedimentos, pero también puede ser por otros procesos vinculados al ciclo de los nutrientes y a los cambios abruptos en la salinidad. Por otra parte, la estacionalidad modula en parte este proceso, debido al aumento de la evapotranspiración y por favorecer el crecimiento de los productores primarios y la actividad biológica en general, que puede jugar un rol en el ciclo de nitrógeno y del fósforo.

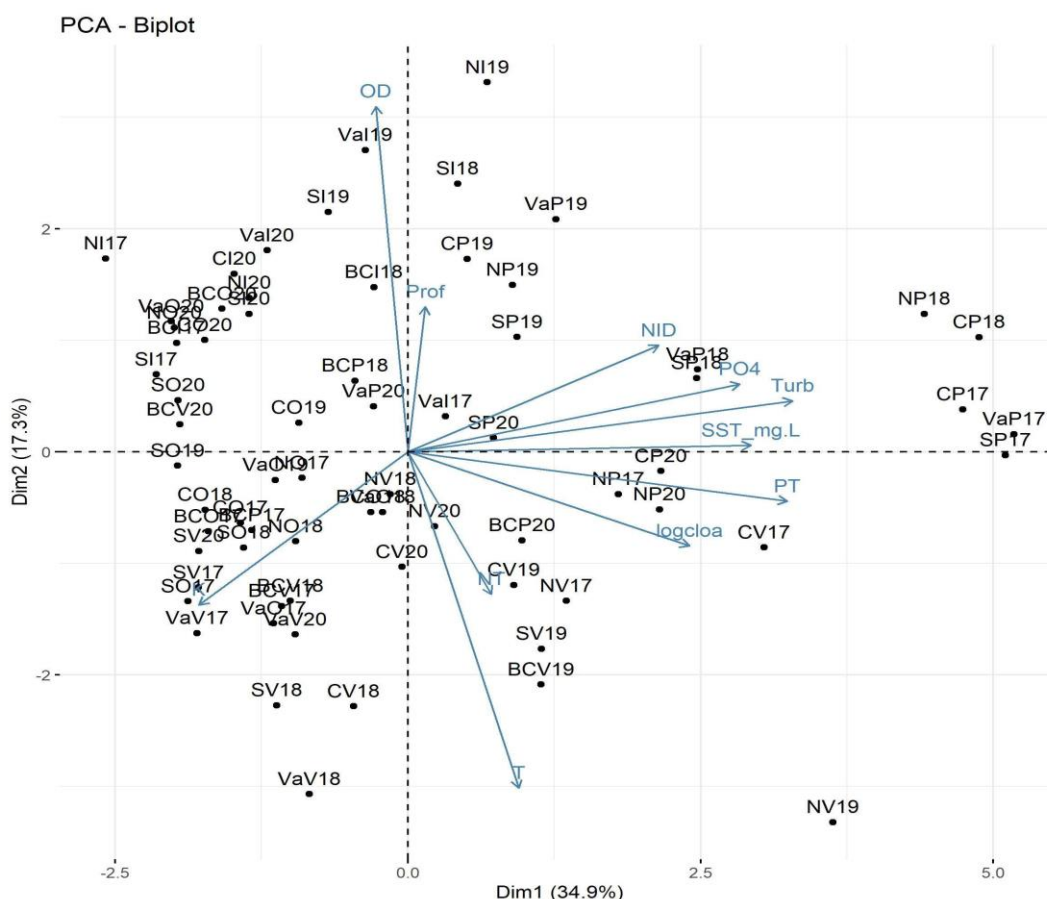


Figura 102. Análisis de Componentes Principales (ACP) con las variables de calidad del agua de la Laguna de Castillos. Se indican las estaciones del año (V: verano; O: otoño; I: invierno; P: primavera), las estaciones muestreadas (N: norte, C: centro y S: sur, BC: Bolsón del Chafalote y Va: Arroyo Valizas) y los números indican el año. Las flechas azules indican las variables analizadas.

Comparación con datos históricos

Para este informe se consideraron como datos históricos (Tabla 41) a los generados entre 2002 y 2006 por la Sección Limnología de la Facultad de Ciencias, correspondientes a Conde *et al.* (2003) y Rodríguez-Gallego *et al.* (2017). Si bien, los sitios de muestreo no son exactamente los mismos, para los fines de este informe se seleccionaron los sitios ubicados en zonas cercanas a los de este monitoreo. Los sitios norte, centro y sur en los estudios previos son similares a los del monitoreo actual, aunque los de 2005-2006 estaban ubicados más hacia el margen de la laguna (Rodríguez-Gallego *et al.* (2017). En el caso del Bolsón del Chafalote, únicamente se cuenta con datos previos de los veranos de 2002 y 2004 (ver datos en Bonilla *et al.* 2006) y no se cuenta con datos previos de dicho período para el A^o Valizas. El Bolsón del Chafalote se presenta aparte, dado que tiene características hidrológicas diferentes a las del resto de la laguna.

Estos cambios responden a que los diferentes proyectos de investigación que alimentan la base de datos histórica, tenían sitios de muestreo ubicados para responder diferentes preguntas de investigación, y no con el objetivo de realizar un monitoreo a largo plazo. A partir de 2015, el CURE implementó un monitoreo estival de larga duración que toma a 2015 como año piloto, desde entonces los sitios de monitoreo se mantienen fijos. Si bien, para esta laguna existe una base de datos de mayor duración, que incluye muestreos desde finales de 1996, pero con grandes vacíos temporales y espaciales, por lo cual para los fines de este informe se decidió utilizar el único periodo de tiempo para el que se cuenta con muestreos simultáneos en las cuatro lagunas. De esta manera se evita el sesgo por sitios de muestreo y cantidad de datos disponibles.

La comparación entre el periodo actual y el período 2002-2006 mostró valores medios significativamente más elevados de profundidad y pH en la actualidad. Las formas de fósforo no mostraron diferencias significativas, pese a que el valor medio de PT fue levemente superior que en el período de referencia. El NT y el NID mostraron un aumento significativo en el período actual, pese a la elevada variabilidad observada. A pesar de lo cual, no se observaron diferencias significativas en la Cloa a del agua, contrariamente a lo reportado por Martínez (2021) para esta laguna. Los indicadores del sedimento mostraron un aumento significativo para la MOsed valores muy similares entre ambos períodos, aunque para el NTsed, PTsed y la Cloased se observó una disminución estadísticamente significativa en el período actual. La comparación para el Bolsón del Chafalote se realizó únicamente con dos datos disponibles en el período 2002-2006, y los valores fueron muy similares a los actuales, excepto para la profundidad, conductividad y NT que fueron más elevados en el período actual, mientras que la Cloa fue menor. El sedimento contó solamente con el dato de 2004, el que presentó valores mayores de PTsed y NTsed a los del período actual y menores para MOsed.

Tabla 41. Valores promedio de los indicadores de calidad del agua y el sedimento de la Laguna de Castillos para el período de estudio comprendido entre 2002 y 2006 (tomados de Conde *et al.* (2003) y Rodríguez-Gallego *et al.* (2017)) y el período actual comprendido entre 2015 y 2020. Se presentan los datos promediados para los tres sitios de muestreo dentro de la laguna (norte, centro y sur) y los datos del Bolsón del Chafalote se indican por separado. No hay datos disponibles para el Aº Valizas. Se presentan los resultados de las comparaciones estadísticas entre períodos únicamente para los datos dentro de la laguna, debido a que para el Bolsón del Chafalote los datos disponibles son insuficientes.

| | Laguna | | | | Bolsón Chafalote | | | |
|-----------------------|--------------------|-------------------|-----------|---------|------------------|---------|-----------|---------|
| | 2002-2006 | | 2015-2020 | | 2002-2006 | | 2015-2020 | |
| | Media | Desvest | Media | Desvest | Media | Desvest | Media | Desvest |
| Profundidad (m) | 1 F=11.1, | 0.3 p<0.001 | 1.4 | 0.5 | 0.8 | 0.1 | 1.2 | 0.4 |
| Conductividad (ms/cm) | 5.3 ns | 7.2 | 6.7 | 6.1 | 0.2 | 0 | 3.8 | 7.9 |
| Temperatura (°C) | 18.8 ns | 3.6 | 18.6 | 5.3 | 18.9 | - | 20.5 | 5.7 |
| OD (mg/L) | 9 ns | 1 | 8.7 | 1.1 | 8.4 | - | 8.1 | 1.1 |
| pH | 7.3 Chi2=33.1 | 0.3 p<0.00001 | 7.8 | 0.4 | 7.8 | - | 7.9 | 0.6 |
| SST (mg/L) | 47.8 ns | 51.9 | 39.6 | 37.2 | 11 | 2.6 | 11.5 | 13.6 |
| MOSS (mg/L) | 9.2 ns | 6.3 | 7.5 | 6.8 | 6 | 3.7 | 3.9 | 3.7 |
| PO4 (µg/L) | 21.3 ns | 12.8 | 23.2 | 24.4 | 20.9 | 4.3 | 11.5 | 10.8 |
| PT (µg/L) | 56.7 ns | 38.3 | 75.2 | 42.3 | 56.5 | 5.6 | 50.9 | 34.3 |
| NO3 (µg/L) | 20.8 ns | 31.4 | 47.2 | 65.8 | 52.9 | 63 | 18.1 | 19.5 |
| NO2 (µg/L) | 1.8 ns | 1.2 | 2.5 | 1.9 | 2.6 | 1.2 | 2.6 | 2.4 |
| NH4 (µg/L) | 6.3 Chi2=33.1 | 16.1 p<0.00001 | 38.3 | 43.6 | 20.1 | 7.7 | 42.1 | 69.8 |
| NT (µg/L) | 495.3 Chi2=10.6 | 495.3 p<0.001 | 701.2 | 322.4 | 415.7 | 340.2 | 735.3 | 287.4 |
| Clo-a (µg/L) | 5.3 ns | 5.5 | 7.8 | 22 | 12.6 | 15.9 | 3.9 | 3.5 |
| Mosed (mg/gPS) | 24.3 Chi2=11.8 | 39.4 p<0.0001 | 40.1 | 114.7 | 2.5 | - | 100.1 | 257.8 |
| Ptsed (mg/gPS) | 184.9 F=15.6 | 66.6 p<0.0001 | 128.6 | 57.6 | 351.5 | - | 120.6 | 49 |

3.4.7 Síntesis integrada de la cuenca de la Laguna de Castillos

Los indicadores de calidad del agua en la Laguna de Castillos mostraron un gradiente norte - sur para la conductividad, donde en general fue menor en el norte (Conde *et al.* 2002, Rodríguez-Gallego *et al.* 2017) y mayor en centro y sur. La conductividad fue mínima en el Bolsón del Chafalote y entre tres y cuatro veces mayor en el Aº Valizas. Si bien, las diferencias no fueron tan marcadas, en general el sitio sur presentó menores valores de nutrientes y turbidez, la que fue mayor en el centro y el Aº Valizas. Se destacaron valores elevados de algunas formas de nitrógeno en el Bolsón del Chafalote, posiblemente debido al aporte del extenso sistema de humedales, mientras que la turbidez fue la más baja. Los coliformes termotolerantes fueron mayores en los meses fríos y los valores máximos se registraron en el Aº Valizas, siendo notoriamente más elevados que en el resto de la laguna, posiblemente por aportes domésticos del pueblo del puente de la ruta 10. En los sedimentos se observó una distribución bastante homogénea entre los sitios, donde el Aº Valizas o el sitio norte mostraron en algún momento valores más elevados de algunas de las variables. Los estándares (Decreto 253/79) y valores guía (Mesa Técnica del Agua 2017) fueron sobrepasados para el PT y NT gran parte del tiempo y en todos los sitios de muestreo, mientras que la turbidez superó el estándar en algunos muestreos, principalmente con viento, en el cuerpo principal de la laguna. Los coliformes termotolerantes y la DBO₅ estuvieron por debajo de los límites establecidos en todas las ocasiones.

Los valores de concentración de clorofila a en general cumplieron con el valor guía propuesto por la Mesa Técnica del Agua (10 µg/L), excepto en tres eventos de floraciones de cianobacterias, que ocurrieron en primavera o verano. La floración de verano de 2019 fue especialmente severa, ocurriendo en toda la laguna y con biomásas muy elevadas. Considerando la concentración de clorofila a promedio anual para el período de estudio (2017 - 2020) según el criterio de Lamparelli (2004) la laguna se encontraría en estado mesotrófico, a excepción del año 2019 que se clasificó como eutrófica y según la OCDE (1982) la Laguna de Castillos presentó un estado mesotrófico en los años 2017 y 2018, mientras que el 2019 y 2020 presentó un estado eutrófico.

En general, se observó un aumento de los indicadores de eutrofización del agua entre el período de referencia (2002-2006) con el período actual, aunque esta diferencia fue significativa únicamente para las formas de nitrógeno. Martínez (2021) por el contrario encontró un aumento significativo comparado con una serie de datos más antigua y que no incluyó los últimos 3 años de datos disponibles, y lo atribuyó al aumento de usos agropecuarios con mayor exportación de nutrientes (agricultura y pasturas sembradas), así como a la variabilidad climática. A nivel de sedimentos no se observó un aumento de los indicadores de eutrofización.

La laguna mostró un comportamiento estacional muy marcado en las diferentes variables limnológicas, donde los meses de invierno y primavera presentan condiciones de agua dulce y mayores niveles de nutrientes y de clorofila a, los que disminuyen en verano y otoño cuando aumenta la conductividad por ingreso de agua marina. Este comportamiento tan predecible podría ser uno de los factores que

favorecen al desarrollo de las floraciones de cianobacterias, donde en primavera el aumento de la temperatura y el agua dulce rica en nutrientes propician su desarrollo, y el recambio de agua en verano remueve las poblaciones que se descargan al mar o mueren debido a la mayor salinidad. Esto estaría modulado por la precipitación. Martínez (2021) encontró que luego de primaveras y veranos más lluviosos las floraciones pueden ser más severas, tener más extensión en la laguna y extenderse hasta el verano, debido a que el mayor nivel del agua en la laguna no permite el ingreso de agua marina. Mientras que, en años secos, el ingreso de agua salobre puede ser mayor y ocurrir temprano en el verano no permitiendo el desarrollo de floraciones o que estas queden circunscritas a la zona norte más límica.

De los metales analizados se observaron valores cuantificables del Cu, Cr, Hg y Pb, siendo todos los valores inferiores a los estándares ambientales internacionales indicados en las guías canadienses (Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQG 1999)). Asimismo, se encuentran dentro de la categoría estándar “No Contaminado”, de las directrices de calidad de sedimentos (SQG) de la Agencia de Protección ambiental de Estados Unidos (Environmental Protection Agency (EPA)) (Perin, 1997). Por tanto, estos compuestos no representarían un riesgo para los usos del sistema.

En relación a los agroquímicos observados en el período, fueron registrados glifosato, cipermetrina y clorpirifos. Sin embargo, aún se cuenta con pocos datos para poder realizar una evaluación que sea representativa del sistema. Ninguno de los tres pudo ser evaluado, dado que no se cuenta con normativa nacional ni internacional para estos compuestos en la matriz sedimento. En este sentido, Griffero *et al* (2019), observaron en esta cuenca que la presencia de plaguicidas fue más alta en los sitios de muestreo asociados a subcuencas con mayor actividad agrícola, y que el número total y la concentración de ciertos plaguicidas fue mayor en pequeños arroyos. No obstante, indican que es necesario realizar un análisis más detallado de cada tipo de pesticida encontrado y su asociación con el cultivo fuente para esclarecer estos resultados (Griffero *et al* 2019). La cuenca de Laguna de Castillos presenta actualmente el 7.9 % de su superficie bajo uso agrícola (DINACEA 2021), aunque Martínez (2021) reportó un 16% considerando la superficie de agricultura y pasturas sembradas en 2015, por tanto, probablemente sea necesario realizar monitoreos en afluentes, o modificar la frecuencia de análisis de estos compuestos. Por último, al igual que en las lagunas de José Ignacio, Garzón y de Rocha para todo el período analizado, se registraron hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH's), pero ninguno superó los estándares establecidos en el GESTA-AGUA (2014), ni en el estándar de la EPA para PAH's totales.

El fitoplancton de esta laguna fue el que presentó mayor número de taxa y mayor abundancia. Las diatomeas fueron el grupo más diverso y el grupo dominante la mayor parte del período de estudio, como es esperable para este tipo de ambientes (Bonilla *et al* 2006). También al igual que las otras lagunas presentó especies marinas en los meses de verano y otoño, coincidiendo con el ingreso de agua marina. El hecho característico, y preocupante, de esta laguna son sus floraciones recurrentes de

cianobacterias potencialmente tóxicas principalmente del género *Dolichospermum* (Martínez 2021). Este género posee estadios de resistencia (acinetes) en su ciclo de vida, lo que le permite su permanencia en el sistema aún en condiciones desfavorables. Esto favorece a la especie, cuando se dan las condiciones ambientales para su crecimiento, explicando su predominancia. En ocasiones se ha registrado a otra especie de cianobacteria potencialmente tóxica *Microcystis novacekii*, aunque con menor frecuencia y abundancia.

Esta laguna presentó plantas sumergidas todos los años estudiados, pero únicamente en verano y otoño y excepcionalmente en otras estaciones del año. La composición fue similar a la reportada en el sitio sur de Laguna de Rocha, aunque con biomasa algo menores (Rodríguez-Gallego *et al.* 2015). La abundancia de esta biomasa promedio se ha mantenido en valores similares a los reportados en el período de referencia. Esta comunidad es relevante como fuente de alimento de importantes especies de aves acuáticas, en especial de cisne de cuello negro y algunas gallaretas, entre otras, los que constituyen uno de los valores de conservación del área protegida.

La comunidad bentónica de la Laguna de Castillos presentó una fauna típicamente estuarina con ocasionales organismos dulceacuícolas. Las dos especies más abundantes fueron *Heleobia aff. australis* y *Erodona mactroides*, aunque los poliquetos también fueron muy abundantes en algunas ocasiones. Se observaron diferencias importantes en el bentos de la laguna con el del Bolsón del Chafalote donde predominaron especies de agua dulce (algunos gasterópodos con distribución restringida en el país) y con el Aº Valizas donde predominaron poliquetos. Se observó que en eventos de descarga importantes el bentos de otros sitios puede ser transportado aguas abajo, como por ejemplo se registraron en el Aº Valizas gasterópodos de agua dulce del Bolsón del Chafalote. La mayor riqueza y abundancia registrada durante este estudio respecto del período de referencia (Meerhoff *et al.* 2009) probablemente se deban a un mayor nivel de resolución taxonómica y al uso de un tamiz de menor tamaño de malla. Igualmente, esto debe analizarse con mayor nivel de detalle para descartar tendencias de aumento en el tiempo por otras causas.

En la Laguna de Castillos, los misidáceos se registraron en abundancias elevadas en 2017 y a partir de entonces no se volvieron a registrar valores de igual magnitud, incluso estuvieron prácticamente ausentes en todo el 2019. Esto indicaría, que su potencial función como organismo clave en la transferencia de energía en la trama trófica desde niveles tróficos inferiores a los superiores podría ser menos relevante que la reportada para Laguna de Rocha (Rodríguez-Graña *et al.* 2008, Milessi *et al.* 2010).

El ictioplancton fue registrado en todas las estaciones del año, aunque en invierno su presencia fue excepcional y con valores mínimos, mientras que estuvieron siempre presentes y con abundancias importantes en primavera y verano. En esta laguna, predominaron las larvas con respecto a los huevos de peces. Esto es coincidente con lo encontrado por Machado (2007), donde la abundancia promedio

del total de larvas de peces fue mayor en la Laguna de Castillos respecto a Rocha. El ictioplancton se registró en todos los sitios de la laguna, aunque en el norte únicamente se registraron larvas. Esto indicaría que esta laguna es un sitio de desove y cría para especies costeras, lo que deberá ser confirmado con la futura identificación de las especies, destacando la relevancia de esta laguna en la costa uruguaya y a nivel regional. Debido a que las floraciones de cianobacterias ocurren en primavera y en verano, cuando el ictioplancton es más abundante, se debería evaluar el impacto potencial de las floraciones sobre el reclutamiento de peces.

De las seis especies de peces registradas en la pesca artesanal durante los muestreos de desembarque realizados entre 2017-2020, cuatro (corvina blanca, pejerrey, lenguado y lisa) son de consumo humano relevante. Para la mayoría de las especies capturadas no se observaron grandes diferencias entre las tallas y pesos medios durante todo el período de monitoreo (2017–2020) (DINAMA-OSE-DINARA-IDR-CURE 2018, 2019, 2020). En todas las especies la LT50% estuvo por encima de la LTM50% y el rango de tallas observado correspondería tanto a ejemplares que alcanzaron su primera madurez sin abandonar todavía la laguna, como a posibles reingresos desde el mar (Fabiano y Santana, 1999; Santana *et al.* 2018).

En relación a los invertebrados de importancia comercial, en el caso del Cangrejo Sirí (*Callinectes sapidus*), coexistieron siempre juveniles y adultos en todos los monitoreos de primavera-verano. La amplitud de los rangos de tallas y pesos observados es coincidente con el uso que la especie hace de estas lagunas, en donde coexisten individuos inmaduros, de menor porte asociados a ingresos recientes, con ejemplares adultos que crecieron en estos ecosistemas o reingresaron desde el mar (Uscudun, 2014). En análisis anteriores se identificaron además diferentes clases modales de tallas (DINAMA-OSE-DINARA-IDR-CURE, 2020) que refuerzan esta asunción. El arte de pesca empleado en la caracterización de esta especie (red de arrastre exploratoria) determina la captura de individuos de diferentes tamaños y no solamente de la fracción de interés comercial. La pesca artesanal opera sobre los segmentos de tallas mayores y se orienta preferentemente a la captura de machos de tallas superiores a 105 mm de At que alcanzaron la madurez sexual (DINAMA-OSE-DINARA-IDR-CURE, 2020).

En la laguna de Castillos hubo zafra de camarón (*Penaeus paulensis*) durante verano y otoño en los cuatros años del periodo de estudio (2017-2020). Las tallas y pesos medios de los ejemplares fueron similares entre todos los años, excepto en el 2017, año en el cual se registraron los mayores valores promedio. Todos los valores del factor condición promedio se encontraron por debajo de 100, excepto en el 2017, indicando que para la mayoría de los años el peso promedio de los individuos considerados en la laguna de Castillos estuvo por debajo del peso promedio estimado para la especie en las cuatro lagunas costeras.

El análisis del contenido de Cd, Pb y Hg total realizado en muestras de distintas especies extraídas entre agosto 2017 y noviembre 2019, mostró que todas las muestras analizadas para estos tres metales

estuvieron muy por debajo de los límites permitidos por las normativas internacionales vigentes para productos pesqueros de consumo humano.

Los tributarios de la Laguna de Castillos en general presentaron valores de cumplimiento de los estándares de aptitud ambiental, a excepción del oxígeno disuelto, fósforo total y coliformes termotolerantes. Para el oxígeno disuelto, se registraron varios incumplimientos principalmente en la cañada de los Olivera y en el arroyo Castillos, donde la mayoría de los valores reflejaron una situación de hipoxia, que incluso fue cercana a la anoxia. La cañada de los Olivera recibe los aportes de materia orgánica provenientes de fuentes puntuales aportadas desde la ciudad de Castillos, a los cuales podrían deberse los bajos valores de oxígeno. En el caso del arroyo Castillos, los bajos valores de concentración de oxígeno registrados pueden atribuirse a situaciones de bajos caudales (situación frecuente en este sistema) y a la extensa superficie de humedales adyacentes.

Para el caso de los coliformes termotolerantes a diferencia de informes anteriores se registró incumplimiento de la normativa ambiental nacional en todos los tributarios en la estación otoño, pero el resto de los valores del año fueron aceptables, encontrándose muy por debajo del máximo admitido para muestras puntuales. Esto sugeriría que ese valor puntualmente alto estuvo asociado a algún evento particular, posiblemente de lluvia, y no a una situación constante de un sitio.

Por otro lado, en cuanto a los nutrientes, todos los valores de fósforo total excedieron el estándar de la normativa, reflejando las altas cargas que se estarían dirigiendo a la Laguna de Castillos a través de todos los tributarios. Cabe destacar a la cañada de Los Olivera que continúa siendo el tributario que aporta las mayores concentraciones, tanto de PT como de PO₄. Respecto al NT únicamente esta cañada y el arroyo Castillos en primavera presentaron valores de incumplimiento de NT en relación al valor guía propuesto por la mesa técnica del agua (≤ 500 mg/L), siendo nuevamente la cañada de Los Olivera donde se registraron los mayores valores, tanto para el NT como para las formas disueltas de este nutriente. Por tanto, estos resultados indican que este tributario sería uno de los principales aportes de nutrientes a la Laguna de Castillos. Como ya se hizo mención en el informe anterior (DINAMA 2019) sería importante contar con datos de caudal de forma de poder confirmar este indicio.

El análisis de cargas anuales (ton/año) de NT y PT para la cuenca de la Laguna de Castillos estimados para el período 2017- 2019, mostró que el aporte difuso proveniente de la actividad agropecuaria, al igual que en el resto de las lagunas costeras, representó el mayor aporte (96% de NT y 97% de PT). Estos resultados coinciden en parte con el informe DINAMA (2019), en el cual, el análisis de cargas anuales (ton/año) estimado según los usos del suelo (a partir de la imagen Landsat del año 2015), mostró que las subcuencas del arroyo Chafalote y el arroyo Don Carlos tanto para el PT como el NT, fueron las que más carga aportaron a la laguna.

Los aportes correspondientes a tambos e industrial y doméstico representan para ambos nutrientes una proporción mínima. Asimismo, los aportes de NT y PT estimados a partir de los puntos de monitoreo

de los arroyos Chafalote y Castillos, mostraron que la subcuenca del arroyo Chafalote aportó más intensidad de carga (32.04 ton/año de NT y 6.02 ton/año de PT) a la laguna. Es importante resaltar, que la Laguna de Castillos recibe altas concentraciones de los indicadores de eutrofización provenientes de fuentes puntuales aportadas desde la ciudad de Castillos a través de la cañada Los Olivera (tributario), los cuales no se ven reflejados en este estudio. En este sentido, debería ser evaluado en mayor grado, el aporte de nutrientes que están recibiendo los humedales de la Laguna de Castillos, desde esta cañada, así como la capacidad de filtración de los mismos en relación a las concentraciones que llegan.

Por otro lado, se observó en el análisis de carga por unidad de superficie (kg/ha/año), que las subcuencas del arroyo Chafalote y el arroyo Don Carlos fueron las que presentaron mayor intensidad de carga en términos de PT mientras que en términos de NT las subcuencas que presentaron mayor intensidad de carga fueron las del arroyo Chafalote y la Laguna de Castillos. En este sentido, es necesario determinar las cargas aportadas por el resto de las subcuencas de los tributarios de esta laguna, de forma de poder obtener una mejor estimación de la intensidad de carga de nutrientes que está recibiendo este sistema. A su vez, es importante realizar el análisis de carga por unidad de superficie (kg/ha/año), ya que si bien, la superficie de cada subcuenca explica en parte el aporte relativo de cada una, la importancia relativa de los diferentes usos también influye.

4. Discusión general

4.1 Comparación entre lagunas

Se compararon indicadores de calidad del agua y variables biológicas entre las cuatro lagunas, para evaluar el estado general de las lagunas costeras a nivel país, y también para entender situaciones específicas de alguna laguna en particular. La comparación mostró tendencias claras (Anexo VI), las que fueron además significativas para varios indicadores de calidad del agua y del sedimento, y en menor medida para variables biológicas. En los casos en que no se observaron diferencias significativas igualmente se consideró la tendencia general de ordenación de las lagunas en función del valor medio, mediana y rango de variación, ya que en general se mantuvo la misma tendencia que para las variables con diferencias significativas. En algunos casos la heterogeneidad de varianza fue muy elevada (especialmente las biológicas), lo que no permitió el uso de test sensibles a este atributo (incluso después de aplicar transformaciones).

Las lagunas más profundas fueron la de Castillos, seguida de Garzón, de Rocha y José Ignacio con diferencias significativas entre sí (Figura 7, Figura 28, Figura 49, Figura 81). La temperatura del agua y el oxígeno disuelto no presentaron diferencias significativas entre lagunas, aunque la tendencia fue a que

las lagunas de menor tamaño presentaran menor tenor de oxígeno disuelto. La conductividad mostró diferencias marcadas y significativas entre lagunas, donde José Ignacio fue la que presentó los mayores valores, seguida de Rocha y por último Laguna de Castillos fue la menos salobre. Resultados similares fueron reportados por trabajos previos (Gimenez *et al.* 2014; Rodríguez-Gallego *et al.* 2017). El pH tuvo un comportamiento similar al de la conductividad.

La concentración de nutrientes totales y disueltos fue menor en Laguna José Ignacio que en las restantes, aunque esto fue significativo únicamente para las formas de fósforo. Laguna de Rocha presentó mayores valores de fósforo, seguida de Castillos, pero estas diferencias no fueron significativas. Se destacó Laguna Garzón con valores algo más elevados de NT y NID, pero sin diferencias significativas entre lagunas, para lo cual cabe resaltar la gran cantidad de valores extremos y el amplio rango de variación de estos indicadores en todas las lagunas. Estos resultados siguen la misma tendencia general que lo observado por Rodríguez-Gallego *et al.* (2017) para muestreos realizados en 2005 y 2006. Los sólidos suspendidos totales fueron mayores en Laguna de Rocha, seguida de Laguna de Castillos y José Ignacio y por último Garzón, siendo significativas las diferencias entre Rocha y Garzón. Los valores más elevados de sólidos suspendidos en Laguna de Rocha podrían explicar en parte los mayores valores de fósforo, posiblemente debido a procesos de resuspensión de sedimentos enriquecidos en nutrientes. En esta laguna únicamente el 13 % del tiempo no hay resuspensión y casi el 60% del tiempo la resuspensión de fósforo está entre 50 y 75 µg/L (Chalar & Clemente 2005).

La Clorofila *a* del agua fue muy similar entre lagunas, cuando se remueven los valores más extremos de Laguna de Castillos. Sin embargo, en 2005 y 2006 Rodríguez-Gallego *et al.* (2017) encontraron valores más elevados en Laguna de Rocha. Los estudios realizados hasta el momento, y confirmados por esta serie temporal de datos indican que la variabilidad interanual en los indicadores de calidad del agua en general es muy elevada, por lo que las comparaciones entre lagunas pueden estar muy condicionadas por el año en que se realiza la comparación.

Los indicadores del sedimento (MOsed, PTsed y Cloased) mostraron la tendencia inversa a conductividad del agua. Para estas variables en general Laguna Garzón, seguida de José Ignacio mostraron los valores más elevados, con diferencias significativas entre Garzón y las restantes lagunas en la mayoría de los casos. La Laguna de Castillos en general mostró los menores valores. El NTsed se comportó de forma diferente, siendo menor en Laguna José Ignacio y Rocha, las lagunas más salobres. Si bien se discute cómo interviene la salinidad en el ciclo del nitrógeno (y en particular en la desnitrificación), los resultados son contrastantes dependiendo de cada sitio y de la multiplicidad de factores que también afectan dicho ciclo, dificultando encontrar efectos claros (Fennel *et al.* 2009; Arce *et al.* 2014). Algunos autores plantean que el efecto de salinidad en la comunidad bacteriana que media en dicho ciclo es transitoria, ya que nuevos grupos tolerantes a diferentes niveles de salinidad cumplirán iguales funciones en el ciclo del nitrógeno (Hart *et al.* 1991. Sin embargo, en ecosistemas con elevada variabilidad de la salinidad, con un régimen de variación de pocos días e incluso horas, podría tener

efectos en la denitrificación no conocidos, lo que requiere estudios específicamente diseñados para abarcar dicho régimen de variación temporal. Estos resultados parecen indicar que las lagunas José Ignacio y Garzón podrían tener una influencia relativa mayor del sedimento en el estado trófico, en comparación con Laguna de Rocha y Laguna de Castillos, mostrando una tendencia similar a la reportada previamente por Rodríguez-Gallego *et al.* (2017). Al observar las figuras que muestran la variación temporal de los indicadores del sedimento, se observa una menor variabilidad entre muestreos en comparación con las variables de la columna de agua, que son muy sensibles a pequeños cambios hidrológicos y climáticos (Rodríguez-Gallego *et al.* 2017). Por lo tanto, pueden ser más efectivos para diferenciar impactos de las actividades humanas respecto de la variabilidad natural.

Se denomina indicadores permanentes o de largo plazo (*enduring indicators* en inglés) a las variables que presentan menor variabilidad natural en el tiempo (Valesini *et al.*, 2010; Ortega *et al.*, 2013) y por lo tanto se espera que puedan captar mejor los cambios que son persistentes en el tiempo y que se deben a efectos en el ambiente como ser los causados por actividades humanas. En sistemas en proceso incipiente de degradación, por ejemplo, en fases tempranas de eutrofización, puede ser difícil diferenciar la variabilidad natural de tendencias sostenidas en el tiempo producidas por impactos antrópicos. Esto puede ser más complejo aún en sistemas muy dinámicos como las lagunas costeras. Por este motivo Tuduri *et al.* (2020) sugieren emplear diferentes indicadores de estado trófico del sedimento para evaluar el proceso de eutrofización en Laguna Garzón, ya que mostraron tendencias más claras que los indicadores de la columna del agua. Por estos motivos, estos autores incluso proponen que las normativas nacionales incorporen indicadores ambientales del sedimento.

Asimismo, los sedimentos son excelentes indicadores de contaminación por metales pesados del ambiente costero, dado que los grandes aportes provenientes de las cuencas finalmente llegan a la zona estuarina y luego pasan a la plataforma continental (Calderon & Valdez 2012, Sharifuzzaman *et al.* 2016). Las cuatro lagunas registraron concentraciones cuantificables de los metales Cr, Cu, Pb y Hg, pero siempre por debajo de los estándares planteados por la normativa internacional utilizada. Por lo cual, en un principio estos parámetros no representarían un riesgo para los diferentes usos de estos sistemas. Las principales fuentes de metales para los sistemas acuáticos son: efluentes industriales, aguas residuales municipales y domésticas, agricultura (insecticidas orgánicos, pesticidas y fertilizantes), entre otras (Sharifuzzaman *et al.* 2016, Calderón & Valdéz 2012, Pazi 2011). La toxicidad de estos compuestos puede afectar negativamente a la biodiversidad de los ambientes acuáticos, debido a su persistencia, a través de la bioacumulación y biomagnificación a lo largo de la cadena alimentaria acuática, pudiendo afectar finalmente la salud humana (Sharifuzzaman *et al.* 2016). Dado que en las cuencas de las lagunas Garzón y José Ignacio no existen industrias relevantes y los centros urbanos son pequeños en términos relativos, es posible que estos metales tengan un origen geológico o sedimentológico, hipótesis a verificar a través de estudios específicos.

Respecto a los agroquímicos analizados en sedimento, si bien algunos parámetros registraron valores cuantificables, la gran mayoría no fue posible evaluarlos dado que no se cuenta con normativa nacional ni internacional que defina límites admisibles para la matriz sedimento. En este sentido en las Lagunas de Rocha y de Castillos se ha observado un aumento de la superficie agrícola en ambas cuencas, así como disminución de las distancias entre cultivos y las lagunas y arroyos (Rodríguez-Gallego *et al.*, 2017, Martínez 2021). Asimismo, Griffero y colaboradores (2019) determinaron en estas cuencas un alto número de contaminantes emergentes en agua (entre ellos pesticidas). Estos, en general, presentaron bajas concentraciones y una distribución dispersa, siendo el número y concentración de contaminantes mayor en los arroyos, seguidos de las lagunas y en menor proporción en el litoral costero. Los contaminantes con valores más preocupantes fueron de origen urbano y biomédico, como hormonas y antibióticos. Previamente, Nardo *et al.* (2015) habían registrado valores de glifosato en agua de Laguna de Rocha dentro de rangos admitidos por la normativa. Si bien, dada la heterogeneidad de los usos del suelo, aún se cuenta con pocos datos como para poder realizar una evaluación representativa para estos sistemas, este monitoreo y los restantes estudios muestran la existencia de aportes de contaminantes agropecuarios y de las zonas urbanas a los ecosistemas acuáticos. Pese a que éstos contaminantes aún se mantienen en niveles admisibles, es necesario realizar monitoreo de estos contaminantes en afluentes, aumentar la frecuencia de monitoreo, así como evaluar cambiar y/o agregar otra matriz analítica como, por ejemplo: la matriz agua, que permita aumentar la detección y cuantificación de estos compuestos.

A nivel de las comunidades biológicas, también se observaron diferencias entre las lagunas de mayor y menor tamaño. En general las lagunas de Rocha y de Castillos (en ese orden) presentaron mayor riqueza y mayor abundancia de bentos (muy elevada en Laguna de Rocha), misidáceos e ictioplancton (huevos y larvas de peces), mayor abundancia y riqueza de fitoplancton, a la vez que éstas fueron las únicas lagunas que presentaron plantas sumergidas. Estos resultados han sido reportados por estudios previos, pero dichos estudios fueron puntuales, con duraciones que raramente alcanzaron el año de duración, por lo que este monitoreo permite confirmar que estas tendencias se mantienen en el tiempo.

La comunidad de fitoplancton en todas las lagunas estuvo dominada por diatomeas durante la mayor parte del tiempo como es esperable en este tipo de ambientes (Bonilla *et al* 2006) y si bien en todas ellas se han registrado cianobacterias potencialmente tóxicas solo Castillos presentó floraciones. Las lagunas más conectadas con el mar como José Ignacio y Rocha tienen menos probabilidades de desarrollo de floraciones porque el intercambio con el agua marina produce un lavado (las cianobacterias identificadas son dulceacuícolas y se produce shock osmótico). En estas lagunas al tener mayor intercambio se puede producir el ingreso de especies marinas potencialmente tóxicas (mareas rojas) principalmente en época estival que es cuando hay una mayor influencia oceánica. En cambio, las lagunas con menor intercambio con el mar como Garzón y Castillos son las más vulnerables a las floraciones de especies dulceacuícolas y salobres. Garzón tienen una gran proporción de su comunidad compuesta por cianobacterias, aunque en general de especies no tóxicas y Castillos tiene de manera

recurrente floraciones de cianobacterias filamentosas del género *Dolichospermum*, la cual es potencialmente tóxica (Martínez 2021).

Las plantas sumergidas estuvieron presentes todo el año en Laguna de Rocha y únicamente en verano y otoño en Laguna de Castillos, con un año excepcional que alcanzando la abundancia más alta registrada en invierno. Si bien Fabiano y Santana (1999) reportan la presencia de *Z. palustris* para las lagunas José Ignacio y Garzón, estas no han sido reportadas desde 2002 a la fecha, aunque en Laguna Garzón fueron observadas en 2003 (obs. pers.) y en 2005 se registró puntualmente una biomasa elevada de macroalgas Charophytas en la ensenada del Aº Garzón en su desembocadura en la laguna. Esto llama la atención, dado que un estudio de polen en sedimentos recientes registró polen de *R. maritima* (Rodríguez-Gallego *et al.* 2014), lo que podría indicar una extinción local de estas plantas, o en su defecto fluctuaciones poblacionales de muy larga duración.

Las especies que integran los denominados pastos marinos, como *R. maritima* y *Z. palustris* en nuestro país son comunidades únicas, ya que solo se registran en estas lagunas costeras, donde se dan condiciones de fluctuaciones de salinidad en aguas lénticas. Si bien los análisis de trama trófica encontraron que estas especies y otras macrófitas contribuyen poco como alimento (Rodríguez-Graña *et al.* 2008, Milessi *et al.* 2010), análisis de contenido estomacal de dos cisnes de cuellos negro (encontrados muertos) mostraron un elevado consumo de estas especies, a la vez que las dos lagunas con vegetación suemergida presentan las poblaciones más elevadas de cisnes (*Cygnus melanocoryphus* y *Coscoroba coscoroba*) alimentándose frecuentemente en Laguna de Rocha (Sarroca *et al.* 2008) y en verano y otoño en Laguna de Castillos, cuando están presentes las plantas. Bortolus *et al.* (1998) reportan el consumo de estas plantas por poblaciones de cisne de cuello negro en Laguna Mar Chiquita en Argentina. Laguna de Rocha y de Castillos presentan poblaciones de importancia internacional por su cantidad de individuos (Sarroca 1998). La potencial desaparición de esta comunidad en las lagunas José Ignacio y Garzón, así como su elevada fluctuación en la Laguna de Castillos muestra la alta vulnerabilidad de estas especies, y el potencial impacto de su desaparición en el resto del ecosistema y en especies objeto focal de conservación para el Sistema Nacional de Áreas Protegida.

En 2003 se reportó una proliferación de plantas sumergidas de menor tolerancia a la salinidad (*Potamogeton pectinatus* y *Myriophyllum quitense*) que cubrió gran parte de la zona norte de Laguna de Rocha. Rodríguez-Gallego *et al.* (2010) reportaron efectos de las plantas en la composición y abundancia del bentos, aumentando su riqueza, y una reducción de los sólidos suspendidos y nutrientes particulados dentro de las matas de plantas respecto de sitios no vegetados. Esto muestra que las plantas pueden cumplir importantes funciones en el ecosistema, como refugio y zonas de alimentación para crustáceos (Pérez-Castañeda and Defeo 2004) y peces (Horinouchi 2007), mediando en procesos físicos y químicos del agua y el sedimento (James *et al.*, 2004), entre otros, además de su contribución en la trama trófica. Estudios posteriores analizaron seis años de datos de plantas sumergidas en esta laguna y encontraron mayor riqueza y biomasa en las bahías del norte con menor salinidad, y una

drástica disminución de la biomasa y riqueza a partir de salinidades de 5 (conductividad del entorno de 8 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Desde entonces no se han vuelto a registrar proliferaciones de plantas de dicha extensión, ni de especies de menor tolerancia a la salinidad, pero sí se han registrado proliferaciones de macroalgas posiblemente *Ulva* y *Enteromorpha* en verano, que conformaron matas densas y flotantes, y sitios de acumulación y descomposición. Previamente, se habían registrado proliferaciones de microalgas gelatinosas como *Aphanothece* (Bonilla com. pers.) formando una densa cobertura del sedimento. Rodríguez-Gallego *et al.* (2014) discuten que la proliferación y fluctuación de productores primarios puede estar indicando un proceso incipiente de eutrofización, donde según las condiciones se favorecen diferentes tipos de productores primarios. McGlathery (2001) plantea que para lagunas costeras o bahías la eutrofización puede desplazar progresivamente a las plantas acuáticas favoreciendo a las macroalgas y al fitoplancton. Esto muestra la relevancia de mantener el monitoreo de la biomasa de plantas sumergidas como variable permanente (o enduring variable), así como avanzar en el entendimiento de su dinámica poblacional, las causas de desaparición en las lagunas de menor tamaño, y especialmente evaluar el efecto del manejo de la barra de las lagunas y los cambios en los sedimentos en esta comunidad.

La mayor riqueza y abundancia de bentos en las lagunas de mayor tamaño había sido previamente registrado por Meerhoff *et al.* (2009), Kandravicius *et al.* (2008) y Giménez *et al.* (2014), donde ya se señalaba que Laguna de Rocha tenía órdenes de magnitud de diferencia en la abundancia total, y Laguna José Ignacio una abundancia relativa muy diferente entre grupos taxonómicos respecto de las restantes lagunas. Esto fue confirmado por este monitoreo, registrando incluso mayor abundancia total que en estudios previos en Laguna de Rocha (casi el doble). Por ejemplo, la almeja *Macoploma tenta* en Laguna Castillos o los pyramidélidos (*Pyramidellidae* *indet.*) en Laguna de Rocha. Varios de estos taxa aún se encuentran en estudio, pudiendo potencialmente tratarse de especies nuevas para la ciencia como el caso de *Heleobia aff. robusta*, que se encuentra exclusivamente en la Laguna Castillos, presentando altas densidades de hasta 9560 ind./m² en los sitios menos salobres. Gimenez *et al.* (2014) indican que la distribución de abundancias del bentos de Laguna José Ignacio es más parecida a la de la desembocadura de los arroyos del Océano Atlántico de nuestra costa que a la de las restantes lagunas costeras, donde dominan los poliquetos en lugar de los gasterópodos. Si bien estos autores esperaban mayor diferencia entre el bentos de lagunas y arroyos, debido al menor intercambio con el mar durante los períodos de barra cerrada, concluyeron que la variabilidad entre sitios dentro de las lagunas fue mucho mayor a la registrada entre sistemas, lo que sería explicado por la heterogeneidad en los sedimentos y la hidrología. Por otra parte, Isaach *et al.* (2006) en un estudio de la vegetación de humedales costeros de la costa del sur de la Provincia de Buenos Aires, Uruguay y el sur de Brasil encontró que Laguna de José Ignacio tiene una composición y estructura de la vegetación emergente litoral similar al de las marismas, al igual que el Aº Maldonado y las desembocaduras de los pequeños arroyos costeros de nuestro país, posiblemente debido a su mayor salinidad. Esto podría explicar las diferencias registradas en el bentos, donde toda la laguna tiene un régimen más similar a humedales

salinos, con intercambios frecuentes de agua con el océano por eventos de micromareas, que a lagunas costeras propiamente dichas. Muniz *et al.* (2011) estimaron indicadores de integridad biótica del bentos de estas lagunas, y encontraron que el estatus ecológico es pobre a moderado, lo que no se condice con el nivel de degradación general y contaminación de estos ecosistemas. Estos autores discuten que estos indicadores deberían adaptar sus valores para estuarios o ecosistemas dominados por disturbios y estrés natural, como es el caso de las lagunas costeras.

A nivel de la contribución del bentos en la trama trófica, existen estudios para Laguna de Rocha y Garzón, donde se observó la importancia del bentos en la transferencia de energía hacia niveles tróficos superiores. Rodríguez- Graña *et al.* (2008) destacan el importante acople bentos-pelágico, o sedimento - columna de agua en la trama trófica de Laguna de Rocha, debido a su baja profundidad, donde incluso peces predadores de necton acceden al sedimento y pueden alimentarse de bentos directamente, como la corvina o el lenguado. En estas condiciones, los invertebrados bentónicos o que se mueven entre el sedimento y el agua, que se alimentan de sedimentos o perifiton son parte importante de la dieta de peces, y son los organismos clave en la transferencia de energía entre niveles tróficos basales y superiores. Estos organismos son principalmente el misidáceo *Neomysis americana*, el poliqueto *Nephtys fluviatilis*, un isópodo y una especie de copépodo *Pseudodiaptomus richardii*. Si bien *H. australis* es la especie más abundante del bentos y está presente en la dieta de varias especies, su contribución como alimento es menor a la de los invertebrados antes mencionados, al igual que el bivalvo *E. mactroides*. Para Laguna Garzón, García-Spósito *et al.* (2018) encontraron resultados similares a los de Laguna de Rocha y describieron la dieta de varias especies de peces que consumen invertebrados bentónicos y materia orgánica del sedimento y fitobentos. Si bien, se requiere un análisis más detallado de los datos de bentos de este estudio, la gran abundancia de *H. australis* y su aumento en comparación con estudios previos (Meerhoff *et al.* 2009) podría estar indicando una menor preferencia en la dieta de los predadores, respecto de otros organismos. Igualmente, futuros estudios deberían analizar la dinámica poblacional de esta especie, su tasa de predación sobre el fitobentos y perifiton, y su relación con indicadores de eutrofización del sedimento como la clorofila *a*. Dada su gran abundancia es de esperar que esta especie esté mediando el intercambio de nutrientes y energía entre el sedimento y la columna de agua, jugando un rol más importante del previsto en atenuar los efectos de la eutrofización de estas lagunas.

Los misidáceos son unos camarones pequeños que se mueven entre el sedimento y la columna de agua, abundantes en lagunas costeras y estuarios. Generalmente son relevantes en la transferencia de energía y materia en la trama trófica dado que se alimentan del detritus y plancton y son una importante fuente de alimento para consumidores secundarios (Mauchline 1980). En Laguna de Rocha se registró únicamente a *Neomysis americana* (Spinoza *et al.* 2019), una especie de la que se discute su origen y que algunos autores consideran exótica invasora (DINAMA 2019). En las restantes lagunas, aún está por determinarse si además de *N. americana* aparecen también otras especies. Esta especie mostró ser clave en la trama trófica de Laguna de Rocha, siendo depredada por gran cantidad de consumidores

secundarios (Rodríguez-Graña *et al.* 2008, Milessi *et al.* 2010). La abundancia de este crustáceo fue claramente mayor en Laguna de Rocha, seguida de Castillos, y fue marcadamente menor en las lagunas de menor tamaño. Su mayor abundancia en primavera en todas las lagunas se podría deber a la reproducción. Spinoza *et al.* 2019 discuten que en condiciones favorables de salinidad y temperatura podría presentar hasta tres eventos reproductivos en Laguna de Rocha, donde su disminución en verano y otoño se debería a la depredación de peces y aves. Estos autores, plantean que su mayor abundancia en zonas centrales de la laguna podría estar asociadas a la mayor turbidez, de la que se favorece como estrategia para evadir la depredación. Esta especie cumple su ciclo de vida completo en la Laguna de Rocha, pero no se ha determinado esto para las restantes lagunas, para lo que se requiere analizar en mayor profundidad los datos disponibles. Si bien, se cuestiona su monitoreo por su carácter de especie potencialmente exótica invasora, dado su función en trama trófica y su fácil identificación se sugiere mantener su evaluación continua.

El monitoreo de huevos y larvas de peces en las lagunas costeras arrojan información muy relevante sobre la reproducción y el reclutamiento para este recurso pesquero. Si bien no se ha avanzado en la identificación taxonómica del ictioplancton hasta el momento, este representa el monitoreo continuo de más larga duración existente en el país. Los resultados muestran que Laguna de Castillos tuvo la mayor abundancia de larvas y Laguna de Rocha la de huevos, mientras que las lagunas de menor tamaño tuvieron una abundancia mucho menor, especialmente José Ignacio. En Bonilla *et al.* (2006) se resume la información de estudios previos en primavera de 2002 y verano de 2003, que representaron los primeros relevamientos de ictioplancton en las lagunas costeras del país. En estos se registró la mayor riqueza en las lagunas de mayor tamaño. Sin embargo, contrariamente a lo observado en este monitoreo, en la Laguna José Ignacio se registró la mayor abundancia de huevos y en Laguna Garzón la mayor abundancia de larvas, en las que predominaron las larvas de lacha (*Brevoortia aurea*). Machado *et al.* (2011) encontró en verano de 2004 mayor abundancia de huevos en Laguna de Rocha y de larvas en Laguna de Castillos, al igual que en este estudio, reportando una predominancia de especies estuarinas en la Laguna de Rocha y mayor relevancia de especies de agua dulce en Laguna de Castillos con larvas de mayor tamaño en general y una amplia distribución en diferentes sitios de las lagunas incluyendo las zonas más alejadas de la costa. Estudios recientes en Laguna de Rocha muestran la relevancia de la conectividad con el mar para el ictioplancton (Machado *et al.* en revisión), donde eventos de lluvia intensa pueden expulsar al ictioplancton estuarino e incluso de agua dulce, mientras que en intrusiones marinas importantes ocurridas por tormentas pueden ingresar especies marinas ocasionales que no prosperan. Este estudio incluso muestra que otros procesos de ingreso de ictioplancton pueden ocurrir, como por ejemplo por overwash o por el pasaje de oleaje marino por encima de la barra, cuando hay alta abundancia de larvas en la costa y la barra está cerrada. Si bien la época más destacada para el ingreso de ictioplancton a las lagunas es la primavera, a lo largo del año se registraron larvas y huevos de diferentes especies, indicando que la variabilidad en la frecuencia y temporalidad de apertura de la barra de las lagunas puede permitir el reclutamiento de diferentes

especies, mostrando que el manejo de las barras puede ser fundamental para el reclutamiento de especies de interés pesquero.

Es interesante resaltar que las lagunas con mayor abundancia de las comunidades analizadas presentaron niveles de salinidad contrastantes, niveles de nutrientes en agua levemente más elevados que los y niveles de MOsed, PTsed y MOsed. Estos resultados podrían estar indicando dinámicas de interacción entre la vía béntica y la pelágica diferentes, tal vez con cierto desacople entre ambos compartimentos en las lagunas de menor tamaño, con una cierta tendencia a la acumulación de nutrientes y condiciones del sedimento menos propicias para el bentos, meroplancton y las plantas sumergidas. En Laguna de Rocha parecen mantenerse las mismas relaciones indicadas por Rodríguez-Graña *et al.* 2008 y Milessi *et al.* 2010, con un importante acople entre organismos del sedimento y meroplanctónicos con la columna del agua, mientras que en Laguna de Castillos el sedimento parece tener una menor importancia como reservorio de nutrientes y materia orgánica, aunque igualmente sustenta importantes poblaciones de bentos y misidáceos. Sería importante entender la dinámica del sedimento, no tanto a nivel de la granulometría que es más o menos conocida (Conde & Sommaruga 1990; Giménez *et al.* 2014), sino también las condiciones de óxido reducción, los procesos de sedimentación y acumulación de sedimentos y materia orgánica, ya que la dinámica de la conexión con el mar podría estar fomentando procesos de acumulación en las lagunas de menor tamaño, debido a dinámicas de menor energía de descarga al mar, ya sea por aperturas artificiales o por estrangulamiento de la barra debido a infraestructura (puentes) o por procesos naturales. La ausencia de plantas sumergidas en Laguna José Ignacio y Garzón, pese a reportes de su presencia en la década del 90 y registros de polen en los sedimentos recientes, pero no actuales, indicarían que este grupo podría haber desaparecido del sistema, lo cual podría estar asociado a cambios en las condiciones del sedimento, lo que requiere estudios específicos para poder evaluarlo.

En relación a las especies de peces registradas en los muestreos de desembarque de la pesca artesanal en las lagunas de Rocha y de Castillos, en el período 2017-2020, éstas fueron las objetivo tradicionales de estas lagunas (Fabiano & Santana, 2006). Es de destacar que no se observó la presencia de *Cyprinus carpio* en los muestreos de desembarque. Esta especie, exótica invasora, es de reporte frecuente en todas las lagunas y es capturada en muchas ocasiones por los pescadores artesanales (Fabiano *et al.*, 2011). Otras pesquerías zafrales que refieren a especies de peces dulceacuícolas en ambas lagunas, son bagre negro (*Rhamdia quelen*) y tararira (*Hoplias malabaricus*). Estas especies son residentes en estos ecosistemas y estuvieron escasamente representadas en dichos muestreos.

En las poblaciones de peces la sobreexplotación produce cambios temporales en la estructura de tallas, y en particular en la talla de primera madurez sexual, siendo este indicador importante para establecer valores de referencia para posteriores estimaciones (Gangl & Pereira 2003, Lappalainen *et al.* 2016). Asimismo, la LTM50% evaluada en relación con la LT50%, es utilizado como indicador de la gravedad de la presión de pesca sobre un stock (ICES 2012). En este sentido, la LT50% de las especies capturadas en

las lagunas de Rocha y Castillos, y destinadas para consumo humano, estuvieron por encima de su talla de primera madurez sexual, es decir que la pesca se ha dirigido hacia la población adulta de estas especies. Una excepción a esto, es la corvina negra en la Laguna de Rocha, donde una proporción menor de la captura recayó en ejemplares juveniles. En muchas de las especies las capturas corresponden a ejemplares que están alcanzando por primera vez la madurez sexual y que han transcurrido sus primeros años como juveniles en las áreas de cría lagunares (Santana *et al.*, 2018). Esta consideración no aplicaría a las corvinas blancas que se analizaron en el arroyo Valizas en donde se encontraron también individuos adultos posiblemente reingresados desde el mar. Por otra parte, aún cuando las investigaciones en los ciclos reproductivos de las especies comercializadas en las lagunas son escasas, indicarían que para muchas de ellas la fracción de la población presente en las lagunas alcanza la talla de primera madurez a tallas inferiores a las reportadas en otros ambientes (Vizziano *et al.*, 2002; Santana & Fabiano, 1999). Se recomienda profundizar estos estudios en especies que residen los primeros años de su ciclo de vida en las lagunas (ej. corvina blanca, lenguado) y en especies que completan todo su ciclo de vida en las lagunas (ej. pejerrey).

Asimismo, se utilizó el factor de condición recomendado en Froese (2006) para evaluar cambios de la condición relativa de los peces entre poblaciones, considerando que las corvinas que se encontraron en las distintas lagunas y a lo largo de los años pueden pertenecer a cohortes distintas. El factor de condición en general presenta variaciones asociadas al estado reproductivo de las especies, la disponibilidad de alimentos, factores ambientales (variaciones fisicoquímicas) y características del sitio donde habitan (Le Cren 1951; Jisr *et al.* 2018). En este caso, el factor de condición promedio estimado para corvina blanca en Laguna de Castillos y de Rocha no indicaría ninguna tendencia asociada a cambios negativos, dado que los valores estimados del factor condición promedio en estas lagunas presentaron en todos los casos valores cercanos al nivel de estado óptimo del indicador ($W_{rm} = 100$). Los valores obtenidos en el marco de este monitoreo deben ser considerados como valores de “línea de base”. No se pueden establecer inferencias de la condición de los peces hasta no contar con mayor información de los cambios en el factor de condición en relación a las condiciones ambientales y limnológicas (variaciones estacionales, condiciones tróficas y fisicoquímicas), que permitan establecer límites de referencia de este indicador para la especie. El incremento de la extracción pesquera, así como de otras actividades antrópicas, representa una amenaza para estos frágiles ecosistemas de la costa este de Uruguay (Fabiano y Santana, 2006). Por consiguiente, es necesario la continuidad a largo plazo del programa de monitoreo de la calidad ambiental de las lagunas costeras salobres del litoral atlántico y en particular el seguimiento de las pesquerías artesanales.

En lo que refiere a los invertebrados de importancia comercial, en el periodo de estudio en las lagunas de Rocha y Castillos se registró la presencia del Cangrejo Sirí (*C. sapidus*), estando ausente en los desembarques artesanales en las lagunas de Garzón y José Ignacio, lo que coincide con lo observado por Santana y Fabiano (1999). Las variaciones en la presencia y abundancia entre años y lagunas están determinadas por la magnitud y periodicidad de los pulsos de ingreso de estadios post-larvarios

(megalopas). El régimen de barras y las condiciones limnológicas y oceanográficas son determinantes en el éxito de la ocupación de estas áreas por la especie. Por otro lado, algunas prácticas pesqueras y en especial las asociadas a la pesca de camarón, tienen un impacto negativo dado que juveniles de *C. sapidus*, así como de diferentes especies de peces, son retenidos como captura incidental en los artes de pesca de camarón (Vieira *et al.* 1996; Silveira *et al.* 2014; Fabiano *et al.* 2016).

El rango de tallas observado para ambos sexos en las lagunas fue amplio y se correspondió con el uso que esta especie hace de los ecosistemas someros en las diferentes etapas de su desarrollo. Su ciclo vital comprende una fase marina y otra estuarina que se cumple en las lagunas costeras salobres y otros tributarios del litoral atlántico (Nion *et al.* 1974; Santana y Fabiano, 2004; Uscudun, 2014). Una vez que las hembras alcanzan la madurez sexual, son fertilizadas y migran al mar donde se produce la eclosión de los huevos, mientras que los machos pueden permanecer en el interior de las lagunas. En los monitoreos de primavera-verano en la Laguna de Castillos coexistieron siempre individuos juveniles y adultos, no registrándose casi la presencia de juveniles en otoño de 2019, los cuales fueron muy abundantes en el verano de 2020. El monitoreo de otoño de 2019 en la Laguna de Rocha se caracterizó por la presencia masiva de juveniles de esta especie y de otras especies del género *Callinectes* poco frecuentes (*Callinectes danae*) o no citadas (*Callinectes ornatus*) para estos ambientes (DINARA-UGPEA, datos no publicados). Las variaciones observadas son esperables para estos ecosistemas (Nion *et al.*, 1974; Santana, 1987; Santana y Fabiano, 1999 y 2004; Masello *et al.* 2016).

El camarón (*Penaeus paulensis*) utiliza las lagunas costeras salobres en gran parte de su crecimiento post-larvario, migrando al mar todavía como juveniles y sub-adultos (Santana & Fabiano, 1999). La temporada de pesca o zafra abarca generalmente verano y otoño, en función del momento en que se haya registrado el ingreso de post-larvas y la velocidad de crecimiento (Fabiano & Santana 2006). Durante esas estaciones la pesca se dirige casi exclusivamente a esta especie. La ocurrencia y magnitud de las zafras de camarón depende de varios factores, entre ellos, que las barras arenosas se encuentren abiertas al momento de la llegada de las post-larvas, del efecto de la marea (mayor ingreso durante la noche y en pleamar), de variaciones en la salinidad, así como de la intensidad de las precipitaciones anuales y estacionales (mayor productividad en años o períodos de sequía) (Santana *et al.*, 2014; 2015). En este sentido, en las lagunas de Castillos y de Rocha hubo zafra de camarón en los cuatro años del periodo de estudio (2017-2020), mientras que en José Ignacio desde el 2017 al 2019 y en Garzón únicamente en el 2019. En algunos años, la presencia de camarón puede ocurrir simultáneamente en las cuatro lagunas costeras (Santana *et al.*, 2015), tal como ocurrió en 2019. La frecuencia de zafras y su relación con los períodos de conexión con el mar para las cuatro lagunas es coincidente con antecedentes previos (Santana *et al.* 2012). Una excepción a esto fue la ocurrencia, sin precedentes, de zafras consecutivas de camarón en la Laguna de Rocha. El sistema laguna de Castillos-Arroyo de Valizas, por su ubicación geográfica y por permanecer durante mayores períodos de tiempo en interacción con el océano (Santana y Fabiano, 1999), es en donde generalmente se registran con mayor frecuencia las mayores extracciones (Fabiano & Santana, 2006). Sin embargo, es en la laguna de Rocha donde los

camarones alcanzan el mayor tamaño individual (Santana *et al.*, 2015). La ausencia de zafra en el año 2020 en la laguna José Ignacio coincidió con un período sostenido de barra cerrada entre noviembre de 2019 y junio de 2020 (Anexo VII), lo cual no permitió el ingreso de post-larvas a dicha laguna, ya que los principales ingresos que posibilitan las zafras ocurren a principios de diciembre (Fabiano & Santana 2006). Del mismo modo, la ausencia de zafras en la Laguna Garzón en todos los años, excepto 2019, podría deberse a que la barra en dicha laguna se mantuvo cerrada entre noviembre de 2017 y abril de 2018, así como entre noviembre de 2019 y mayo de 2020 (Anexo VII), o que las aperturas de la barra no fueron adecuadas para que se diera el ingreso de esta especie, lo que requiere mayor esfuerzo de investigación.

Es importante destacar, que los años 2019 y 2020 se caracterizaron además por la presencia, junto a *P. paulensis*, de *Penaeus brasiliensis* otro camarón rosado del mismo género que no había sido reportado anteriormente en Uruguay (Silveira *et al.* en prensa). Esta nueva especie es característica del sur de Brasil y está asociada a aguas más cálidas. Los valores promedio de tallas y pesos de *P. paulensis* observados durante los cuatro años del período de estudio coinciden con los tamaños históricos registrados para esta especie en las cuatro lagunas, existiendo oscilaciones interanuales asociadas a efectos climáticos locales (Santana *et al.* 2013, 2015), tales como variaciones en la temperatura y salinidad, que afectan el crecimiento de los camarones (Browder *et al.* 2002). Esto se ve reflejado en los valores promedio de tallas, pesos y factor de condición en las cuatro lagunas, observándose los mayores valores de estos parámetros en las lagunas de Rocha, Garzón y José Ignacio, en relación con la Laguna de Castillos. Observaciones similares han sido señaladas por Mistakidis (1965), Nion *et al.* (1974), Santana y Fabiano (1999) y Santana *et al.* (2015).

Los valores medios del factor de condición estimados en camarón para las cuatro lagunas estuvieron siempre por encima del valor óptimo ($W_{rm} = 100$), excepto en el período 2018-2020 en Laguna de Castillos, en donde los valores estuvieron entre 93.8 y 98.2 %. Estas diferencias se deben, como se mencionó anteriormente, a que los ejemplares de camarón en la Laguna de Castillos generalmente son de menor tamaño y peso en relación a las restantes lagunas. Los valores medios del factor de condición presentaron oscilaciones entre los diferentes años analizados en las diferentes lagunas, no encontrándose una tendencia clara en dicho parámetro. No existen estimaciones previas del factor de condición para camarón en las lagunas costeras de Uruguay, que permitan comparar los valores aquí obtenidos con años anteriores al período de estudio. Los parámetros am y bm utilizados en el cálculo del factor de condición para *P. paulensis* fueron estimados a partir de un tamaño muestral significativo (~10.000 individuos) de tallas y pesos típicos, provenientes de las cuatro lagunas costeras, en un período de diez años (2009-2019). Por esta razón los valores de este factor, estimados en este monitoreo, son un indicador confiable de la condición de los camarones en las lagunas costeras.

4.2 Relación entre las variables

Los análisis multivariados realizados para cada laguna con las variables físicas y químicas del agua y el sedimento y las abundancias de las comunidades biológicas mostraron un comportamiento similar en las cuatro lagunas. En todos los casos se observaron relaciones entre variables que responden a tres procesos condicionantes: 1) el intercambio de masas de agua entre el mar y la laguna y el aporte de agua dulce desde la cuenca, 2) la resuspensión de sedimentos y 3) el efecto de la estacionalidad y el aumento de la actividad biológica por el aumento de la temperatura del agua. Si bien la variabilidad explicada por los dos primeros ejes de los PCA fue relativamente baja, es posible que ajustes posteriores donde se remueven algunas variables redundantes aumenten la varianza explicada. Sin embargo, para los fines de este informe los análisis realizados permiten visualizar y resumir las relaciones entre las variables estudiadas en un único gráfico, con relaciones consistentes.

Una de las asociaciones entre variables más destacada fue la relación inversa entre conductividad y concentración de nutrientes en agua y en algunos casos del sedimento. En condiciones de baja conductividad se registraron mayores valores de nutrientes disueltos, principalmente NID y PO_4 , pero también de PT y en menor medida de NT. Esto responde al efecto de intercambio de masas de agua dulce y marina y refleja el mecanismo de autolimpieza que tienen estas lagunas mediado por la conexión con el mar a través del canal que se abre en la barra arenosa. Por otro lado, la temperatura del agua mostró una relación inversa esperable con el oxígeno disuelto, pero además se asoció positivamente con la Clorofila a del agua y del sedimento y con el NT, aunque dependiendo de la laguna esta relación fue más o menos importante. La temperatura del agua estuvo generalmente asociada a muestreos de verano, otoño y primavera. Por otro lado, la turbidez y los SS generalmente se asociaron a mayores valores de PT, Cloa y en menor medida de NT y PO_4 , lo que en parte estaría asociado a procesos de resuspensión del sedimento y aporte de nutrientes y microalgas a la columna de agua y por otro lado también a aportes de agua dulce de la cuenca que suelen corresponder a mayores valores de turbidez.

Si bien las cuatro lagunas mostraron relaciones similares entre variables y estaciones del año, éstas también presentaron diferencias por la coincidencia de estos procesos en el tiempo. Por ejemplo, en Laguna de Rocha (y en menor medida en José Ignacio) la conductividad estuvo relacionada con la temperatura, donde la mayor conductividad se observó desde primavera a otoño, lo que se observa claramente en la Figura 24, Figura 47, Figura 78 y Figura 102. Por el contrario, en Laguna de Castillos y Garzón no se observó relación entre estas variables, ya que en primavera y algunos veranos el agua permaneció con baja conductividad. Esto indicaría que en Laguna de Rocha los momentos de mayor actividad biológica presentan una salinidad elevada y los nutrientes pueden no ser tan elevados, mientras que en Laguna de Castillos y en menor medida en Garzón los momentos de mayor actividad biológica (debido a la mayor temperatura) y nutrientes pueden coincidir con períodos de baja conductividad. Algo similar ocurrió con la turbidez, la que en Laguna de Castillos y de Rocha se asoció

negativamente a la conductividad y de manera positiva en Laguna José Ignacio. Esto puede indicar tendencias temporales a mayores valores de turbidez por aporte del agua de la cuenca y vientos más frecuentes en el invierno, pero también a muestreos puntuales de alta turbidez, independientemente de la estación del año. En el caso de Laguna José Ignacio, la asociación entre turbidez y conductividad podría deberse a un sesgo en la base de datos donde predominaron los muestreos de verano. La resuspensión de sedimento produce un aporte de nutrientes y Cloa (Chalar & Clemente 2005; Bonilla *et al.* 2005) al agua debido al aporte a la columna de agua de microfitobentos y nutrientes asociados a las partículas de sedimento.

En relación al análisis de cargas de nutrientes exportadas por las cuencas, en todas el mayor aporte fue difuso, es decir, proveniente de la actividad agropecuaria. En este sentido, las cuencas con mayor aporte total de NT y PT de origen difuso, tanto en 2015 como en 2018, fueron las de las Laguna de Castillos y de Rocha. Sin embargo, haciendo este análisis por unidad de superficie (kg/ha/año), en ambos años las que cuentan con mayor exportación fueron las cuencas de las lagunas de Rocha y Garzón, seguidas por la Laguna de Castillos. En la estimación de cargas aportadas por los tambos, la Laguna de Rocha presentó el mayor aporte total NT y PT fue en todos los años, seguida por la Laguna José Ignacio. Sin embargo, esta última fue la que presentó los mayores valores de exportación tanto de los NT como de PT en todos los años por unidad de superficie. La estimación del aporte industrial y doméstico, presentó valores bajos en comparación con los aportes difusos, y solo contó con datos de las cuencas de las Lagunas de Rocha y de Castillos, dado que son las que presentan monitoreo de PT y NT en sus efluentes. Es importante resaltar que la Laguna de Castillos recibe altas concentraciones de los indicadores de eutrofización provenientes de fuentes puntuales aportadas desde la ciudad de Castillos a través de la cañada Los Olivera (tributario), los cuales no se ven reflejados en este estudio. Es necesario continuar monitoreando estos sistemas, de forma de poder vincular las cargas estimadas de los diferentes usos con las concentraciones de nutrientes obtenidas en los cursos de agua, para lo cual, se necesita contar con una serie extensa de datos y una adecuada estimación de los caudales circulantes, los cuales influyen directamente en las concentraciones de nutrientes en el agua y el aporte neto a las lagunas.

4.3 Heterogeneidad espacial y entre pases de barra abierta y cerrada en las lagunas costeras

Estudios previos en estas lagunas indicaron un claro gradiente espacial entre los sitios más cercanos a la barra y los más alejados, en la cercanía de la desembocadura de los tributarios. Este gradiente fue muy claro para la conductividad (Conde *et al.* 2002), pero también se registró en nutrientes del sedimento (Rodríguez-Gallego *et al.* 2017) y comunidades biológicas como plantas sumergidas (Rodríguez-Gallego *et al.* 2010; 2014) y bentos (Rodríguez-Gallego *et al.* 2010, Meerhoff *et al.* 2014). Esto se debe a la mayor influencia límnic en la zona norte de todas las lagunas y a una mayor influencia marina cerca de la barra, ya que incluso en momentos de barra cerrada puede haber ingreso de agua marina por oleaje

que sobrepasa la barra o por infiltración a través de la barra arenosa. Sin embargo, otros autores indicaron que pese a estas diferencias ambientales no encontraron una zonificación clara en los organismos o que otros factores ambientales tuvieron mayor influencia como el estado de conexión con el mar. Rodríguez-Graña *et al.* (2008) no observaron diferencias en la trama trófica entre el norte y el sur de Laguna de Rocha, atribuyendo esto a la movilidad de los organismos y a su tolerancia a cambios en la salinidad, mientras que Machado *et al.* (2011) encontró larvas de especies estuarinas en zonas más límnicas de Laguna de Rocha y de Castillos. Asimismo, Amaral *et al.* (2018) encontró que las diferencias en las características de la materia orgánica disuelta en el agua, estuvieron más relacionadas al estado de la barra y la salinidad que al gradiente norte-sur, que fue muy variable para cada indicador analizado. Resultados similares fueron indicados para el fitoplancton (Bonilla *et al.* 2005) y el bacterioplancton (Piccini *et al.* 2006, Amaral *et al.* 2018). Por otro lado, la heterogeneidad espacial puede ser diferente para cada laguna, mientras Conde y Sommaruga (1991) reportan diferencias importantes en la granulometría y materia orgánica del sedimento en Laguna de Rocha y en la Cloa a del sedimento (Conde *et al.* 1999), Bergamino *et al.* (2018) encontraron condiciones relativamente homogéneas en el sedimento de Laguna Garzón para varios indicadores analizados.

En este estudio, el gradiente espacial no fue tan marcado en Laguna José Ignacio y en Garzón como en estudios previos, donde los sitios de muestreo del norte se ubicaron en bahías y ensenadas semicerradas en la desembocadura de los tributarios, o en sitios muy cercanos a la barra. Esto podría explicar en parte que los gradientes espaciales en variables ambientales y biológicas fueron menos marcados, a diferencia de lo observado en años previos (Rodríguez-Gallego *et al.* 2017).

4.4 Dinámica temporal de los nutrientes y las comunidades biológicas

La observación de la dinámica temporal de los indicadores de eutrofización, al igual que lo observado en los análisis multivariados, mostró una cierta estacionalidad en los mismos, que fue más clara en Laguna de Castillos (Figura 83, Figura 84). En general, se observaron mayores valores de nutrientes disueltos y particulados en los meses cálidos que en invierno, aunque esto mostró una gran variabilidad interanual. En Laguna de Castillos, el patrón fue menos variable y la concentración de nutrientes en agua fue mayor en primavera que en el resto de las estaciones del año. Al analizar la conductividad, se observó que fue menor en invierno en todas las lagunas, pero en las primaveras fue muy baja en Laguna de Castillos (incluso menor que en invierno), aunque en las restantes lagunas las primaveras fueron más salobres que el invierno. Esto indicaría que luego del aporte de agua dulce de la cuenca en invierno y con el aumento de la temperatura de primavera, ocurren procesos fisicoquímicos y biológicos que vuelven más biodisponibles los nutrientes en la columna de agua. Sin embargo, debido a las aperturas de las barras e ingreso de agua marina, que suele ocurrir en primavera, la conductividad de estos sistemas comienza a aumentar, y el intercambio de masas de agua hace que los nutrientes tengan gran variabilidad

interanual. Excepto en Laguna de Castillos, donde la hidrología del sistema mantiene a las primaveras con agua muy dulce y mayores valores de nutrientes en agua.

En el caso de la abundancia de las comunidades biológicas la estacionalidad fue muy clara en todas las lagunas (Figura 11, Figura 32, Figura 75, Figura 85, Figura 70, Figura 91, Figura 17, Figura 37, Figura 61, Figura 92), siendo en general mayor en los meses más cálidos, en especial primavera y verano y en menor medida otoño, al igual que para la riqueza de bentos. El patrón estacional para las comunidades biológicas fue reportado en Laguna de Rocha para misidáceos (Espinoza *et al.* 2018), ictioplancton (Machado *et al.* 2011 y en revisión); Bonilla *et al.* (2005) y para plantas sumergidas (Rodríguez-Gallego *et al.* 2014), aunque los autores indican que el aumento de la salinidad en períodos de barra abierta en las estaciones de crecimiento puede alterar el patrón estacional de los productores primarios. Si bien la presencia de la barrera física de la barra arenosa podría afectar la diversidad biológica en estos estuarios, debido a que dependen del intercambio de organismos con el mar, Giménez *et al.* (2014) indicaron que estas lagunas presentaron mayor riqueza de bentos que los tramos inferiores de los arroyos costeros adyacentes. Estos autores indican que el efecto del aislamiento del mar debido a la apertura intermitente no es tan severo, mientras que en los arroyos la descarga de agua dulce por precipitaciones puede ser un disturbio aún más relevante para reducir la diversidad en arroyos que en lagunas.

Es llamativo que pese a que las lagunas tienen valores de nutrientes similares entre sí (excepto Laguna José Ignacio, que tuvo valores menores, sobre todo de fósforo), las floraciones de cianobacteria se han registrado únicamente en Laguna de Castillos, y han sido muy excepcionales los valores altos de Cloa y abundancia de cianobacterias en las restantes lagunas. Incluso, las floraciones en Laguna de Castillos se han registrado desde 1990, cuando los valores de nutrientes en agua eran menores a los actuales (ver Martínez 2021 por una comparación temporal). La floración registrada en 1990 fue de una especie poco frecuente entre las floraciones actuales de cianobacterias de nuestro país, indicando que posiblemente se haya debido a procesos naturales y no necesariamente al proceso de eutrofización generalizado que se observa en los ecosistemas acuáticos actualmente. Al analizar la dinámica temporal de los nutrientes y la conductividad en la Laguna de Castillos se observó una tendencia estacional bastante estable entre años, donde las primaveras tienen mayor disponibilidad de nutrientes en agua y muy baja conductividad, lo que sumado al aumento normal de la temperatura promueve el crecimiento del fitoplancton. Esto explicaría el aumento de la Cloa observado todos los años en primavera, aunque en algunos años dicho crecimiento terminó ocasionando floración de cianobacterias. La presencia de floraciones en esta laguna estuvo explicada por valores más elevados de temperatura, clorofila *a* en agua y precipitaciones, mientras que la conductividad fue levemente menor (Martínez 2021). Las condiciones más bajas y estables de salinidad en Laguna de Castillos, sumado al aumento del aporte de nutrientes desde la cuenca y la variabilidad climática con posibles aumentos de temperatura del agua e intensidad de lluvias, explicarían las floraciones recurrentes y en aumento en esta laguna.

Por el contrario, en las restantes lagunas, el régimen de disturbios en primavera, con mayor variabilidad de la salinidad y también de la disponibilidad de nutrientes, causada por la dinámica de las barras e intercambio con el mar, podrían estar previniendo el desarrollo de floraciones tan frecuentes y severas, como las registradas en Laguna de Castillos. Igualmente, el aumento de la clorofila *a* del agua en primavera, la presencia de cianobacterias potencialmente formadoras de floraciones, los valores actuales de nutrientes en agua y considerando que éstos a su vez han aumentado en el tiempo en las otras tres lagunas costeras, muestran el elevado riesgo de eutrofización, pudiendo comenzar a desarrollar floraciones en cualquier momento. Posiblemente el riesgo en Laguna José Ignacio sea menor, debido a que tiene menores valores de nutrientes en agua, sin embargo, en esta laguna podrían registrarse problemas con mareas rojas que ingresen desde el mar en condiciones de elevada salinidad en verano.

4.5 Dinámica de apertura y cierre de la barra

En general, la barra de la Laguna Garzón se abrió con mayor frecuencia (mayor número de veces al año) y la duración de la apertura fue menor. El registro más prolongado fue de 54 días, pero suele ser menor a un mes y a veces de pocos días (Guardaparques com pers.). A partir del registro de aperturas que realizan los Guardaparques se registró que el número de aperturas a partir de 2016 estuvo entre 3 y 5, con años excepcionales como en 2018 (una única apertura natural) que se abrió 6 veces. Predominaron en todos los casos las aperturas artificiales y cuando fueron aperturas naturales ocurrieron por oleaje marino luego de cierres recientes.

La barra de la Laguna de Rocha se abrió entre 2 y 3 veces al año, con una duración por apertura más prolongada de hasta 92 días, aunque la duración suele ser mayor a los 50 días. En general fueron aperturas artificiales, exceptuando casos puntuales en que la berma estuvo baja luego del cierre reciente de la barra, donde tormentas de mar o descargas importantes volvieron a abrir la barra de forma natural (por ejemplo, en primavera de 2016, ver Machado *et al.* en revisión). Esta información se tomó del registro que realizan los Guardaparques, y se tomó el mismo período a partir de 2016. La información existente indica que el Aº Valizas suele tener su barra abierta gran parte del año. No se observaron tendencias estacionales en la dinámica de apertura y cierre, pero un análisis más detallado con imágenes satelitales permitiría evaluar esto mejor.

Para las Lagunas de Rocha y Garzón, se observó una cierta sincronía en el régimen de conexión con el mar entre ambas. En general coincidieron los períodos prolongados de barra cerrada y también los períodos de barra abierta, aunque en Laguna de Rocha estos períodos fueron menos en cantidad y más prolongados, mientras que en Garzón representaron varios eventos de aperturas de menor duración (Figura 46, Figura 77, Figura 101). No se observó una tendencia estacional clara, sino que se observó que todos los años tuvieron una secuencia diferente (pero similar entre lagunas) de períodos de barra

abierta y cerrada. Pese a esto, en general en invierno y primavera la barra estuvo abierta al menos algunos días en ambas lagunas, excepto en primavera de 2020 de Laguna de Rocha. Esto es un resultado esperable, dado que la dinámica de conexión con el mar depende en gran medida de condiciones climáticas e hidrológicas, por lo que más allá de las particularidades geomorfológicas de cada barra y de los procedimientos de apertura artificial de las lagunas, las tendencias temporales coinciden en el tiempo.

El cumplimiento del protocolo de manejo de la barra (Resolución ministerial 1185/016) en Laguna de Rocha fue intermitente en el período. Los primeros años (2016 – 2017) se respetó casi cabalmente, con un leve incumplimiento de la duración de espera entre que se alcanza el nivel de agua mínimo y el momento de apertura artificial. Sin embargo, en 2020 se practicaron hasta tres aperturas por debajo del nivel mínimo establecido, las cuales no lograron abrir la barra. Por otro lado, en el verano de 2019 se abrió la barra previo a alcanzar la marca del nivel de agua en base a un seguimiento continuo de la evolución del nivel de la laguna y a un pronóstico de lluvia de alta intensidad, el que fue acertado. Esto muestra la necesidad de seguir trabajando la institucionalidad del sistema de decisión sobre el manejo de la barra y con los vecinos del área.

Las intervenciones artificiales, forzando aperturas anticipadas, interrumpen los ciclos naturales de llenado y descarga de agua, sólidos y nutrientes y pueden interferir con los ciclos vitales de las especies acuáticas. En una primera aproximación, una parte importante de las intervenciones artificiales que requirieron aperturas sucesivas como en Garzón y Rocha, pudieron ser pospuestas en el tiempo. Estas consideraciones requieren de un re análisis de las condiciones que determinan la apertura mecánica de las barras. Es también necesario un análisis más profundo del régimen de barra histórico de las lagunas y del régimen de precipitaciones en las cuencas y de eventos a mayor escala oceanográficos y climáticos, para poder extraer conclusiones de su comportamiento y asumir normalidad o salud, así como para concluir en qué grado las intervenciones antrópicas están modificando los ciclos de apertura y cierre de las lagunas (Anexo VII)

4.6 Manejo en la cuenca y de las barras para prevenir la eutrofización y acumulación de contaminantes

El aumento de la agricultura y praderas sembradas en todas las cuencas en los últimos 15 años, sumado al ineficiente sistema de saneamiento para remover nutrientes, constituyen fuentes permanentes y crecientes de nutrientes a estas lagunas (Rodríguez-Gallego *et al.* 2017, Martínez 2021). En este sentido, es fundamental implementar medidas que reduzcan la llegada de dichos nutrientes a los cursos de agua que drenan hacia estas lagunas, para mitigar el proceso de eutrofización. Estas medidas deben considerar los aportes urbanos, implementando sistemas de saneamiento y tratamiento de efluentes de fuentes puntuales urbanas e industriales, e incluso en viviendas rurales. Pero además debe considerar

sistemas de reducción de la carga de nutrientes de origen difuso desde la actividad agropecuaria, las que deberían ser prioritarias para Laguna Castillos. En este sentido es necesario implementar medidas similares a las establecidas para la cuenca del Río Santa Lucía, con intervenciones de restauración de humedales y zonas buffer para reducir la carga actual que llega a la laguna, de forma disminuir la frecuencia y severidad de las floraciones algales.

Los tributarios de las cuencas de las cuatro lagunas en general cumplieron con los estándares de la normativa ambiental. Sin embargo, registraron valores que superaron el estándar de PT en la normativa vigente (máx. 25 µg P/L), lo cual sugiere que estas lagunas están recibiendo elevadas cargas de nutrientes a través de todos sus tributarios. En este sentido, algunos tributarios de las lagunas de José Ignacio y Garzón en promedio presentaron valores menores de PT, con valores por debajo del estándar, pero en general las concentraciones de nutrientes fueron elevadas, especialmente para cañada Sosa y el Aº Anastasio. Esto podría deberse al bajo caudal, ya que son arroyos de planicie muy pequeños. Igualmente sería necesario contar con datos de caudal, para evaluar el aporte relativo de cada tributario.

En la cuenca de la Laguna de Rocha los arroyos La Palma y Las Conchas y la cañada de Los Olivera en la cuenca de la Laguna de Castillos, continúan siendo los tributarios más comprometidos en relación a los estándares ambientales, así como en función de las concentraciones de nutrientes. Como se mencionó en informes anteriores (DINAMA 2019, 2020), en el caso de los arroyos La Palma y Las Conchas las elevadas concentraciones de nutrientes se relacionan directamente con el uso de las subcuencas, las cuales son las más agrícolas (Rodríguez-Gallego *et al.* 2017). En el caso de la cañada Los Olivera las altas concentraciones de nutrientes determinadas provienen de fuentes puntuales aportadas desde la ciudad de Castillos, como la planta de tratamiento de la ciudad, la cual cuenta únicamente con tratamiento primario (Griffero *et al.* 2019). En este sentido, sería importante evaluar el aporte de nutrientes que están recibiendo los humedales de la Laguna de Castillos, así como la capacidad de filtración de los mismos en relación a las concentraciones que llegan desde la cuenca. Si bien el Aº Rocha recibe las aguas residuales de la ciudad capital, las concentraciones de nutrientes no son tan elevadas, lo que se debe en parte a su mayor caudal y a un efecto de dilución. Rodríguez-Gallego *et al.* (2015) indican que la concentración de nutrientes de este arroyo es mayor aguas abajo de la ciudad, respecto de los sitios aguas arriba, pero que los valores se recuperan a pocos kilómetros del sitio de vertido y lo atribuyen a la función que cumple el bosque y humedal fluvial. Conde *et al.* (2008) señalan un efecto similar en la cañada El Ejido en la Ciudad de Rocha, con valores muy comprometidos de calidad del agua en el tramo dentro de la ciudad y aguas abajo y una gran recuperación luego de atravesar un humedal con caraguatales en un predio privado.

Más allá del manejo de la carga de nutrientes exportada por la cuenca, el manejo de las barras de las lagunas es un factor fundamental y posiblemente el único que pueda manejarse y tenga beneficios a corto y mediano plazo. Un manejo de las barras que promueva la acumulación de agua en las lagunas,

elevando su nivel hasta valores suficientes, promovería importantes descargas de agua dulce al mar y con esta se removerían volúmenes importantes de nutrientes y sedimentos del sistema. Descargas importantes generan en la barra canales profundos y anchos, más duraderos en el tiempo (Texeira & Solari 2020) y que permiten además el ingreso de volúmenes importantes de agua marina, suficientes para reducir la carga interna de nutrientes. Este manejo, podría estar sincronizado con las estaciones del año, de manera que las aperturas se realicen al inicio del invierno, con mayor volumen de agua acumulada, y de esta manera se prolonguen hasta la primavera, permitiendo el aumento de la salinidad y la reducción de los nutrientes en una época clave para el desarrollo de las cianobacterias. A la vez, permitiría el ingreso de organismos marinos de interés comercial, como peces y crustáceos que sustentan las pesquerías artesanales. Igualmente, la variabilidad interanual de precipitaciones y tormentas del mar introduciría variabilidad en el manejo de la barra, haciendo que algunos años la barra se abra más temprano o tenga diferentes duraciones, o se realice varias veces al año. López-Juanbeltz *et al.* (2019) señalan que el avance de una especie de junco nativo que afecta a la producción ganadera y el hábitat de chorlos migratorios (objeto focal de conservación para el SNAP) podría deberse a la alteración del régimen hidrológico de la Laguna de Rocha por las aperturas artificiales. Estos autores recomiendan volver a un sistema de manejo que permita niveles de inundación más elevados y prolongados para prevenir su expansión, mostrando que la afectación del manejo de la barra no solo tiene consecuencias en el espejo de agua. Un manejo de las barras que mimeticen la dinámica natural sería lo más recomendable, y debería ser tenido en cuenta en el manejo a largo plazo de las barras de las lagunas, ya que dicha variabilidad es la que permite que diferentes especies se beneficien a lo largo del tiempo, permitiendo su reclutamiento de acuerdo a sus ciclos de vida en diferentes años. Incluso, el régimen de disturbios variable, con regímenes de salinidad cambiantes en las lagunas, podría ser fundamental para evitar la recurrencia de floraciones algales. Dicho manejo reproduciría el proceso natural de conexión con el mar, lo que podría tener beneficios en otros aspectos del hábitat, por ejemplo, manteniendo la vegetación de humedales litorales con la diversidad y distribución actual de especies y de hábitats para la biodiversidad que pretenden conservar estas áreas protegidas.

5. Bibliografía

- Amaral V., Graeber D., Calliari D., Alonso C. 2016. Strong linkages between DOM optical properties and main clades of aquatic bacteria. *Limnology and Oceanography* 61: 906-918.
- AOAC 2012. Official Methods of Analysis of AOAC international. 19th edition. AOAC 54 International, Gaithersburg, Maryland, USA.
- Arocena R., Conde D., Fabián J., Gorga J., Clemente J. 1996. Calidad de agua en la Laguna de Rocha: rol de sus principales afluentes. Serie Documentos de Trabajo, Nº 13. Rocha.
- Aubriot L., Conde D., Bonilla S., Hein V., Britos A. 2005. Vulnerabilidad de una laguna costera en una Reserva de Biósfera: indicios recientes de eutrofización. En: Vila I., Pizarro J. (Eds.). Taller Internacional de Eutrofización de Lagos y Embalses. CYTED XVIIIB. Patagonia Impresiones Chile. Pp 65-85.
- Bartessaghi L. 2015. Fragmentación y conectividad del paisaje costero para vertebrado e invertebrados prioritarios para la conservación. Tesis de Maestría, PEDECIBA, Montevideo.
- Bergamino L., Rodríguez-Gallego L., Pérez-Pineda A., Rodríguez Chilanza M., Amaral V., Pérez L., Scarabino F., Lescano C., García-Spósito C., Costa S., Lane Ch, Tudurí A., Venturini N., García-Rodríguez G. 2018. Autochthonous organic carbon contributions to the sedimentary pool: A multi-analytical approach in Laguna Garzón. *Organic Geochemistry* 125: 55-65.
- Bertotti Crippa L., Stenert C., Maltchik L. 2013. Does the management of openings influence the macroinvertebrate communities in southern Brazil wetlands? A case study at Lagoa do Peixe National Park Ramsar site. *Ocean and Coastal Management* 71: 26–32.
- Bonilla S., Conde D., Aubriot L., Pérez M.C. 2005. Influence of Hydrology on Phytoplankton Species Composition and Life Strategies in a Subtropical Coastal Lagoon Periodically Connected with the Atlantic Ocean. *Estuaries* 28(6): 884-895.
- Bonilla S., Conde D., Aubriot L., Rodríguez-Gallego L., Piccini C., Meerhoff E., Rodríguez-Graña L., Calliari D., Gómez P., Machado I., Britos S. 2006. Procesos estructuradores de las comunidades biológicas en lagunas costeras de Uruguay. En: Menafrá R., Rodríguez-Gallego L., Scarabino F., Conde D. (Eds.). Bases para el manejo y la conservación de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo.
- Borthagaray A.I., Clemente J.M., Boccardi L., Brugnoli E., Muniz P. 2006. Impacto potencial de invasión de *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel) (Polychaeta: Serpulidae) en la Laguna de Rocha, Uruguay. *PANAMJAS* 1(1): 57-65.
- Bortolus A., Iribarne O.O., Martinez M.M. 1998. Relationship between waterfowl and the seagrass *Ruppia maritima* in a Southwestern Atlantic Coastal Lagoon. *Estuaries* 21(4B): 710–717.
- Calderon & Valdez 2012. Contenido de metales en sedimentos y organismos bentónicos de la bahía San Jorge, Antofagasta, Chile *Revista de Biología Marina y Oceanografía* Vol. 47, 121-133
- Calvo J. & Morriconi E. 1972. Fenómenos reproductivos en el pejerrey (*Basilichthys bonariensis*). III. Estudio de la fecundidad, época y número de desoves. *An Soc Cient Argent* 193: 75-84.
- Canadian Environmental Quality Guidelines, 1999. Canadian Council of Ministers of the Environment. <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/en/index.html#void>.
- Chalar G., Clemente J. 2005. Tasa de resuspensión de fósforo y sedimentos en un cuerpo de agua muy somero (Laguna de Rocha, Uruguay). En: Vila I., Pizarro J. (Eds.). Tercer Taller Internacional de Eutrofización de Lagos y Embalses. CYTED. Patagonia Impresiones, Chile. Pp. 97-106.

- Conde D., Sommaruga R. 1990. Distribución de materia orgánica en los sedimentos recientes de la Laguna de Rocha (Rocha, Uruguay). *Atlántica*, Río Grande 12(1): 35-44.
- Conde D., Bonilla S., Aubriot L., De León R., Pintos W. 1999. Comparison of the areal amount of chlorophyll a of planktonic and attached microalgae in a shallow coastal lagoon. *Hydrobiologia* 408-409: 285-291.
- Conde D., Aubriot L., Bonilla S. 2000. Changes in UV penetration associated with marine intrusions and freshwater discharge in a shallow coastal lagoon of the Southern Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series* 207: 19-31.
- Conde D., Sommaruga R. & Aubriot L. 1998. Underwater UV radiation field in a brackish coastal lagoon associated to extreme DOC gradients I: Optical aspects XXVII Internat Congress of Limnology (S I L) (Dublin) 09- 15/08/98
- Conde D., Aubriot L., Bonilla S., Sommaruga R. 2002. Marine intrusions in a coastal lagoon enhance the negative effect of solar UV radiation on phytoplankton photosynthetic rates. *Marine Ecology Progress Series* 240:57-70.
- Bonilla, S., D.Conde, L.Aubriot, L. Rodríguez-Gallego, C. Piccini, E. Meerhoff, A. Britos. 2006. Procesos estructuradores de las comunidades biológicas en lagunas costeras de Uruguay. *Bases Para La Conservación Y El Manejo de La Costa Uruguaya*, 611–630.
- R Core Team 2020 (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>
- Decreto 253/79. Decreto reglamentario del Código de aguas de 1978.
- DINACEA 2021. Mapas de uso y cobertura de suelo 2021. División Información Ambiental de la Dirección Nacional de Calidad y Evaluación Ambiental. Ministerio de Ambiente
- DINAMA (2017). Informe de asesoría a la Mesa Técnica del Agua. Establecimiento de niveles guía de indicadores de estado trófico en cuerpos de agua superficiales
- DINAMA, OSE, DINARA, IDR, CURE. 2018. Estado ambiental de las lagunas costeras de Rocha y Castillos y de sus principales tributarios.
- DINAMA, OSE, DINARA, IDR, CURE (2019). Monitoreo y Evaluación Ambiental de las Lagunas Costeras (Rocha, Castillos y Garzón) y de sus principales tributarios. Informe Técnico. MVOTMA-DINAMA. Montevideo. 163 pg.
- DINAMA, OSE, DINARA, IDR, CURE (2020). Monitoreo y Evaluación Ambiental de las Lagunas Costeras (José Ignacio, Garzón, Rocha y Castillos) y de sus principales tributarios. Informe Técnico. MVOTMA-DINAMA. Montevideo. 145 pg.
- DINARA, 2019 a. Informe interno operativo campaña pre-zafra camarón 2019.
- DINARA, 2019 b. BOLETÍN INFORMATIVO. Nº25; junio–julio 2019. ISSN:1510-8503
- Dineen J.F.Jr., Hines A.F. 1992, Interactive effects of salinity and adult extract upon settlement of the estuarine barnacle *Balanus improvisus* (Darwin, 1954). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 156: 239-252.
- dos Santos A.M., Amado A.M., Minello M., Farjalla V.F., Esteves F.A. 2006. Effects of the sandbar breaching on *Typha domingensis* (PERS.) in a tropical coastal lagoon. *Hydrobiologia* 556, 61–68.

- Duarte P., Bernardo J.M., Costa A.M., Macedo F., Calado G., Cancela da Fonseca L., 2002. Analysis of coastal lagoon metabolism as a basis for management. *Aquatic Ecology* 36, 3–19.
- Espinosa N., Calliari D., Rodríguez-Graña L. 2019. Life history, population structure and environmental modulation of *Neomysis americana* (Mysinae) in an intermittently open coastal lagoon of the South West Atlantic. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 223. 129–137
- Santana O., Fabiano G. 1999. Medidas y mecanismos de administración de los recursos de las lagunas costeras del litoral atlántico del Uruguay (Lagunas José Ignacio, Garzón, de Rocha y de Castillos). En: Rey, Amestoy y Arena (Eds.). INAPE-PNUD URU 92/003, Montevideo. 165p.
- Fabiano G. & Santana O. 2006. Las pesquerías en las lagunas costeras salobres de Uruguay. En: Menafría R., Rodríguez-Gallego L., Scarabino F. & Conde D. (Eds.) Bases para la Conservación y el Manejo de la Costa Uruguaya. Vida Silvestre, Montevideo, pp 557-565
- Fabiano G, Santana O., Silveira S., Martínez A & Zarucki M. 2011. Registros de Carpa común (*Cyprinus carpio*) en la Laguna de Rocha (Uruguay). 7mas Jornadas Técnicas Veterinarias, II Jornadas de Investigaciones Acuáticas y Pesqueras. Facultad de Veterinaria. Uruguay.
- Fabiano G., Santana O., Silveira S. & Laporta M. 2016. Estimación del aporte de juveniles de corvina blanca (*Micropogonias furnieri*) de las lagunas costeras de Uruguay a las pesquerías del Frente Marítimo del Río de la Plata. *Revista Frente Marítimo*, Vol. 24, 99 – 113 pp. ISSN 1015-3233
- Fabiano G., Santana O. 2006. Las pesquerías en las lagunas salobres de Uruguay. In: Menafría R., Rodríguez-Gallego L., Scarabino F., Conde D. (Eds.). Bases para la Conservación y el Manejo de la Costa Uruguaya. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo. Pp. 557–565.
- Fabre A., Fabiano G., Silveira S. 2013. Floración de cianobacterias y mortandad de lisas en la Laguna de Castillos, Rocha. Congreso de Veterinaria, Montevideo, Uruguay, Noviembre de 2013.
- Fabre A., A. Martínez & S. Bonilla. 2014. Floraciones de cianobacterias en Laguna de Castillos (2010-2014). Informe para IDR. 7pp
- Froese R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology* 22: 241-253.
- F. Quintans, L. Rodríguez-Gallego & D. Conde (2011). Propuesta de plan de monitoreo de la cuenca de la Laguna de Rocha. Documento de trabajo interno FCIEN – MVOTMA.
- Galli, O. y Norbis, W. 2016. Length-weight relationships and condition factor of two Sciaenid species *Micropogonias furnieri* and *Cynoscion guatucupa* from the Rio de la Plata and Uruguayan ocean coast, Southwestern Atlantic. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 51(2), 347-357. Gangl, R. y Pereira, D., (2003). Biological performance indicators for evaluating exploitation of Minnesota's large-lake walleye fisheries. *N. Am. J. Fish. Manage.* 23, 1303–1311, <http://dx.doi.org/10.1577/M01-229AM>.
- García-Spósito C., Malfatti F., Laborde S., Scarabino F., García-Rodríguez F. 2018. Variación de los hábitos tróficos en nueve especies de peces de la Laguna Garzón (Uruguay). *INNOTEC* 16:27-34.
- GESTA-AGUA (2014). Propuesta de modificación del Decreto 253/79 “Normas reglamentarias para prevenir la contaminación ambiental mediante el control de las aguas”.
- Giménez L., Venturini N., Kandratavicius N., Hutton M., Lanfranconi A., Rodríguez M., Brugnoli E., Muniz P. 2014. Macrofaunal patterns and animal–sediment relationships in Uruguayan estuaries and coastal lagoons (Atlantic coast of South America). *Journal of Sea Research* 87: 46-55.
- Griffero L., Alcántara-Durán J., Alonso C., Rodríguez-Gallego L., Moreno-González D., García-Reyes J.F., Molina-Díaz A., Pérez-Parada A. 2019. Basin-scale monitoring and risk assessment of emerging

contaminants in South American Atlantic coastal lagoons. *Science of the Total Environment* 697: 134058.

Haakonsson S., Rodríguez-Gallego L., Somma A., Bonilla S. 2017. Temperature and precipitation shape the distribution of harmful cyanobacteria in subtropical lotic and lentic ecosystems. *Science of the Total Environment* 609: 1132–1139.

Hart B.T., Bailey P., Edwards R., Hortle K., James K., McMahon A., Meredith C., Swadling K. 1991. A review of the salt sensitivity of the Australian freshwater biota. *Hydrobiologia* 210:105–144.

Hatch, W. R. y Ott, W. L. (1968). Determination of sub-microgram quantities of mercury by atomic absorption spectrophotometry. *Anal. Chem.* 40: 2085-2087. Horinouchi M. 2007. Review of the effects of within-patch scale structural complexity on seagrass fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350: 111–129.

Instituto Nacional de Meteorología (INUMET). Registro de precipitaciones en Estación meteorológica de Rocha 2019.

ICES MSFD D3 REPORT, 2012. Marine Strategy Framework Directive - Descriptor 3+(2012). ICES CM 2012/ACOM:62. (2012a) 172.

IMFIA, 2020. Enhancing Physical Similarity Approach to Predict Runoff in Ungauged Watersheds in Sub-Tropical Regions.

Instituto Nacional de Estadística. «Resultados Censo 2011-Departamento de Rocha». <http://www.ine.gub.uy/censos2011/resultadosfinales/rocha.html>.

Isaach J.P., Costa C.S.B., Rodríguez-Gallego L., Conde D., Eacapa M. 2006. Distribution of saltmarsh plant communities associated with environmental factors along a latitudinal gradient on the south-west Atlantic coast. *Journal of Biogeography* 33: 889-900.

James W.F., Barko J.W., Butler M.G. 2004. Shear stress and sediment resuspension in relation to submersed macrophyte biomass. *Hydrobiologia* 515: 181–191.

Jensen H. S. y F.p. Andersen 1992. Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of our shallow, eutrophic lakes. *Limnology and Oceanography* 37(3): 577-589.

Jisr, N., Younes, G., Sukhn, C., & El-Dakdouki, M. H. (2018). Length-weight relationships and relative condition factor of fish inhabiting the marine area of the Eastern Mediterranean city, Tripoli-Lebanon. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 44(4), 299-305.

Jorcín A. 1999. Temporal and spatial variability in the macrozoobenthic community along a salinity gradient in the Castillos Lagoon (Uruguay). *Archiv für Hydrobiologie* 146: 369-384.

Kandratavicius N., Muniz P., Venturini N, Giménez L. 2015. Meiobenthic communities in permanently open estuaries and open/closed coastal lagoons of Uruguay (Atlantic coast of South America). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 163: 44-53.

Kjerfve B. 1994. Coastal Lagoons Processes. Elsevier Oceanography Series (60). Elsevier, Amsterdam.

Kleenberg A. y G. Schlungbaum. 1993. In situ phosphorus release in the Warnow Eiver (Mecklenburg, northern Germany). *Hydrobiologia*, 253: 263-274.

Lamparelli M. 2004. Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tesis de Doctorado, Universidad de San Pablo (disponible on-line).

Lappalainen, A., Saks, L., Šuštar, M., Heikinheimo, O., Jürgens, K., Kokkonen, E., & Vetemaa, M. (2016). Length at maturity as a potential indicator of fishing pressure effects on coastal pikeperch (*Sander lucioperca*) stocks in the northern Baltic Sea. *Fisheries Research*, 174, 47-57.

- Larson, D., G. Ahlgren & E. Wilén. 2014. Bioaccumulation of microcystins in the food web: a field study of four Swedish lakes. *Inland Waters* 4: 91-104
- Le Cren, E. D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *The Journal of Animal Ecology*, 201-219
- Ley 17234 SNAP 2000. Creación Sistema Nacional de Áreas Protegidas
- López-Juanbeltz F., Rodríguez-Gallego L., Dabezies J.M., Chreties C., Narbondo S., Conde D. 2020. A GIS-based assessment combined with local ecological knowledge to support the management of *Juncus acutus* L. spreading in the floodplain of a protected coastal lagoon. *Journal of Nature Conservation* 57: 125891.
- Machado I. 2007. Ictioplancton de lagunas costeras de Uruguay: composición, distribución espacial y su relación con variables ambientales durante el período estival. Informe de Pasantía, Licenciatura en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias, Montevideo.
- Machado I., Conde D., Rodríguez-Graña L. 2011. Composition and spatial distribution of ichthyoplankton in intermittently-open coastal lagoons of Uruguay. *PANAMJAS* 6(3): 237-243.
- Machado I. 2013. Condición nutricional en larvas de peces y su relación con la disponibilidad y calidad del alimento en un estuario de la costa uruguaya. Tesis de Maestría, PEDECIBA Biología, Facultad de Ciencias, Montevideo.
- Magalhães, V. M. Marinho, P. Domingos, AC. Oliveira, SM. Costa, VF. Magalha, LO. Azevedo & SM Azevedo. 2003. Microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) bioaccumulation in fish and crustaceans from Sepetiba Bay (Brasil, RJ). *Toxicon* 42: 289-295
- MAP (1975). Dirección de Suelos y Fertilizantes Carta Geológica del Uruguay 1:1000000
- Martínez A. 2014. Floraciones algales en el Arroyo Valizas, Rocha. Jornadas de Interdisciplinarias de Biodiversidad y Ecología (JIIBE), 3 al 5 de diciembre, Rocha.
- Martínez A. 2021. Floraciones algales en la Laguna de Castillos y su relación con la intensificación de los usos del suelo: aportes para su manejo integrado. Tesis de Maestría en Manejo Costero Integrado, Udelar. Montevideo.
- Masello A, Santana O, Fabiano G, Silveira S, 2016. Consideraciones preliminares sobre el estado del conocimiento del cangrejo azul *Callinectes sapidus* en las costas de Rocha, Uruguay. Informe Interno DINARA. Mayo 2016
- Mauchline J. 1980. The biology of mysids and euphausiids. *Advances in Marine Biology* 18: 1–681.
- McGlathery K.J. 2001. Macroalgal blooms contribute to the decline of seagrass in nutrient enriched coastal waters. *Journal of Phycology* 37:453-456.
- McSweeney S.L., Kennedy D.M., Rutherford I.D., Stout J.C. 2017. Intermittently closed/open lakes and lagoons: their global distribution and boundary conditions. *Geomorphology* 292: 142–152.
- Meerhoff E. 2009. Variación espacio temporal de las comunidades macrobentónicas de cinco lagunas costeras del Uruguay, PEDECIBA Biología, Facultad de Ciencias, Montevideo.
- Meerhoff E. Rodríguez-Gallego L., Giménez L., Muniz P., Conde D. 2013. *Marine Ecology Progress Series* 492:97-110.
- Mellito da Silveira M.P., Brahm Cousin J.C. & Haimovici M. 1995. Estrutura ovárica e testicular do linguado *Paralichthys orbignyanus* (Valenciennes, 1839). *Atlántica, Río Grande, Brasil*, 17: 135–152.

Mendez, E., Giudice, H., Pereira, A., Inocente, G. & Medina, D. 2001. Total mercury content-fish weight relationship in swordfish (*Xiphias gladius*) caught in the Southwest Atlantic Ocean. *Journal of food composition and analysis*, 14: 453-460.

Meichtry, de Z. N., Boltovskoy, A., Rojas, C. C., & Rodríguez, R. M. (2014). Primer registro del dinoflagelado invasor *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 en la Argentina y su distribución en el área de influencia del Embalse Yacyretá (río Paraná, Argentina-Paraguay). *Limnetica*, 33(1), 153–160. <https://doi.org/10.23818/limn.33.12>

Milessi A.C., Calliari D., Rodríguez-Graña L., Conde D., Sellanes J., Rodríguez-Gallego L. 2010. Ecological modelling 221: 2859-2869.

Ministerio de Salud Pública-Ministerio de Relaciones Exteriores-Ministerio de Economía y Finanzas-Ministerio de Industria, Energía y Minería 2013. Decreto 14/013 Actualización Reglamento Bromatológico Nacional (5ª Edición). Alimentos-Límites máximos de contaminantes inorgánicos. 11 p

Mistakidis, M.N., 1965. Informe a los gobiernos de Brasil, Uruguay y Argentina sobre la investigación y determinación de los recursos camaroneros. Informe FAO EPTA, 1943, 43 p. Nion, H., Varela Z. y Castaldo H. 1974. Evaluación de los recursos pesqueros en el sistema Laguna de Castillos, Arroyo de Valizas, año 1974. CARPAS/6/74/Tec.5

Monro C.C.A. 1938. On a small collection of Polychaeta from Uruguay. *Annals and Magazine of Natural History*, 2: 311-314.

Moresco A. & MdeA. Bemvenuti. 2006. Reproductive biology of silverside *Odontesthes argentinensis* (Valenciennes) (Atherinopsidae) of coastal sea region of the south of Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(4): 1168-1174.

Muniz P., Hutton M., Kandratavicius N., Lanfranconi A., Brugnoli E., Venturini N., Giménez L. 2011. Performance of biotic indices in naturally stressed estuarine environments on the Southwestern Atlantic coast (Uruguay): A multiple scale approach. *Ecological Indicators* 19: 89-97.

Mvotma-Dinama, 2008. Guía de gestión integral de aguas en establecimientos lecheros

MVOTMA-DINAMA 2016. Compendio de Metodologías Analíticas de Referencia y Preservación de Parámetros Ambientales.

MVOTMA-DINAMA. 2017a. Manual de procedimientos analíticos para muestras ambientales. División Laboratorio Ambiental, 3era edición.

MVOTMA-DINAMA, 2017b. Guía de buenas prácticas ambientales y sanitarias de establecimientos de engorde de bovinos a corral, 33.

Nardo D., Evia G., Castiglioni E., Egaña E., Galiotta G., Laporta M., Núñez Chichet M.A. 2015. Determinación de glifosato mediante inmunoensayo enzimático (ELISA) en el paisaje protegido Laguna de Rocha y su entorno, Uruguay. *INNOTEC* 10: 64-70.

Nin M., Soutullo A., Rodríguez-Gallego L., Di Minin E. 2016. Ecosystem services-based land planning for environmental impact avoidance. *Ecosystem Services* 17: 172-184.

Nion, H., Z. Varela y H. Castaldo, 1974 Evaluación de los recursos pesqueros en el sistema Laguna de Castillos, Arroyo de Valizas, año 1974. Roma, FAO, CARPAS/6/74/Tec.5:38.

OECD (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico) (1982). *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Cooperative Programmers on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control)*, Environment Directorate, OECD Paris, Final Report. France.

Ogle D.H. 2016. *Introductory Fisheries Analyses with R*. CRC Press, Taylor & Francis Group, LLC, New York. 317 pp.

Orensanz J. M., Schwindt E., Pastorino G., Bortolus A., Casas G., Darrigran G., Elías R., López-Gappa J. J., Obenat S., Pascual S., Penchaszadeh P., Piriz M.L., Scarabino F. Spivak E.D., Vallarino E. 2002. No longer the pristine confines of the world ocean: a survey of exotic marine species in the southwestern Atlantic. *Biological Invasions* 4: 115-143.

Ortega L., Celentano E., Finkl C. & Defeo O. 2013. Effects of climate variability on the morphodynamics of uruguayan sandy beaches. *Journal of Coastal Research* 29(4): 747-755.

Ortega, L., & Martínez, A. (2007). Multiannual and Seasonal Variability of Water Masses and Fronts Over the Uruguayan Shelf. *Journal of Coastal Research*, 233, 618–629. <https://doi.org/10.2112/04-0221.1>

Pazi I. 2011. Assessment of heavy metal contamination in Candarli Gulf sediment, Eastern Aegean Sea. *Environ Monit Assess.* 174:199 – 208.

Perdomo 2013. Metodología de Estimación de Aportes difusos de Nitrógeno y Fósforo a aguas superficiales desde suelos bajo uso agropecuario. Informe interno DINAMA. MVOTMA.

Pérez-Castañeda R., Defeo O. 2004. Spatial distribution and structure along ecological gradients: Penaeid shrimps in a tropical estuarine habitat of Mexico. *Marine Ecology Progress Series* 273: 173–185.

Pérez MC., Bonilla S., De León L., Smarda J. & J. Komárek. 1999. A bloom of *Nodularia baltica*-*spumigena* group (Cyanobacteria) in a shallow coastal lagoon of Uruguay, South America. *Algological Studies* 93: 91-101. Indexada en ISI.

Perin G., Bonardi M., Fabris R., Simoncini B., Manente S., Tosi L. & S. Scotto 1997. Heavy Metal Pollution in Central Venice Lagoon Bottom Sediments: Evaluation of the Metal Bioavailability by Geochemical Speciation Procedure, *Environmental Technology*, 18:6, 593-604

Piccini C., Conde D., Alonso C., Sommaruga R., Pernthaler J. 2006. Blooms of single bacterial species in a coastal lagoon of the Southwestern Atlantic Ocean. *Applied and Environmental Microbiology* 72(10): 6560–6568.

Preece, E. P., Hardy, F. J., Moore, B. C., & Bryan, M. (2017). A review of microcystin detections in Estuarine and Marine waters: Environmental implications and human health risk. *Harmful Algae*, 61, 31–45. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.11.006>

R Core Team 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Reese M.M., Stunz G.W., Bushon A.M. 2008. Recruitment of estuarine-dependent Nekton through a new tidal inlet: the opening of packery channel in Corpus Christi, TX, USA. *Estuaries and Coasts* 31: 1143–1157.

Resolución ministerial 1185/016. Protocolo para la apertura de la barra de la Laguna de Rocha.

Rodríguez, C. (2016) Ciclo gonadal y potencial reproductivo de la lacha (*Brevoortia aurea*) en la Laguna de Rocha. Tesis de maestría, Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias – PEDECIBA.

Rodríguez-Gallego L., Meerhoff E., Clemente J.M., Conde D. 2010. Can ephemeral proliferations of submerged macrophytes influence zoobenthos and water quality in coastal lagoons? *Hydrobiologia*. 646 (1): 253-269

Rodríguez-Gallego L., Achkar M., Conde D. 2012. Land suitability assessment in the catchment area of four Southwestern Atlantic coastal lagoons: multicriteria and optimization modeling. *Environmental Management* 50(1):140-52.

- Rodríguez-Gallego L., Masciadri S., Nin M. Modern vegetation and pollen analogs in four southwestern atlantic coastal lagoons. *Estuaries and Coasts* 35:785-798.
- Rodríguez-Gallego L., Sabaj V., Masciadri S., Kruk C., Arocena R., Conde D. 2015. Salinity as a major driver for submersed aquatic vegetation in coastal lagoons: a mid-term analysis in the subtropical Laguna de Rocha. *Estuaries and Coasts* 38(2): 451-465.
- Rodríguez-Gallego L., Achkar M., Defeo O., Vidal L., Meerhoff E., Conde D. 2017. Effects of land use changes on eutrophication indicators in five coastal lagoons of the Southwestern Atlantic Ocean. *Estuaries, Coasts and Shelf Sciences* 188: 116-126.
- Rodríguez-Graña L., Calliari C., Conde D., Sellanes J., Urrutia R. 2008. Food web of a SW Atlantic shallow coastal lagoon: spatial environmental variability does not impose substantial changes in the trophic structure. *Marine Ecology Progress Series* 362: 69-83.
- Saad A.M., Beaumord A.C., Caramaschi E.P. 2002. Effects of artificial canal openings on fish community structure of imboassica coastal lagoon, Rio de Janeiro, Brazilian Journal of Coastal Research 36: 634–639.
- Santana, O. 1987. Análisis biométrico de *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) y *Callinectes danae* (Smith, 1869). Tesis para optar a la Licenciatura en Oceanografía Biológica. Facultad de Humanidades y Ciencias, 98 p.
- Santana O. & Fabiano G. 1999. Medidas y mecanismos de administración de los recursos de las lagunas costeras del litoral atlántico del Uruguay (Lagunas José Ignacio, Garzón, de Rocha y de Castillos). En: Rey, Amestoy y Arena (Eds.). INAPE-PNUD URU 92/003, Montevideo. 165p.
- Santana O. & Fabiano G. 2004. Sobre la abundancia y las pesquerías de camarón (*Farfantepenaeus paulensis*) y cangrejo azul (*Callinectes sapidus*) en la laguna de Rocha: período 1991-2004. Avances científico-técnicos para el manejo del Área Protegida Laguna Rocha. Facultad de Ciencias/UdelaR.
- Santana, O.; Fabiano, G. and Silveira, S. 2012. El camarón rosado: un favorito de la gastronomía regional. *Infopesca*, 50: 29–33.
- Santana, O.; Silveira, S. and Fabiano, G. 2014. Componente continental sub-componente laguna de Rocha y laguna de Castillos objeto: camarón (*Farfantepenaeus paulensis*). En: Soutullo A, A Carranza, C Clavijo, M Arim, E Alonso, J Bessonart, A Borthagaray, N Bou, G Cortés, V Etchebarne, V Franco-Trecu, M García, S Greco, EM González, F Haretche, S Horta, A Laborda, G Laufer, C Lezama, A Ligrone, M Loureiro, G Martínez, L Montes de Oca, I Pereyra, V Piñeiro-Rodriguez, R Postiglioni,
- F Scarabino, A Segalerba, WS Serra. 2014. Caracterización Biótica y Evaluación de la Integridad Ecológica del área de influencia del Puerto de Aguas Profundas. Informe Técnico MNHN/IIBCE-DICYT-MEC. 183 pp.+ Anexos electrónicos.
- Santana, O.; Silveira, S. and Fabiano, G. 2015. Catch variability and growth of pink shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*) in two coastal lagoons of Uruguay and their relationship with ENSO events. *Brazilian Journal of Oceanography*, 63: 84–90.
- Santana, O.; Fabiano G.; Nieddu, M.; Laporta M.; Silveira S. & Pereyra, I. 2018. Estimación de edad y crecimiento de juveniles de corvina blanca (*Micropogonias furnieri*) en las lagunas costeras salobres de uruguay. *Revista del Frente Marítimo*, Vol. 25: 177-192
- Santangelo J.M., Rocha A., Bozelli R.L., Carneiro L.S., Esteves F. 2007. Zooplankton responses to sandbar opening in a tropical eutrophic coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71: 657–668.
- Sarroca M. 1998. Relevancia de la Laguna de Rocha (Uruguay) como hábitat para *Cygnus melancoryphus* y *Coscoroba coscoroba*: análisis espacio-temporal de la abundancia y estudio del comportamiento. Tesis de Maestría, PEDECIBIA Biología, Facultad de Ciencias, Montevideo.

- Schallenberg M., Larned S.T., Hayward S., Arbuckle C. 2010. Contrasting effects of managed opening regimes on water quality in two intermittently closed and open coastal lakes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86: 587–597.
- Sharifuzzaman S.M., Hafizur Rahman, S.M. Ashekuzzaman, Mohammad Mahmudul Islam, Sayedur Rahman Chowdhury, & M. Shahadat Hossain 2016. Heavy Metals Accumulation in Coastal Sediments. Chapter 2, *Environmental Remediation Technologies for Metal- Contaminated Soils*, H. Hasegawa et al. (eds.). 21-42.
- Silveira, S., Fabiano G., Pereyra I., Laporta, M., Scarabino, F., Santana, O., A. Marquez, y E. Errico. 2021. Presence of the Pink shrimp *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817) in the coastal lagoons of Uruguay (Crustacea: Decapoda: Penaeoidea). *Nauplius* Vol 30. 33 p. (en prensa).
- Schwindt E., Iribarne O. 2000. Settlement sites, survival and effects on benthos of an introduced reef-building polychaete in a SW Atlantic coastal lagoon. *Bulletin of Marine Science* 67: 73-82.
- Segura A.M., Piccini C., Nogueira L., Alcántara I., Calliari D., Kruk C. 2017. Increased sampled volume improves *Microcystis aeruginosa* complex (MAC) colonies detection and prediction using Random Forests. *Ecological Indicators* 79: 347-354.
- Silveira, S, M Laporta, O Santana & G Fabiano. 2014. Captura incidental en la pesca de camarón rosado (*Farfantepenaeus paulensis* Pérez Farfante, 1967) (Crustacea, Decapoda) en Laguna de Rocha, Zafra 2014. Tercer Congreso Uruguayo de Zoología "Prof. Dr. Raúl Vaz-Ferreira". Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay. (7-12 de diciembre de 2014): 129. <http://cuz.szu.org.uy/>
- Sondergaard M., Jensen J.P., Jeppesen E. 2001. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *The Scientific World* 1: 427-442.
- Soutullo A, Bartesaghi L, Achkar M, Blum A, Brazeiro A, Ceroni M, Gutiérrez O, Panario D y Rodríguez-Gallego L (2012): Evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos de Uruguay. Informe Técnico. Convenio MGAP/PPR – CIEDUR/ Facultad de Ciencias/Vida Silvestre Uruguay/Sociedad Zoológica del Uruguay. 20p.
- Spinoza N., Calliari D., Rodríguez-Graña L. 2019. Life history, population structure and environmental modulation of *Neomysis americana* (Mysinae) in an intermittently open coastal lagoon of the South West Atlantic. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 223: 129-137.
- Strüssmann C.A. 1989. Basic studies on seed reproduction of pejerrey *Odontesthes bonariensis*. PhD thesis. Tokyo University of Fisheries, 351 p.
- Suzuki M.S., Figueiredo R.O., Castro S.C., Silva C.F., Pereira E.A., Silva J.A., Aragon G.T. 2002. Sandbar opening in a coastal lagoon (Iquipari) in the northern region of Rio de Janeiro state: hydrological and hydrochemical changes. *Brazilian Journal of Biology* 62: 51–62.
- Temez J.R. 1977. "Modelo matemático de transferencia precipitación aportación". ASINEL 1977.
- Texeira M., Solari S. 2020. Analysis of different protocols for the artificial opening of the Laguna de Rocha inlet. *Journal of Coastal Research*. 95:958-962.
- Tuduri A., Pérez Becoña L., Venturini N., Rodríguez-Gallego L., García-Rodríguez F., Gonzáles L., Lescano C., Costa S., del Puerto L., Bergamino L. 2021. Trophic assessment in South American Atlantic coastal lagoons: Linking water, sediment and diatom indicators. *Marine Pollution Bulletin* 165: 112119.
- Uscudun G. 2014. Estrategia reproductiva del cangrejo sirí *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Decapoda, Brachyura, Portunidae), en la Laguna de Rocha, Uruguay. Tesis de Maestría del PEDECIBA, 2014.
- Valesini F.J., Hourston M., Wildsmith M.D., Coen N.J., Potter I.C. 2010. New quantitative approaches for classifying and predicting local-scale habitats in estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86: 645e664

Vieira, J., Vasconcellos, M., Silva, R., & Fischer, L. (1996). A rejeicao da pesca do camarao-rosa (*Penaeus paulensis*) no estuario da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. [The by-catch of pink shrimp (*Penaeus paulensis*) fisheries on Lagoa dos Patos, RS, Brazil]. *Atlantica*. 18.

Vizziano D., Forni F., Saona G. & Norbis W. 2002. Reproduction of *Micropogonias furnieri* in a shallow temperate coastal lagoon in the southern Atlantic. *J. Fish Biol.*, 61(A): 196–206.

Voß B., H. Bolhuis, D.P. Fewer, M. Kopf, F. Möke, F. Haas, W.R. Hess. 2013. Insights into the Physiology and Ecology of the Brackish-Water-Adapted Cyanobacterium *Nodularia spumigena* CCY9414 based on a Genome-Transcriptome Analysis. *PLoS ONE*, 8(3): 1-22

Wood, J., R. Franklin, G. Garman, S. McIninch, A.J. Porter & P. Bukaveckas. 2014. Exposure to the cyanotoxin microcystin arising from interspecific differences in feeding habits among fish and shellfish in the James River Estuary, Virginia. *Environmental Science and Technology* 48: 5194-5202

Young, G.C., Potter, I.C., 2002. Influence of exceptionally high salinities, marked variations in freshwater discharge and opening of estuary mouth on the characteristics of ichthyofauna of a normally-closed estuary. *Estuar. Coast Shelf Sci.* 55, 223–246.

6. Anexos

Anexo I. Sitios de monitoreo, y frecuencia de muestras colectadas en cada sitio de muestreo por laguna, embalse la Palma, Aº Valizas y Bolsón del Chafalote.

Tabla 1. Sitios de monitoreo por laguna.

| | Puntos | Observaciones | Coordenadas |
|---------------------|--------|--|------------------------------|
| Laguna José Ignacio | J11 | Punto al norte de la laguna | 34°49'18.82"S, 54°42'12.75"W |
| | J12 | Punto al sur de la laguna | 34°49'43.09"S, 54°43'01.99"W |
| | J13 | Arroyo José Ignacio (ruta 9) | 34°45'24.11"S, 54°41'37.74"W |
| | J14 | Arroyo de Sosa | 34°49'47.46"S, 54°46'07.97"W |
| Laguna Garzón | G1 | Punto al norte de la laguna | 34°45'39.87"S, 54°33'26.52"W |
| | G3 | Punto sur de la laguna | 34°48'06.43"S, 54°34'17.70"W |
| | G4 | Arroyo Garzón (ruta 9) | 34°41'42.04"S, 54°34'20.73"W |
| | G5 | Arroyo Anastasio | 34°46'54.52"S, 54°37'04.71"W |
| Laguna de Rocha | R1 | Punto al norte de la Laguna | 34°34'34.50"S, 54°17'07.90"W |
| | R2 | Punto al sur de la Laguna | 34°39'49.60"S, 54°15'42.60"W |
| | R3 | Punto en el centro de la Laguna | 34°38'41.00"S, 54°17'44.90"W |
| | R4 | Arroyo La Palma embalse OSE | 34°35'24.27"S, 54°10'01.25"W |
| | R5 | Arroyo La Palma. centro embalse OSE | 34°34'47.69"S, 54°09'43.00"W |
| | R6 | Arroyo La Palma cola embalse OSE | 34°34'03.00"S, 54°09'10.82"W |
| | R7 | Arroyo La Palma. puente en Ruta 15 | 34°35'10.49"S, 54°10'43.81"W |
| | R8 | Arroyo Las Conchas. puente en Ruta 15 | 34°30'53.67"S, 54°15'00.76"W |
| | R9 | Arroyo Rocha. toma de agua Usina de Rocha | 34°27'38.49"S, 54°20'48.64"W |
| | R10 | Arroyo Rocha. puente en Ruta 9 | 34°31'08.56"S, 54°20'53.84"W |
| | R11 | Punto aguas abajo de donde confluyen 3 afluentes (ruta 9). | 34°37'07.20"S, 54°23'38.40"W |
| Laguna de Castillos | C1 | Punto al sur de la Laguna | 34°21'05.20"S, 53°52'35.60"W |
| | C2 | Punto central de la laguna | 34°20'03.50"S, 53°54'55.20"W |
| | C3 | Punto al norte de la Laguna | 34°18'05.90"S, 53°56'43.20"W |
| | C4 | Bolsón del chafalote. | 34°21'58.90"S, 53°56'48.60"W |
| | C5 | Arroyo Valizas. puente en Ruta 10 | 34°21'28.35"S, 53°50'36.90"W |
| | C6 | Cañada de los Olivera | 34°13'56.11"S, 53°55'09.77"W |
| | C7 | Arroyo Castillos. puente en Ruta 9 | 34°12'59.90"S, 53°56'00.80"W |
| | C8 | Arroyo Sarandí del Consejo. (en puente de ruta: 9) | 34°14'19.50"S, 53°58'47.80"W |
| | C9 | Arroyo de Chafalote. puente Ruta 9 | 34°21'14.63"S, 54°03'38.63"W |
| | C10 | Arroyo Don Carlos. puente en Ruta 9 | 34°25'06.90"S, 54°08'28.66"W |

Tabla 2. Frecuencia de muestras colectadas en cada sitio de muestreo por laguna en el período 2015 – 2020. V: verano, I: invierno, O: otoño, P: primavera

| | | V2015 | | | V2016 | | | V2017 | | | O2017 | | | I2017 | | | P2017 | | | V2018 | | | O2018 | | | I2018 | | | P2018 | | | V2019 | | | O2019 | | | I2019 | | | P2019 | | | V2020 | | | O2020 | | | I2020 | | | P2020 | | | | | | | | | |
|----------------------------|--------------|-------|---|---|-------|---|---|-------|---|---|-------|---|---|-------|---|---|-------|---|---|-------|---|---|-------|---|---|-------|---|---|-------|---|---|-------|---|---|-------|---|---|-------|---|---|-------|---|---|-------|---|---|-------|---|---|-------|---|---|-------|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | N | C | S | N | C | S | N | C | S | N | C | S | N | C | S | N | C | S | N | C | S | N | C | S | N | C | S | N | C | S | N | C | S | N | C | S | N | C | S | N | C | S | N | C | S | N | C | S | | | | | | | | | | | | | |
| Agua | José Ignacio | x | x | x | | | | x | x | | x | | | | | | | | | x | x | | | | | | | | x | x | x | x | x | | x | x | | x | x | | x | x | | x | x | | x | | | | | | | | | | | | | | | |
| Fitoplancton | | | | | | | | x | x | | | | | | | | | | | x | x | | | | | | | | x | x | x | x | x | | x | x | | x | x | | x | x | | x | x | | x | | | | | | | | | | | | | | | |
| Sedimento | | x | x | x | | | | x | x | | x | | | | | | | | | x | x | | | | | | | | x | x | x | x | x | | x | x | | x | x | | x | x | | x | x | | x | | | | | | | | | | | | | | | |
| Contaminentes sedimento | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x | x | | | | | x | x | x | | x | | | | | | | | x | x | | | | | | | | | | | | | | |
| Bentos y plantas | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x | | | | | | | | | x | x | x | x | x | | x | x | | x | x | | x | x | | x | x | | x | | | | | | | | | | | | | | |
| Intioplancton y misidaceos | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x | x | | | | | | | | x | | x | | x | | x | | x | | x | x | | x | x | | x | x | | x | | | | | | | | | | | | | |
| Agua | Garzón | x | | | | | | x | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | |
| Fitoplancton | | x | | | | | | x | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | |
| Sedimento | | x | | | | | | x | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | |
| Contaminentes sedimento | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | | x | x | | | | | | | | | | | |
| Bentos y plantas | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | |
| Intioplancton y misidaceos | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | | | | |
| Agua | Rocha | x | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | |
| Fitoplancton | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | |
| Sedimento | | x | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | |
| Contaminentes sedimento | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x | | x | x | x | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | | x | x | x | | | | | | | | | |
| Bentos y plantas | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | |
| Intioplancton y misidaceos | | | | | | | | | | | | x | x | - | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | |
| Agua | Castillos | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | |
| Fitoplancton | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | |
| Sedimento | | x | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | |
| Contaminentes sedimento | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | | | | | x | x | x | | | | | | |
| Bentos y plantas | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x |
| Intioplancton y misidaceos | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x |

Tabla 3. Frecuencia de muestras colectadas en cada sitio de embalse la Palma, Aº Valizas y Bolsón del Chafalotaen el período 2015 – 2020. V: verano, I: invierno, O: otoño, P: primavera

[illegible]

Anexo II. Coeficientes de exportación y resultados de cargas de NT y PT (ton/año) aportadas por sitios de monitoreo

Tabla1. Coeficientes de exportación según uso de suelo

| | PT (kg/ha/año) más probable | NT (kg/ha/año) más probable |
|------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Bosque Natural | 0.01 | 0.44 |
| Bosque Artificial | 0.29 | 1.85 |
| Horticultura | 2.7 | 26 |
| Frutales | 0.22 | 4.5 |
| Pasturas | 1.16 | 6.92 |
| Campo Natural | 0.24 | 1.33 |
| Rastrojo | 1.1 | 3.2 |
| Tierras aradas | 0.85 | 7.35 |
| Cultivos de verano | 4.11 | 15.4 |
| Cultivos de invierno | 0.35 | 7.35 |
| Arroz y Caña de azúcar | 0.75 | 1.11 |
| Algodón | 6.7 | 11.6 |
| Tabaco | 0.3 | 0.5 |
| Suelo Desnudo Urbano | 0.24 | 9.97 |
| Áreas Desnudas | 0.24 | 1.3 |
| Aguas Naturales | 0 | 0 |
| Aguas Artificiales | 0 | 0 |

Tabla 2. NT en toneladas por año aportadas en la cuenca hasta cada sitio de monitoreo en 2019.

| Monitoreo | Difuso | Tambos | EGC | Industrial | Doméstico | Total |
|-----------|--------|--------|-----|------------|-----------|-------|
| G4 | 45 | 0.03 | 0 | 0 | 0 | 45 |
| G5 | 13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 |
| JI3 | 88 | 0.18 | 0 | 0 | 0 | 88 |
| JI4 | 20 | 0.07 | 0 | 0 | 0 | 20 |
| LC7 | 19 | 0.01 | 0 | 0 | 0 | 19 |
| LC9 | 32 | 0.04 | 0 | 0 | 0 | 32 |
| R10 | 72 | 0.09 | 0 | 0 | 15.3 | 87 |
| R11 | 24 | 0.02 | 0 | 0 | 0 | 24 |
| R4 | 67 | 0.06 | 0 | 0 | 0 | 67 |
| R5 | 61 | 0.05 | 0 | 0 | 0 | 61 |
| R6 | 55 | 0.05 | 0 | 0 | 0 | 55 |
| R7 | 68 | 0.06 | 0 | 0 | 0 | 68 |
| R8 | 123 | 0.11 | 0 | 13.9 | 0 | 137 |
| R9 | 31 | 0.04 | 0 | 0 | 0 | 31 |

Tabla 3. PT en toneladas por año aportadas en la cuenca hasta cada sitio de monitoreo en 2019.

| Monitoreo | Difuso | Tambos | EGC | Industrial | Doméstico | Total |
|-----------|--------|--------|-----|------------|-----------|-------|
| G4 | 7 | 0.01 | 0 | 0 | 0 | 7 |
| G5 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| JI3 | 15 | 0.06 | 0 | 0 | 0 | 15 |
| JI4 | 4 | 0.03 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| LC7 | 3 | 0.00 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| LC9 | 6 | 0.02 | 0 | 0 | 0 | 6 |
| R10 | 11 | 0.03 | 0 | 0 | 1.4 | 12 |
| R11 | 4 | 0.01 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| R4 | 13 | 0.02 | 0 | 0 | 0 | 13 |
| R5 | 12 | 0.02 | 0 | 0 | 0 | 12 |
| R6 | 11 | 0.01 | 0 | 0 | 0 | 11 |
| R7 | 13 | 0.02 | 0 | 0 | 0 | 13 |
| R8 | 20 | 0.03 | 0 | 1.4 | 0 | 22 |
| R9 | 5 | 0.01 | 0 | 0 | 0 | 5 |

Anexo III. Resultados de agroquímicos, metales, hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) y bifenilos policlorados (PCBs)

Tabla1. Resultados de agroquímicos, metales, Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) y bifenilos policlorados (PCBs) del período 2017 – 2020 de la Laguna José Ignacio

| Parámetro | Verano 2019 | | | | Primavera 2019 | | | | Verano 2020 | | | | Primavera 2020 | | | |
|------------------------------|-------------|------|-------|------|----------------|-------|-------|-------|-------------|-------|------|------|----------------|------|------|------|
| | JI 1 | JI 2 | LD | LC | JI 1 | JI 2 | LD | LC | JI 1 | JI 2 | LD | LC | JI 1 | JI 2 | LD | LC |
| As mg/Kg | <10 | <10 | - | - | 5 | <15 | | | <5,0 | <5,0 | | | <15 | <15 | | |
| Cd mg/Kg | <LC | <LC | 0,2 | 1 | <LD | <LD | 0,2 | 1 | <LD | <LD | 0,02 | 1 | <LC | <LD | 0,2 | 1 |
| Cu mg/Kg | 8,5 | 8 | 0,4 | 2 | <LC | 2,2 | 0,4 | 2 | 8,5 | 7,7 | 0,04 | 2 | 9,1 | 7,1 | 0,4 | 2 |
| Cr mg/Kg | 7,7 | 7,5 | 1 | 3 | 12 | 9,5 | 1 | 3 | 9,7 | 8,5 | 1 | 3 | 13 | 11 | 1 | 3 |
| Hg mg/Kg | 0,023 | <LC | 0,004 | 0,02 | 0,058 | 0,068 | 0,004 | 0,02 | 0,024 | 0,014 | 0,03 | 0,09 | 28 | 21 | 0,3 | 0,9 |
| Pb mg/Kg | <LC | <LC | 2 | 7 | <LC | <LC | 0,002 | 0,007 | <LC | <LC | 2 | 7 | 16 | 14 | 2 | 7 |
| Glifosato mg/Kg | 0,65 | 0,29 | 0,09 | 0,23 | <LD | <LD | 0,14 | 0,34 | <LD | <LD | 0,15 | 0,37 | 0,64 | 0,19 | 0,05 | 0,14 |
| Aldrin µg/Kg | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | | | | |
| Dieldrin µg/Kg | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,04 | NA | | | | |
| Endrin µg/Kg | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | | | | |
| p,p'DDD µg/Kg | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | | | | |
| p,p'DDE µg/Kg | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | | | | |
| p,p'DDT µg/Kg | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | | | | |
| o,p DDD µg/g | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | | | | |
| o,p DDE µg/g | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | | | | |
| o,p DDT µg/g | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | | | | |
| EndosulfanAlfa µg/Kg | <LD | <LD | 0,1 | - | <LD | <LD | 0,05 | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | <LD | <LD | 0,05 | NA |
| EndosulfanBeta µg/Kg | <LD | <LD | 0,1 | - | <LD | <LD | 0,05 | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | <LD | <LD | 0,05 | NA |
| Endosulfansulfato µg/Kg | <LD | <LD | 0,1 | - | <LD | <LD | 0,05 | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | <LD | <LD | 0,05 | NA |
| Heptacloro µg/Kg | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - |
| Heptacloroepoxido µg/Kg | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - |
| Metoxicloro µg/Kg | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - |
| Cipermetrina µg/Kg | <LD | <LD | 0,2 | - | <LC | 0,18 | - | 0,15 | <LD | <LD | 0,1 | NA | <LD | 0,12 | 0,05 | NA |
| Atrazina µg/Kg | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 1,64 | NA | | | | NA |
| Clorpirifos µg/Kg | <LD | <LD | 0,1 | - | <LD | <LD | 0,05 | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | <LD | <LD | 0,05 | NA |
| Malation µg/Kg | <LD | <LD | 0,1 | - | <LD | <LD | 0,05 | - | <LD | <LD | 0,07 | NA | <LD | <LD | 0,07 | NA |
| Naftaleno µg/Kg | 7 | 5 | 1 | - | - | - | - | - | 4 | 3 | 4 | NA | - | - | - | - |
| Acenaphthileno µg/Kg | 1 | 1 | 1 | - | - | - | - | - | 1 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - |
| Acenaftaleno µg/Kg | 1 | 1 | 1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | NA | - | - | - | - |
| Fluoreno µg/Kg | 2 | 2 | 1 | - | - | - | - | - | 2 | 2 | 2 | NA | - | - | - | - |
| Fenantreno µg/Kg | 6 | 5 | 1 | - | - | - | - | - | 5 | 4 | 5 | NA | - | - | - | - |
| Antraceno µg/Kg | 2 | 2 | 1 | - | - | - | - | - | 4 | 3 | 4 | NA | - | - | - | - |
| Fluorantreno µg/Kg | 6 | 6 | 1 | - | - | - | - | - | 9 | 7 | 9 | NA | - | - | - | - |
| Pireno µg/Kg | 4 | 4 | 1 | - | - | - | - | - | 5 | 4 | 5 | NA | - | - | - | - |
| Benzo(a)antraceno µg/Kg | 2 | 2 | 1 | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 1 | NA | - | - | - | - |
| Criseno µg/Kg | 1 | 1 | 1 | - | - | - | - | - | 1 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - |
| Benzo(b)fluoranteno µg/Kg | 4 | 3 | 1 | - | - | - | - | - | 5 | 4 | 5 | NA | - | - | - | - |
| Benzo(k)fluoranteno µg/Kg | 1 | 1 | 1 | - | - | - | - | - | 1 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - |
| Benzo(a)pireno µg/Kg | 1 | 1 | 1 | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 1 | NA | - | - | - | - |
| Indeno(1,2,3-cd)pireno µg/Kg | 2 | 2 | 1 | - | - | - | - | - | 3 | 2 | 3 | NA | - | - | - | - |
| Dibenz(a,h)antraceno µg/Kg | 1 | 1 | 1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | NA | - | - | - | - |
| Benzo(ghi)pireleno µg/Kg | 3 | 2 | 1 | - | - | - | - | - | 3 | 2 | 3 | NA | - | - | - | - |
| PAHs Totales µg/Kg | 44 | 39 | 1 | - | - | - | - | - | 45 | 33 | 45 | NA | - | - | - | - |
| PCB28 µg/Kg | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - |
| PCB52 µg/Kg | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - |
| PCB101 µg/Kg | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - |
| PCB105 µg/Kg | | | | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - |
| PCB118 µg/Kg | | | | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - |
| PCB138 µg/Kg | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - |
| PCB153 µg/Kg | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - |
| PCB155 µg/Kg | | | | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - |
| PCB180 µg/Kg | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - |

Tabla 2. Resultados de agroquímicos, metales, Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) y bifenilos policlorados (PCBs) del período 2017 – 2020 de la Laguna Garzón

| Parámetro | Primavera 2017 | | | | | Verano 2018 | | | | | Primavera 2018 | | | | | Verano 2019 | | | | Primavera 2019 | | | | Verano 2020 | | | | Primavera 2020 | | | |
|---------------------------|----------------|-----|-----|------|------|-------------|------|------|------|-----|----------------|------|-----|------|------|-------------|------|------|------|----------------|------|------|------|-------------|------|------|------|----------------|------|------|------|
| | G1 | G2 | G3 | LD | LC | G1 | G2 | G3 | LD | LC | G1 | G2 | G3 | LD | LC | G1 | G2 | LD | LC | G1 | G2 | LD | LC | G1 | G2 | LD | LC | G1 | G2 | LD | LC |
| As (mg/Kg) | <LC | <LD | <LD | 5 | 10 | <10 | <10 | <5 | 5 | 10 | <5 | <10 | <5 | 5 | 10 | <15 | <15 | | | <5,0 | <5,0 | | | <10 | <5,0 | | | <15 | <5,0 | | |
| Cd (mg/Kg) | <LD | <LD | <LD | 1 | 2,5 | <LD | <LD | <LD | 0,2 | 1 | <LD | <LD | <LD | 0,2 | 1 | <LC | <LC | 0,2 | 1 | <LD | <LD | 0,2 | 1 | <LD | <LD | 0,02 | 1 | <LD | <LD | 0,2 | 1 |
| Cu (mg/Kg) | <LC | 5 | 9,5 | 2 | 5 | 3,6 | 12 | 5,8 | 0,4 | 2 | 13 | 13 | 3,4 | 0,4 | 2 | 20 | 16 | 0,4 | 2 | 33 | 28 | 0,4 | 2 | 19 | 5,3 | 0,04 | 2 | 11 | 5,9 | 0,4 | 2 |
| Cr (mg/Kg) | <LD | <LD | <LD | 0,05 | 0,28 | 5,1 | 18 | 6,5 | 1 | 3 | 4,3 | 11 | 3,8 | 1 | 3 | 23 | 19 | 1 | 3 | 15 | 8,3 | 1 | 3 | 17 | 5,1 | 1 | 3 | 16 | 6,7 | 1 | 3 |
| Hg (mg/Kg) | <LD | <LD | <LD | 0,1 | 0,25 | 0,04 | 0,03 | 0,03 | - | - | 0,03 | 0,04 | <LC | 0 | 0,02 | 0,04 | 0,03 | 0 | 0,02 | 0,06 | 0,04 | 0 | 0,02 | 0,02 | 0,01 | 0,03 | 0,09 | 29 | 13 | 0,3 | 0,9 |
| Pb (mg/Kg) | <LD | <LD | <LD | 8 | 15 | <LC | 6,9 | <LC | 2 | 7 | <LC | <LC | <LD | 2 | 7 | <LC | <LC | 2 | 7 | 7,5 | <LC | 2 | 7 | 9 | <LD | 2 | 7 | 17 | 9 | 2 | 7 |
| Glifosato (mg/Kg) | <LC | <LC | <LC | 0,4 | 1 | 4,6 | <LD | <LD | 0,12 | 0,3 | 3,34 | <LD | <LD | 0,09 | 0,23 | <LC | <LD | 0,09 | 0,23 | <LD | <LD | 0,14 | 0,34 | <LD | <LD | 0,05 | NA | 0,38 | 1,36 | 0,05 | 0,14 |
| Cipermetrina (µg/Kg) | 0,1 | 0,1 | <LD | 0,1 | NA | <LD | <LD | <LD | 0,2 | NA | <LC | <LC | <LC | NA | 0,5 | <LD | <LD | 0,2 | - | <LC | 0,21 | - | 0,15 | <LD | <LD | 0,1 | NA | <LD | <LD | 0,05 | NA |
| Clorpirifos (µg/Kg) | <LD | 0,2 | 0,2 | 0,1 | NA | <LD | <LD | 0,29 | - | NA | <LC | <LC | <LC | NA | 0,1 | <LD | <LD | 0,1 | - | <LD | <LD | 0,05 | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | <LD | <LD | 0,05 | NA |
| Malatión (µg/Kg) | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | <LD | <LD | <LD | 0,13 | NA | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | <LD | <LD | 0,1 | - | <LD | <LD | 0,05 | - | <LD | <LD | 0,07 | NA | <LD | <LD | 0,07 | NA |
| EndosulfanAlfa (µg/Kg) | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | <LD | <LD | 0,1 | 0,09 | NA | <LD | <LD | <LD | 0,08 | NA | <LD | <LD | 0,1 | - | <LD | <LD | 0,05 | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | <LD | <LD | 0,05 | NA |
| EndosulfanBeta (µg/Kg) | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | <LD | <LD | <LD | 0,09 | NA | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | <LD | <LD | 0,1 | - | <LD | <LD | 0,05 | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | <LD | <LD | 0,05 | NA |
| Endosulfansulfato (µg/Kg) | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | <LD | <LD | <LD | 0,11 | NA | <LD | <LD | <LD | 0,09 | NA | <LD | <LD | 0,1 | - | <LD | <LD | 0,05 | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | <LD | <LD | 0,05 | NA |
| Atrazina (µg/Kg) | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 3,1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 1,64 | NA | - | - | - | - |
| Aldrin (µg/Kg) | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - |
| Dieldrin (µg/Kg) | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,7 | - | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,04 | NA | - | - | - | - |
| Endrin (µg/Kg) | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - |
| Heptacloro (µg/Kg) | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - |
| Heptacloroepoxido (µg/Kg) | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0,09 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - |
| Metoxicloro (µg/Kg) | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0,12 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - |
| o,p DDD (µg/Kg) | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0,11 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - |
| o,p DDE (µg/Kg) | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - |
| o,p DDT (µg/Kg) | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0,09 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - |
| p,p' DDD (µg/Kg) | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | <LD | <LD | <LD | 0,08 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - |
| p,p' DDE (µg/Kg) | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | <LD | <LD | 0,18 | - | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - |
| p,p' DDT (µg/Kg) | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | <LD | <LD | <LD | 0,09 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - |
| Naftaleno µg/Kg | - | - | - | - | - | 5 | 9 | 6 | - | - | - | - | - | - | - | 4 | 6 | 1 | - | - | - | - | - | 4 | 2 | 1 | NA | - | - | - | - |
| Acenaphileno µg/Kg | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 1 | NA | - | - | - | - |
| Acenaftaleno µg/Kg | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 1 | NA | - | - | - | - |
| Fluoreno µg/Kg | - | - | - | - | - | 2 | 3 | 2 | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 2 | 1 | - | - | - | - | - | 2 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - |
| Fenantreno µg/Kg | - | - | - | - | - | 6 | 8 | 8 | - | - | - | - | - | - | - | 3 | 5 | 1 | - | - | - | - | - | 4 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|------------------------------|---|---|---|---|---|-----|-----|-----|---|---|---|---|---|---|-----|-----|-----|---|---|---|---|---|-----|-----|-----|----|---|---|---|---|
| Antraceno µg/Kg | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 1 | - | - | - | - | - | 2 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - |
| Fluorantreno µg/Kg | - | - | - | - | - | 3 | 5 | 3 | - | - | - | - | - | - | 4 | 5 | 1 | - | - | - | - | - | 9 | 1 | 1 | NA | - | - | - | - |
| Pireno µg/Kg | - | - | - | - | - | 2 | 3 | 2 | - | - | - | - | - | - | 3 | 4 | 1 | - | - | - | - | - | 7 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - |
| Benzo(a)antraceno µg/Kg | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | 2 | 2 | 1 | - | - | - | - | - | 1 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - |
| Criseno µg/Kg | - | - | - | - | - | <LD | 1 | <LD | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 1 | - | - | - | - | - | 2 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - |
| Benzo(b)fluoranteno µg/Kg | - | - | - | - | - | <LD | 3 | 1 | - | - | - | - | - | - | 5 | 5 | 1 | - | - | - | - | - | 7 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - |
| Benzo(k)fluoranteno µg/Kg | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 1 | - | - | - | - | - | 1 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - |
| Benzo(a)pireno µg/Kg | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 1 | - | - | - | - | - | 1 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - |
| Indeno(1,2,3-cd)pireno µg/Kg | - | - | - | - | - | <LD | 2 | <LD | - | - | - | - | - | - | 3 | 4 | 1 | - | - | - | - | - | 2 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - |
| Dibenz(a,h)antraceno µg/Kg | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 1 | NA | - | - | - | - |
| Benzo(ghi)pireleno µg/Kg | - | - | - | - | - | <LD | 3 | 1 | - | - | - | - | - | - | 4 | 4 | 1 | - | - | - | - | - | 3 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - |
| PAHs Totales µg/Kg | - | - | - | - | - | 29 | 44 | 32 | - | - | - | - | - | - | 44 | 39 | 1 | - | - | - | - | - | 45 | 3 | 1 | NA | - | - | - | - |
| PCB28 µg/Kg | - | - | - | - | - | 0,2 | 0,2 | 0,2 | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - |
| PCB52 µg/Kg | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - |
| PCB101 µg/Kg | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - |
| PCB105 µg/Kg | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - |
| PCB118 µg/Kg | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - |
| PCB138 µg/Kg | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - |
| PCB153 µg/Kg | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - |
| PCB155 µg/Kg | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - |
| PCB180 µg/Kg | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | - | - | - | - | - | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - |

Tabla 3. Resultados de agroquímicos, metales, Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) y bifenilos policlorados (PCBs) del período 2017 – 2020 de la Laguna de Rocha

| Parámetro | Primavera 2017 | | | Verano 2018 | | | | | Primavera 2018 | | | | | Verano 2019 | | | | | Primavera 2019 | | | | | Verano 2020 | | | | | Primavera 2020 | | | | |
|-----------------------------|----------------|------|------|-------------|------|--------|------|-----|----------------|-----|--------|-------|------|-------------|------|--------|-------|------|----------------|-------|--------|-------|------|-------------|-------|--------|------|------|----------------|------|--------|------|------|
| | Norte | LD | LC | Norte | Sur | Centro | LD | LC | Norte | Sur | Centro | LD | LC | Norte | Sur | Centro | LD | LC | Norte | Sur | Centro | LD | LC | Norte | Sur | Centro | LD | LC | Norte | Sur | Centro | LD | LC |
| As mg/Kg | <LD | 5 | 10 | <5 | <5 | <10 | 5 | 10 | <5 | <5 | <10 | 5 | 10 | <10 | <10 | <15 | | | <5,0 | <5,0 | <5,0 | | | <5,0 | <5,0 | <5,0 | | | <5,0 | <15 | <5,0 | | |
| Cd mg/Kg | <LD | 1 | 2.5 | <LD | <LD | <LD | 0.2 | 1 | <LD | <LD | <LD | 0.2 | 1 | <LC | <LC | <LC | 0.2 | 1 | <LD | <LD | <LD | 0.2 | 1 | <LD | <LD | <LD | 0.02 | 1 | <LD | <LD | <LC | 0.2 | 1 |
| Cu mg/Kg | <LC | 2 | 5 | 3.5 | <LC | 10 | 0.4 | 2 | 4,3 | <LC | 12 | 0.4 | 2 | 4.2 | <LC | 14 | 0.4 | 2 | 9.9 | 11 | 11 | 0.4 | 2 | 3.4 | <LC | 9.2 | 0.04 | 2 | 2.1 | 10 | <LC | 0.4 | 2 |
| Cr mg/Kg | <LD | 0,05 | 0.28 | 5.7 | 2,5 | 15 | 1 | 3 | 5,2 | <LC | <LC | 1 | 3 | 6.3 | 2.8 | 20 | 1 | 3 | 4 | <LD | 17 | 1 | 3 | 4.9 | <LC | 11 | 1 | 3 | 3.4 | 16 | <LC | 1 | 3 |
| Hg mg/Kg | <LD | 0.1 | 0.25 | 0.016 | <LC | 0.028 | - | - | 0.018 | <LC | 0.056 | 0.004 | 0.02 | <LC | <LC | 0.049 | 0.004 | 0,02 | 0.034 | 0.085 | 0.098 | 0.004 | 0.02 | 0.011 | 0.006 | 0.018 | 0.03 | 0.09 | 8 | 40 | 6.1 | 0.3 | 0.9 |
| Pb mg/Kg | <LD | 8 | 15 | <LD | <LD | <LC | 2 | 7 | <LD | <LD | <LC | 2 | 7 | <LC | <LC | <LC | 2 | 7 | <LC | <LD | 7.5 | 2 | 7 | <LD | <LD | <LC | 2 | 7 | <LC | 15 | <LC | 2 | 7 |
| Glifosato mg/Kg | <LC | 0,40 | 1,00 | <LD | <LD | <LD | 0,12 | 0,3 | <LD | <LD | <LC | 0,09 | 0,23 | 0.25 | 0,72 | <LC | 0.09 | 0,23 | <LD | <LD | <LD | 0.14 | 0.34 | 0.65 | <LD | <LC | 0.15 | 0.37 | 0.18 | 0.29 | 0.35 | 0.05 | 0.14 |
| Aldrin µg/Kg | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA | - | - | - | - | - |
| Dieldrin µg/Kg | - | - | - | <LD | <LD | 0,35 | 0.1 | | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.04 | NA | - | - | - | - | - |
| Endrin µg/Kg | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA | - | - | - | - | - |
| p,p'DDD µg/Kg | <LD | 0,1 | | <LD | <LD | <LD | 0.08 | | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA | - | - | - | - | - |
| p,p'DDE µg/Kg | <LD | 0,1 | | <LD | <LD | 0,11 | 0.09 | | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA | - | - | - | - | - |
| p,p'DDT µg/Kg | <LD | 0,1 | | <LD | <LD | <LD | 0.09 | | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA | - | - | - | - | - |
| o,p DDD µg/g | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.11 | | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA | - | - | - | - | - |
| o,p DDE µg/g | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA | - | - | - | - | - |
| o,p DDT µg/g | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.09 | | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA | - | - | - | - | - |
| EndosulfanAlfa µg/Kg | <LD | 0,1 | | <LD | <LD | <LD | 0.09 | | <LD | <LD | <LD | 0,08 | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA |
| EndosulfanBeta µg/Kg | <LD | 0,1 | | <LD | <LD | <LD | 0.09 | | <LD | <LD | <LD | 0,05 | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA |
| Endosulfansulfato µg/Kg | <LD | 0,1 | | <LD | <LD | <LD | 0.11 | | <LD | <LD | <LD | 0,09 | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA |
| Heptacloro µg/Kg | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA | - | - | - | - | - |
| Heptacloroepoxido µg/Kg | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA | - | - | - | - | - |
| Metoxicloro µg/Kg | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.12 | | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA | - | - | - | - | - |
| Cipermetrina µg/Kg | <LD | 0,1 | | <LD | <LD | <LD | 0.2 | | <LC | <LC | <LC | N/A | 0.5 | <LD | <LD | <LD | NA | NA | 0.21 | 0.18 | <LC | NA | 0,15 | <LD | <LD | <LD | 0.07 | NA | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA |
| Atrazina µg/Kg | | | | <LD | <LD | <LD | 3.1 | | - | - | - | | | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | NA |
| Clorpirifos µg/Kg | 0.2 | 0,1 | | <LD | 0,15 | 0,24 | 0.09 | | <LC | <LC | <LC | N/A | 0.1 | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA | <LD | <LD | <LD | 1.64 | NA | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA |
| Malation µg/Kg | <LD | 0,1 | | <LD | <LD | <LD | 0.13 | | <LD | <LD | <LD | 0.1 | | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA | <LD | <LD | <LD | 0.05 | NA | <LD | <LD | <LD | 0.07 | NA |
| Naftaleno (µg/kg) | - | - | - | 6 | 6 | 6 | - | - | - | - | - | - | - | 3 | 3 | 8 | 1 | NA | - | - | - | - | - | 2 | 1 | 3 | 1 | NA | - | - | - | - | - |
| Acenaphileno (µg/kg) | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 1 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | NA | - | - | - | - | - |
| Acenaftaleno (µg/kg) | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 1 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | NA | - | - | - | - | - |
| Fluoreno (µg/kg) | - | - | - | 2 | 2 | 2 | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 2 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | NA | - | - | - | - | - |
| Fenantreno (µg/kg) | - | - | - | 7 | 7 | 8 | - | - | - | - | - | - | - | 3 | 3 | 7 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | - | - | 4 | 1 | NA | - | - | - | - |
| Antraceno (µg/kg) | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 2 | 1 | NA | - | - | - | - | - | 1 | - | 2 | 1 | NA | - | - | - | - | - |
| Fluorantreno (µg/kg) | - | - | - | 2 | 2 | 4 | - | - | - | - | - | - | - | 2 | 1 | 8 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | - | - | 6 | 1 | NA | - | - | - | - |
| Pireno (µg/kg) | - | - | - | 2 | 2 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 6 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | - | - | 4 | 1 | NA | - | - | - | - |
| Benzo(a)antraceno (µg/kg) | - | - | - | <LD | <LD | 1 | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 3 | 1 | NA | - | - | - | - | - | 2 | - | 2 | 1 | NA | - | - | - | - | - |
| Criseno (µg/kg) | - | - | - | <LD | <LD | 1 | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 2 | 1 | NA | - | - | - | - | - | 2 | - | 1 | 1 | NA | - | - | - | - | - |
| Benzo(b)fluoranteno (µg/kg) | - | - | - | <LD | <LD | 3 | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 6 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | - | - | 4 | 1 | NA | - | - | - | - |
| Benzo(k)fluoranteno (µg/kg) | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 2 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | NA | - | - | - | - |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------------|---|---|---|-----|-----|-----|---|---|---|---|---|---|-----|-----|-----|-----|----|---|---|---|---|-----|-----|-----|-----|-----|----|---|---|---|---|---|
| Benzo(a)pireno (µg/kg) | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 2 | 1 | NA | - | - | - | - | - | 1 | - | 1 | 1 | NA | - | - | - | - | - |
| Indeno(1,2,3-cd)pireno (µg/kg) | - | - | - | <LD | <LD | 2 | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 5 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | - | 3 | 1 | NA | - | - | - | - | - |
| Dibenz(a,h)antraceno (µg/kg) | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 1 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | NA | - | - | - | - | - |
| Benzo(ghi)pireleno (µg/kg) | - | - | - | <LD | <LD | 3 | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 5 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | - | 3 | 1 | NA | - | - | - | - | - |
| PAHS Totales (µg/kg) | - | - | - | 30 | 30 | 39 | - | - | - | - | - | - | 21 | 20 | 61 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | NA | - | - | - | - | - | |
| PCB 28 | - | - | - | 0.2 | 0.2 | 0.2 | - | - | - | - | - | - | <LD | | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - |
| PCB 52 | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - |
| PCB 101 | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - |
| PCB 105 | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - |
| PCB 118 | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - |
| PCB 138 | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - |
| PCB 153 | - | - | - | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - |
| PCB 156 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - | |
| PCB 180 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 0.1 | NA | - | - | - | - | - |

Tabla 4. Resultados de agroquímicos, metales, Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) y bifenilos policlorados (PCBs) del período 2017 – 2020 de la Laguna de Castillos

| | Primavera 2017 | | | | | | Verano 2018 | | | | | | Primavera 2018 | | | | | | Verano 2019 | | | | | | Primavera 2019 | | | | | | Verano 2020 | | | | | | Primavera 2020 | | | | | |
|---------------------------|----------------|-----|-----|-----|------|------|-------------|------|-------|------|-------|------|----------------|------|------|-----|------|------|-------------|-----|-----|-----|-------|------|----------------|-------|-------|-------|------|-------|-------------|-------|-------|------|------|------|----------------|------|------|------|------|--|
| Parámetro | C1 | C2 | C3 | C4 | LD | LC | C1 | C2 | C3 | C4 | LD | LC | C1 | C2 | C3 | C4 | LD | LC | C1 | C2 | C3 | C4 | LD | LC | C1 | C2 | C3 | LD | LC | C1 | C2 | C3 | C4 | LD | LC | C1 | C2 | C3 | C4 | LD | LC | |
| As (mg/Kg) | <LD | <LD | <LC | <LD | 5 | 10 | <5 | <10 | <5 | <10 | 5 | 10 | <5 | <10 | <10 | <5 | 5 | 10 | <10 | <15 | <15 | <10 | | | <5,0 | <5,0 | <5,0 | | | <5,0 | <5,0 | <5,0 | <5,0 | | NA | <5,0 | <5,0 | <5,0 | <5,0 | | | |
| Cd (mg/Kg) | <LD | <LD | <LD | <LD | 1 | 2,5 | <LD | <LD | <LC | <LC | 0,2 | 1 | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,2 | 1 | <LC | <LC | <LC | <LC | 0,2 | 1 | <LD | <LD | <LD | 0,2 | 1 | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,02 | 3 | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,2 | 1 | |
| Cu (mg/Kg) | 5,4 | <LC | 6,1 | <LD | 2 | 5 | 3,1 | 13 | 7,5 | 11 | 0,4 | 2 | 2,1 | 13 | 9,2 | <LC | 0,4 | 2 | 5,6 | 18 | 13 | 17 | 1 | 3 | 2,0 | 10 | 6,3 | 0,4 | 2 | <LC | 10 | 5,9 | 3,7 | 0,04 | 7 | 2,6 | 8,1 | 5,4 | 7,3 | 0,4 | 2 | |
| Cr (mg/Kg) | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,05 | 0,28 | 8,4 | 22 | 15 | 16 | 1 | 3 | <LC | 16 | 13 | <LC | 1 | 3 | 2,7 | 12 | 8,1 | 12 | 0,4 | 2 | 3,0 | 8,8 | 7,6 | 1 | 3 | 3,1 | 12 | 9,9 | 4,3 | 1 | 0,09 | 5,3 | 14 | 8,4 | 12 | 1 | 3 | |
| Hg (mg/Kg) | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | 0,25 | <LD | <LD | 0,011 | <LD | 0,004 | 0,02 | <LC | <LD | 21 | 19 | 4 | 20 | <LC | <LC | <LC | <LC | 0,004 | 0,02 | <LC | 0,035 | 0,026 | 0,004 | 0,02 | 0,006 | 0,006 | 0,013 | 0,009 | 0,03 | 0,37 | 4,1 | 7,6 | 8,1 | 5,8 | 0,3 | 0,9 | |
| Pb (mg/Kg) | <LD | <LD | <LD | <LD | 8 | 15 | <LC | 9,1 | <LC | 8,7 | - | 7 | <LD | 8,4 | <LC | <LD | 2 | 7 | <LC | <10 | <LC | <LC | 2 | 7 | <LC | <LC | 10 | 2 | 7 | <LD | 7,3 | <LC | <LC | 2 | NA | 9 | 18 | 13 | 14 | 2 | 7 | |
| Glifosato (mg/Kg) | <LC | <LC | <LC | <LC | 0,4 | 1 | <LD | <LD | <LD | 3,98 | 0,12 | 0,3 | <LD | 3,64 | 1,49 | <LD | 0,09 | 0,23 | <LD | <LD | <LD | <LC | 0,09 | 0,23 | <LD | 0,38 | <LD | 0,14 | 0,34 | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,15 | NA | 0,19 | 0,33 | <LC | <LC | 0,05 | 0,14 | |
| Aldrin (µg/Kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,10 | NA | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - | - | - | |
| Dieldrin (µg/Kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,10 | NA | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,04 | NA | - | - | - | - | - | - | |
| Endrin (µg/Kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,10 | NA | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - | - | - | |
| p,p'DDD (µg/Kg) | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | N/A | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,08 | NA | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - | - | - | |
| p,p'DDE (µg/Kg) | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | N/A | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,09 | NA | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - | - | - | |
| p,p'DDT (µg/Kg) | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | N/A | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,09 | NA | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - | - | - | |
| o,p DDD (µg/Kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,11 | NA | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - | - | - | |
| o,p DDE (µg/Kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,10 | NA | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - | - | - | |
| o,p DDT (µg/Kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,09 | NA | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - | - | - | |
| EndosulfanAlfa (µg/Kg) | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | N/A | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,09 | NA | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,08 | NA | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | |
| EndosulfanBeta (µg/Kg) | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | N/A | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,09 | NA | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | |
| Endosulfansulfato (µg/Kg) | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | N/A | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,11 | NA | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,09 | NA | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | |
| Heptacloro (µg/Kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,10 | NA | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - | - | - | |
| Heptacloroepoxido (µg/Kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,09 | NA | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - | - | - | |
| Metoxicloro (µg/Kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,12 | NA | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - | - | - | |
| Cipermetrina (µg/Kg) | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | N/A | <LD | <LD | <LD | 7,33 | NA | NA | <LC | <LC | <LC | <LC | NA | 0,5 | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,2 | NA | <LC | <LC | <LC | | 0,15 | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | |
| Atrazina (µg/Kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 3,1 | NA | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 1,64 | NA | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | |
| Clorpirifos (µg/Kg) | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | N/A | 0,15 | 0,16 | 0,11 | <LD | 0,09 | NA | <LC | <LC | <LC | <LC | NA | 0,1 | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | |
| Malathion (µg/Kg) | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | N/A | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,13 | NA | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | <LD | <LD | <LD | 0,05 | NA | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,07 | NA | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,07 | NA | |
| Naftaleno (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | 7 | 10 | 7 | 3 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | 2 | 7 | 7 | 7 | 1 | NA | - | - | - | - | - | 2 | 5 | 4 | 3 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | |
| Acenaphileno (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | 1 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | |
| Acenaftaleno (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | |
| Fluoreno (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | 2 | 3 | 4 | 2 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | 1 | 4 | 2 | 3 | 1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | 3 | 2 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | |
| Fenantreno (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | 9 | 15 | 14 | 6 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | 2 | 12 | 7 | 9 | 1 | NA | - | - | - | - | - | 1 | 21 | 7 | 7 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | |
| Antraceno (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | 4 | 3 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | 1 | 4 | 2 | 3 | 1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | 5 | 2 | 2 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------------|---|---|---|---|---|---|-----|-----|-----|-----|---|----|---|---|---|---|---|---|-----|-----|-----|-----|-----|----|---|----|---|---|-----|-------|------|-------|------|--------------|----|---|---|---|---|---|---|
| Fluorantreno (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | 4 | 16 | 13 | 1 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | 3 | 18 | 12 | 16 | 1 | NA | - | - | - | - | - | 2 | 17 | 13 | 15 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - |
| Pireno (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | 2 | 9 | 7 | 1 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | 2 | 9 | 6 | 8 | 1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | 9 | 6 | 8 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - |
| Benzo(a)antraceno (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | 3 | 2 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | 1 | 4 | 2 | 3 | 1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | 2 | 2 | 2 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - |
| Criseño (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | 4 | 3 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | 1 | 5 | 3 | 3 | 1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | 3 | 2 | 3 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - |
| Benzo(b)fluoranteno (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | 1 | 7 | 6 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | 2 | 8 | 6 | 7 | 1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | 7 | 6 | 5 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - |
| Benzo(k)fluoranteno (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | 2 | 2 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | 1 | 3 | 2 | 2 | 1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | 2 | 1 | 1 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - |
| Benzo(a)pireno (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | 1 | 1 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | 1 | 1 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - | - | - |
| Indeno(1,2,3-cd)pireno (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | 5 | 4 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | 1 | 6 | 4 | 5 | 1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | 3 | 3 | 2 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - |
| Dibenz(a,h)antraceno (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 1 | NA | - | - | - | - | - | - |
| Benzo(ghi)pireleno (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | 4 | 4 | <LD | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | 1 | 8 | 4 | 5 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - | 3 | 2 | 1 | 1 | NA | - | - | - | - | - | - |
| PAHS Totales (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | 35 | 86 | 73 | 24 | | | - | - | - | - | - | - | 22 | 92 | 61 | 75 | | | - | - | - | - | - | 5 | 81 | 51 | 49 | | | - | - | - | - | - | - |
| PCB 028 (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | - | - | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | NA | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | - |
| PCB 052 (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | NA | - | - | - | <2,24 | <0,1 | <2,24 | <0,1 | 2.24/ 0,1 | NA | - | - | - | - | - | - |
| PCB 101 (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | NA | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | - |
| PCB105 (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | - |
| PCB 118 (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | - |
| PCB 138 (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | - |
| PCB 153 (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | - | - | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | - |
| PCB 156 (µg/kg) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | - | |
| PCB180 µg/Kg | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | <LD | <LD | <LD | <LD | 0,1 | NA | - | - | - | - | - | - | |

Anexo IV. Registro de Precipitación mensual de la Estación Meteorológica de Rocha INUMET (2015-2020)

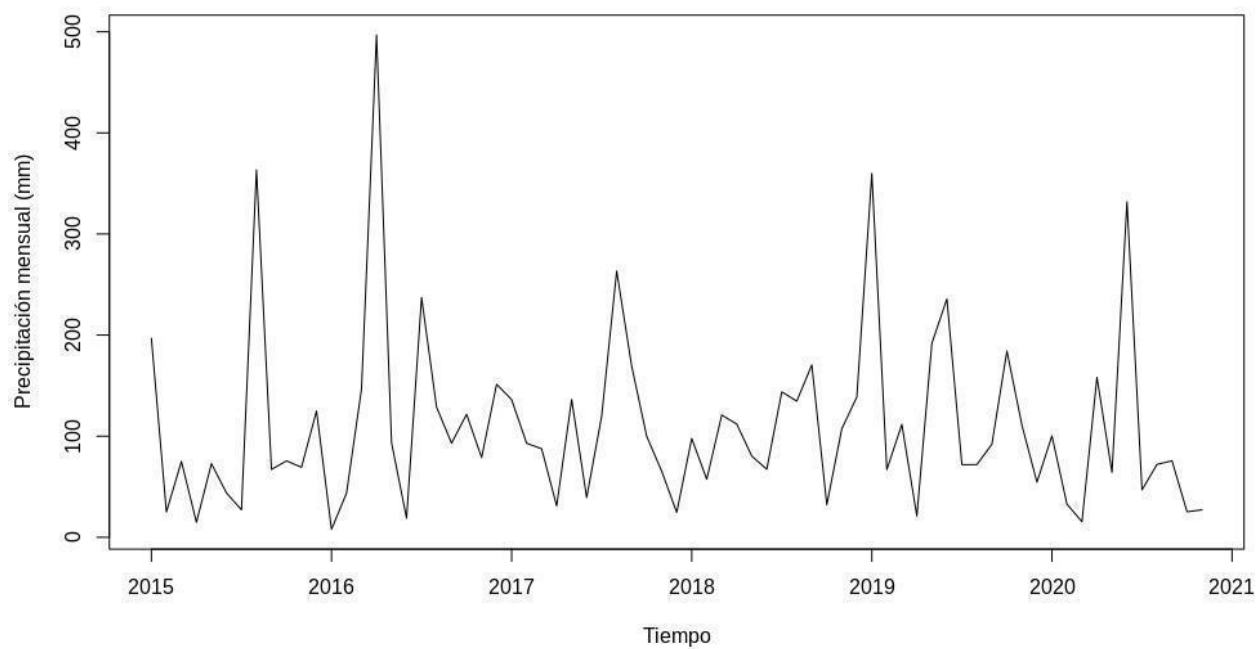
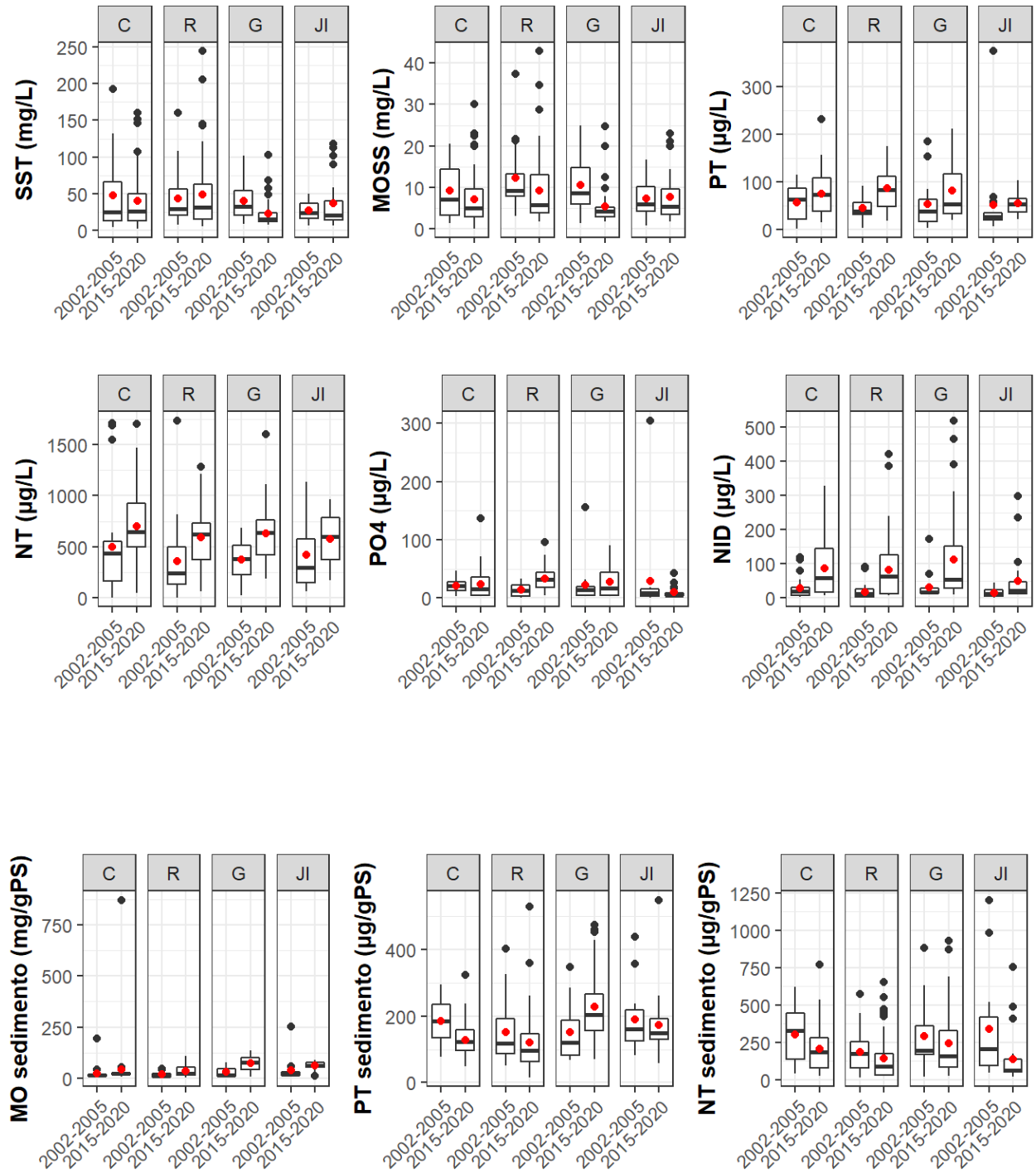
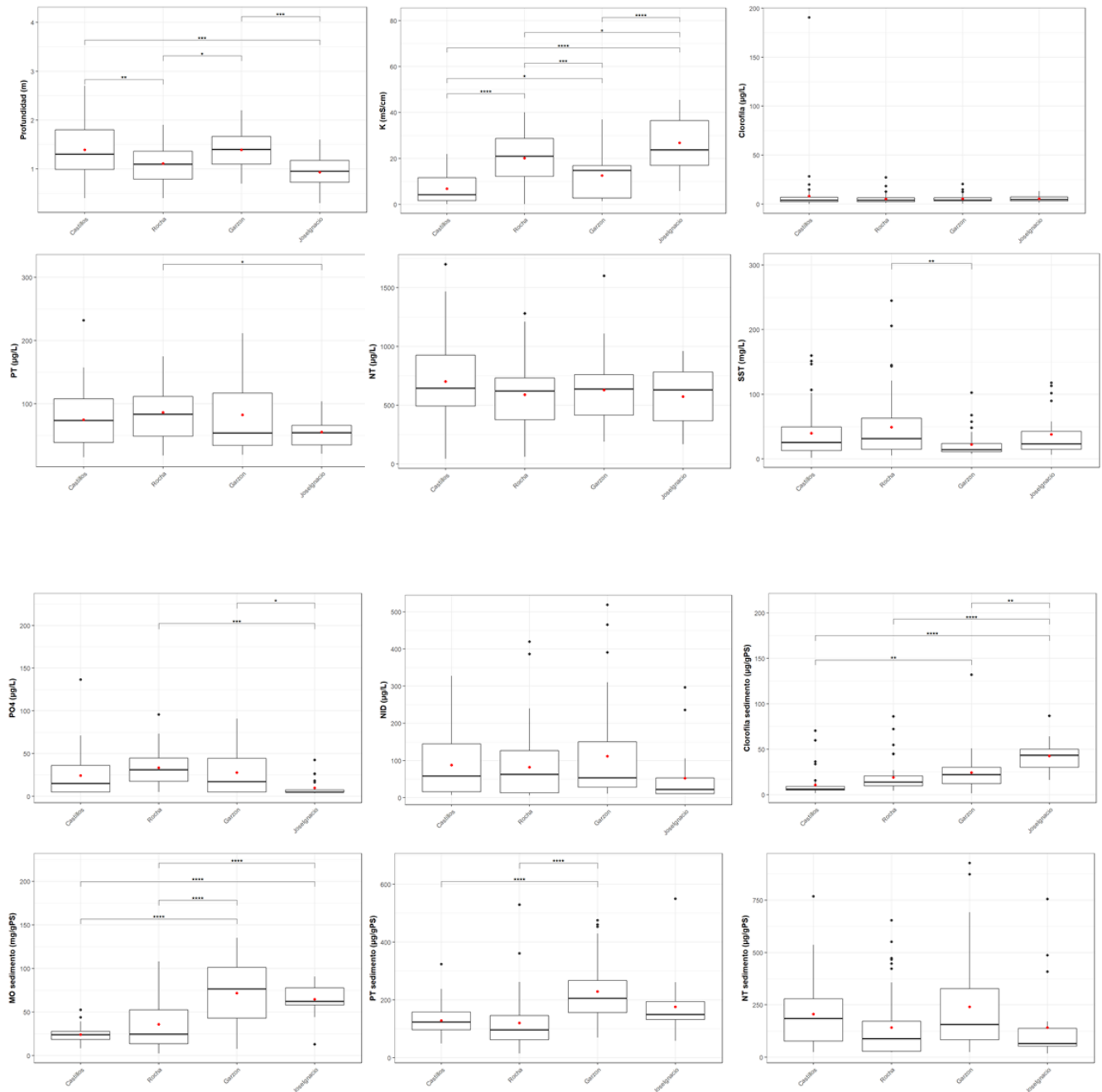


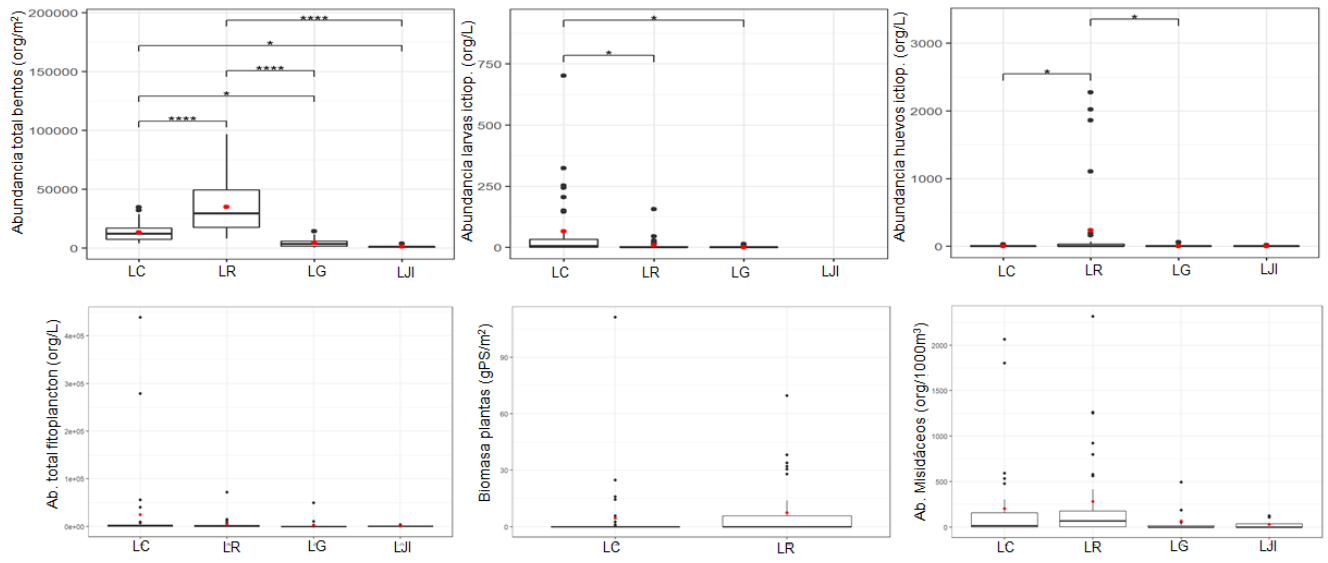
Figura. Lluvia mensual del período 2015 - 2020.

Anexo V. Gráficos de cajas que muestran la comparación de los indicadores de calidad del agua y el sedimento entre el período actual y el histórico (2002 al 2006).



Anexo VI. Gráficos de cajas que muestran la comparación entre lagunas de los indicadores de calidad del agua y las comunidades biológicas a lo largo del período de estudio. Únicamente se compararon los sitios norte, centro y sur de todas las lagunas. En los casos en que las variables cumplieron con los supuestos necesarios, se indican las comparaciones entre medias. Los asteriscos indican el nivel de significancia.





Anexo VII. Régimen de barras arenosas de las lagunas costeras (Programa de Monitoreo de Lagunas Costeras Salobres de DINARA).

Para el periodo entre enero de 2017 y diciembre de 2020, la DINARA a través de su Programa de Monitoreo de las Lagunas Costeras Salobres, registró mensualmente por observación directa la condición de las barras arenosas de las lagunas de Rocha, de Castillos, Garzón y José Ignacio. A su vez, siempre que fue posible, se incorporó información quincenal de la condición de la barra y de las intervenciones artificiales o de eventos naturales, proveniente de observaciones directas y reportes de pescadores y técnicos del SNAP.

En los casos de ausencia de registro (menor a 10% de las anotaciones quincenales en cada año) se asumió como condición más posible la condición anterior hasta la nueva fecha de observación o reporte. Con esta información se confeccionaron tablas de condición, siendo 1 barra abierta y 0 barra cerrada.

Laguna José Ignacio

La conexión de la laguna José Ignacio con el mar presentó un promedio de 56,9% para todo el periodo, con mínimos anuales de 26,3 % en 2020 y máximos de 76,5 % en 2018, estando conectada con el mar por periodos mayores al 60 % en todos los años, excepto en 2020 (Tabla 1, Figura 1). Este patrón de conexión se mantuvo dentro de los rangos de valores anuales observados para el período 92-99 (Santana y Fabiano, 1999) y 2008-2017 (DINARA-UGEPA, 2017).

Asimismo, se observó una prolongada fase de barra abierta entre junio y diciembre de 2017 y otra entre mayo de 2018 y marzo de 2019, las cuales se correspondieron con zafas exitosas de camarón en esta laguna (DINARA, 2019). También se registró un período sostenido de cierre entre noviembre de 2019 y mayo de 2020 (Tabla 1). Se registraron solamente 2 aperturas artificiales (mayo de 2018 y junio de 2020).

Posiblemente las intervenciones reales estén subestimadas y presumiblemente hayan ocurrido también en junio de 2017 y mayo de 2019, tal como ocurrió en las otras lagunas ante eventos de inundación.

Tabla 1. Condición de la barra arenosa de la laguna José Ignacio (1 = barra abierta, 0 = barra cerrada, 1 en gris = apertura artificial).

| Meses | Años | | | |
|-----------|------|------|------|------|
| | 2017 | 2018 | 2019 | 2020 |
| enero | 1 | 0 | 1 | 0 |
| enero | 1 | 0 | 1 | 0 |
| febrero | 0 | 0 | 1 | 0 |
| febrero | 0 | 0 | 1 | 0 |
| marzo | 0 | 0 | 1 | 0 |
| marzo | 0 | 0 | 0 | 0 |
| abril | 0 | 0 | 1 | 0 |
| abril | 0 | 0 | 0 | 0 |
| abril | 1 | 0 | 0 | 0 |
| mayo | 1 | 1 | 0 | 0 |
| mayo | 0 | 1 | 1 | 0 |
| junio | 0 | 1 | 1 | 1 |
| junio | 0 | 1 | 1 | 1 |
| junio | 1 | 1 | 1 | 1 |
| julio | 1 | 1 | 1 | 1 |
| julio | 1 | 1 | 1 | 1 |
| agosto | 1 | 1 | 1 | 1 |
| agosto | 1 | 1 | 1 | 1 |
| setiembre | 1 | 1 | 0 | 1 |
| setiembre | 1 | 1 | 0 | 1 |
| octubre | 1 | 1 | 1 | 0 |
| octubre | 1 | 1 | 1 | 0 |
| noviembre | 1 | 1 | 0 | 0 |
| noviembre | 1 | 1 | 0 | 0 |
| diciembre | 1 | 1 | 0 | 0 |
| diciembre | 1 | 1 | 0 | 0 |
| % abierto | 63,6 | 76,5 | 61,1 | 26,3 |

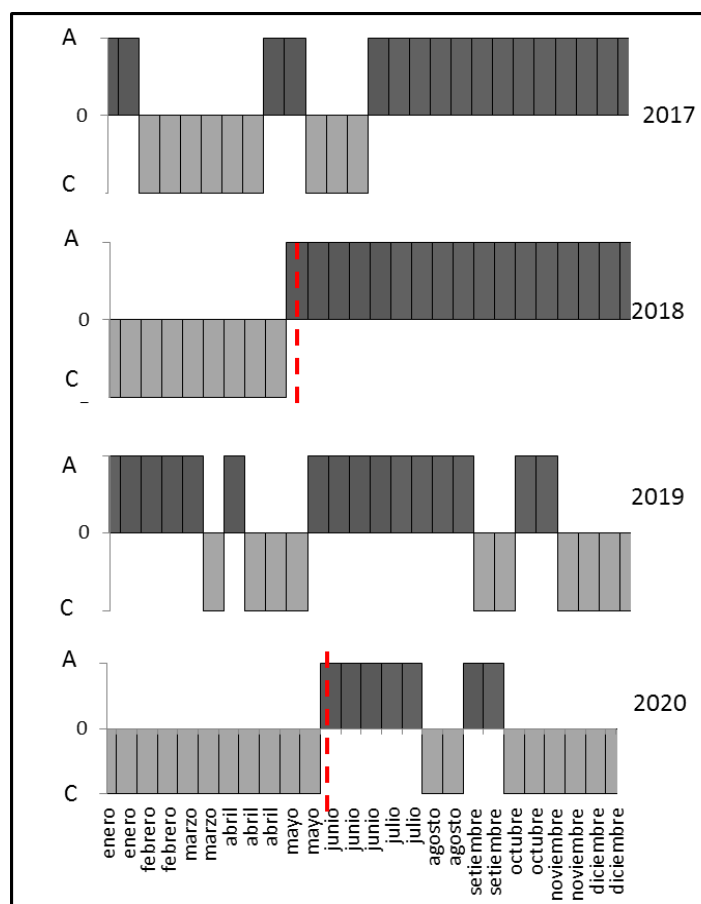


Figura 1. Gráfico de apertura y cierre de la barra arenosa en la laguna de José Ignacio. Los valores presentados en el eje de las ordenadas corresponden a la condición de barra abierta (A) y barra cerrada (C). La línea roja punteada representa las aperturas artificiales.

Laguna Garzón

La Laguna Garzón estuvo conectada con el mar por períodos menores a 41% todos los años, variando entre mínimos anuales de 15,4 % en 2017 y máximos de 41,2 % en 2018 siendo la laguna que presentó el menor promedio de barra abierta (27,75%) para todo el período (Tabla 2, Figura 2). La conexión de esta laguna con el mar se mantuvo dentro de los rangos de valores anuales observados para el período 92-99 (Santana y Fabiano, 1999) y 2008-2017 (DINARA-UGEPA, 2017).

Esta Laguna fue intervenida mecánicamente 9 veces en el período de estudio y hasta 4 veces en un único año (2018) (Jun-17, Jul-17, May-18, Jun-18, Oct-18, Dic-18, May-19, set-19 y Jun-20) (Tabla 2). La proximidad en el tiempo de las intervenciones es particularmente destacable en 2018, lo cual sugiere, que no fueron intervenidas en momentos óptimos para que la conexión y la descarga de agua de la laguna necesaria hacia el mar se mantuvieran. Cabe destacar, que la apertura de diciembre de 2018 estuvo determinada por precipitaciones inusualmente altas en la cuenca y niveles de agua muy elevados en el cuerpo lagunar.

Por otro lado, aún cuando no fue el objetivo, las aperturas artificiales de octubre y diciembre de 2018, junto con la condición posterior de barra abierta, la cual se matuvo por un mes en cada evento, posibilitó la zafra de camarón de 2019 en esta laguna (DINARA, 2019). Otro evento a destacar, tuvo lugar en enero de 2019 donde se registró una mortandad de sabalitos (Ghione *et al.* 2019 reporte interno al SNAP), la cual se explicaría por el desplazamiento de especies de peces hacia las zonas bajas inundadas de la laguna y a la intrusión de agua desde el mar con mayor salinidad, una vez intervenida la barra en diciembre.

Tabla 2. Condición de la barra arenosa de la laguna Garzón (1 = barra abierta, 0 = barra cerrada, 1 en gris = apertura artificial).

| Meses | Años | | | |
|------------------|-------|-------|-------|-------|
| | 2017 | 2018 | 2019 | 2020 |
| enero | 0 | 0 | 1 | 0 |
| enero | 0 | 0 | 0 | 0 |
| febrero | 0 | 0 | 0 | 0 |
| febrero | 0 | 0 | 0 | 0 |
| marzo | 0 | 0 | 0 | 0 |
| marzo | 0 | 0 | 0 | 0 |
| abril | 0 | 0 | 0 | 0 |
| abril | 0 | 0 | 0 | 0 |
| abril | 0 | 0 | 0 | 0 |
| mayo | 0 | 1 | 0 | 0 |
| mayo | 0 | 0 | 1 | 0 |
| junio | 0 | 1 | 1 | 1 |
| junio | 1 | 1 | 1 | 1 |
| junio | 0 | 1 | 1 | 1 |
| julio | 1 | 0 | 0 | 1 |
| julio | 1 | 0 | 0 | 1 |
| agosto | 1 | 0 | 0 | 0 |
| agosto | 1 | 0 | 0 | 0 |
| setiembre | 0 | 0 | 1 | 1 |
| setiembre | 0 | 0 | 1 | 1 |
| octubre | 1 | 1 | 1 | 0 |
| octubre | 1 | 1 | 1 | 0 |
| noviembre | 0 | 1 | 0 | 0 |
| noviembre | 0 | 0 | 0 | 0 |
| diciembre | 0 | 1 | 0 | 0 |
| diciembre | 0 | 1 | 0 | 0 |
| % abierto | 15,40 | 41,20 | 33,30 | 21,10 |

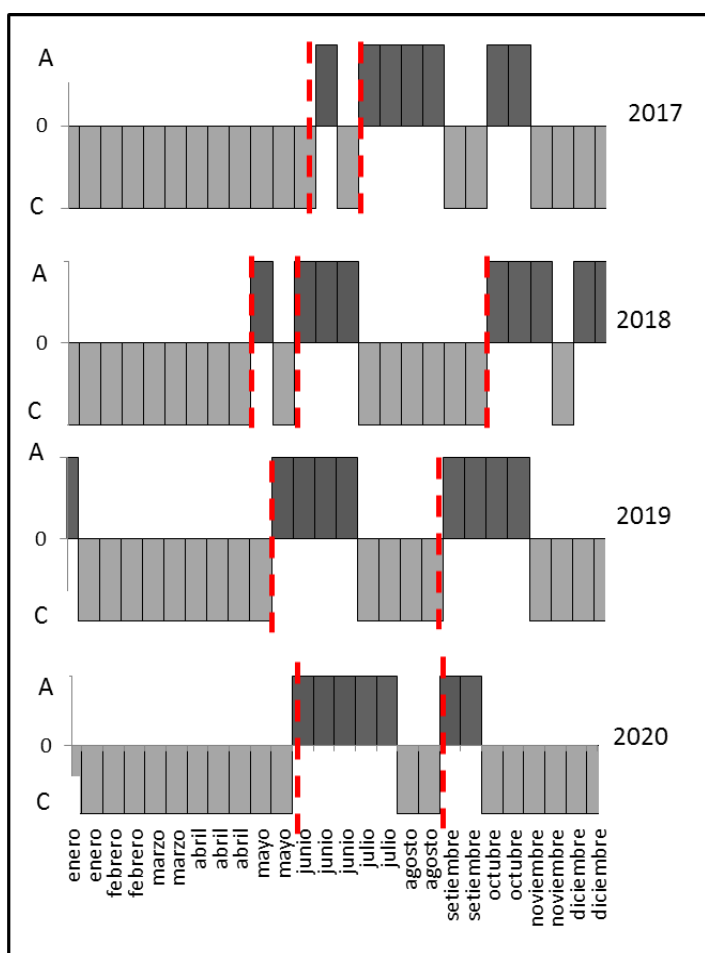


Figura 2. Gráfico de apertura y cierre de la barra arenosa en la laguna de Garzón. Los valores presentados en el eje de las ordenadas corresponden a la condición de barra abierta (A) y barra cerrada (C). La línea roja punteada representa las aperturas artificiales.

Laguna de Rocha

La conexión de la laguna de Rocha con el mar, varió entre mínimos anuales de 26,3 % en 2020 y máximos de 77,8 % en 2019 con un promedio de 43,7% para todo el periodo, manteniéndose dentro de los rangos de valores anuales observados para el período 92-99 (Santana y Fabiano, 1999) y 2008-2017 (DINARA-UGEPA, 2017). En todos los casos, a excepción de 2020, la laguna se mantuvo abierta algunos meses de primavera, entre octubre y diciembre inclusive, período óptimo de ingresos de estadios larvarios de crustáceos y peces. En el 2019 la laguna estuvo conectada con el mar un período prolongado de tiempo, pero con cierres intermitentes. Por el contrario, en el 2020 la conexión con el mar fue muy baja, alternándose el cierre de la barra con aperturas naturales o artificiales de corta duración (Tabla 3, Figura 3).

Se registraron 6 aperturas artificiales (Jul-17, Jul-18, Ene-19, May-19, Oct-19 y Jun-20) en todo el periodo de estudio. La barra fue intervenida mecánicamente todos los años y hasta 3 veces en 2019. En enero de 2019, la apertura se realizó debido a precipitaciones intensas en la cuenca de la laguna, las cuales ocurrieron simultáneamente con la creciente extraordinaria en las cuencas de los ríos Uruguay y Paraná (Tabla 3).

Tabla 3. Condición de la barra arenosa de la laguna de Rocha (1 = barra abierta, 0 = barra cerrada, 1 en gris = apertura artificial).

| Meses | Años | | | |
|-----------|------|------|------|------|
| | 2017 | 2018 | 2019 | 2020 |
| Enero | 1 | 0 | 1 | 1 |
| Enero | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Febrero | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Febrero | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Marzo | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Marzo | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Abril | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Abril | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Abril | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Mayo | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Mayo | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Junio | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Junio | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Junio | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Julio | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Julio | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Agosto | 1 | 1 | 1 | 0 |
| Agosto | 1 | 1 | 1 | 0 |
| Setiembre | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Setiembre | 1 | 1 | 0 | 0 |
| Octubre | 1 | 1 | 1 | 0 |
| Octubre | 1 | 1 | 1 | 0 |
| Noviembre | 1 | 1 | 1 | 0 |
| Noviembre | 1 | 0 | 1 | 0 |
| Diciembre | 1 | 0 | 1 | 0 |
| Diciembre | 1 | 0 | 0 | 0 |
| % abierto | 35,7 | 35,3 | 77,8 | 26,3 |

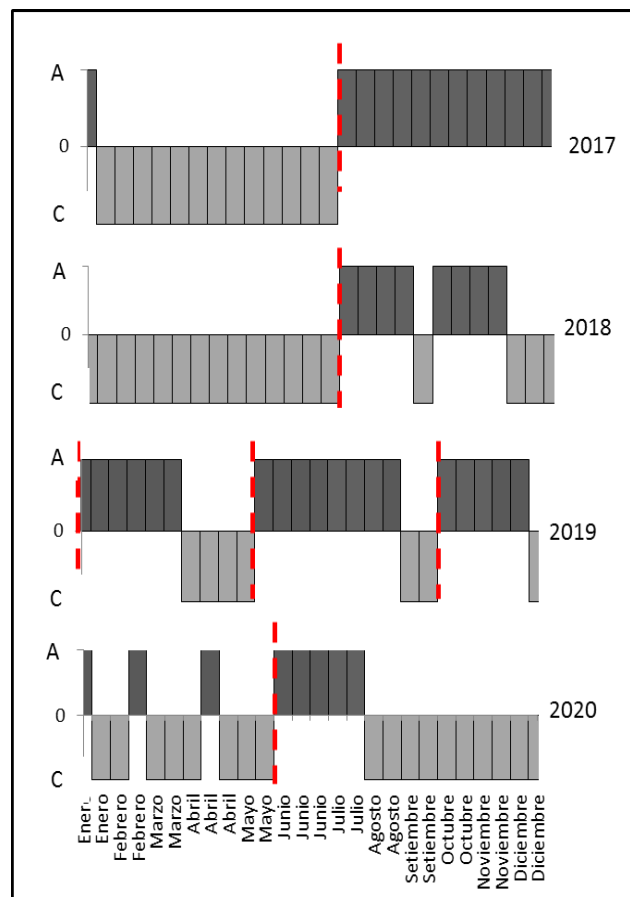


Figura 3. Gráfico de apertura y cierre de la barra arenosa en la laguna de Rocha. Los valores presentados en el eje de las ordenadas corresponden a la condición de barra abierta (A) y barra cerrada (C). La línea roja punteada representa las aperturas artificiales.

Laguna de Castillos

La laguna de Castillos mostró un patrón de conexión casi permanente con el mar con un promedio en el porcentaje anual de apertura de 81,5% para todas las observaciones realizadas en todo el periodo. Durante todo el 2018 y 2019 la conexión fue constante (barra abierta=100%), mientras que la misma estuvo interrumpida en otoño e invierno de 2017 (barra abierta=47,1%), así como en otoño de 2020 (barra abierta=78,9%), siendo intervenida artificialmente en agosto de 2017 y junio 2020, por inundaciones en la localidad de Barra de Valizas (Tabla 4, Figura 4). La conexión de esta laguna con el mar se mantuvo dentro de los rangos de valores anuales observados para el período 92-99 (Santana y Fabiano 1999) y 2008-2017 (DINARA-UGEP, 2017). De la misma manera que en las restantes lagunas, estas variaciones deben ser analizadas en un contexto más amplio para poder extraer conclusiones de su comportamiento y asumir normalidad o salud.

Las condiciones ambientales (e.g. fuerte descarga al mar de agua con salinidad <1, temperatura superficial del agua > 24° C) en la laguna y el arroyo Valizas en verano de 2019, principalmente en el mes de febrero, estuvieron asociadas a floraciones de cianofíceas, y se acompañaron de una baja abundancia de invertebrados (camarones y cangrejos sirí). En enero de 2017 la floración de cianofíceas no habría impactado negativamente en la zafra de camarón, y la salinidad generalmente fue superior a 3 en los diferentes ambientes del cuerpo lagunar (DINAMA-OSE-DINARA-IDR-CURE 2018, 2019).

Tabla 4. Condición de la barra arenosa de la laguna de Castillos (1 = barra abierta, 0 = barra cerrada, 1 en gris = apertura artificial).

| Meses | Años | | | |
|------------------|------|------|------|------|
| | 2017 | 2018 | 2019 | 2020 |
| enero | 1 | 1 | 1 | 1 |
| enero | 1 | 1 | 1 | 1 |
| febrero | 1 | 1 | 1 | 1 |
| febrero | 1 | 1 | 1 | 1 |
| marzo | 1 | 1 | 1 | 1 |
| marzo | 1 | 1 | 1 | 1 |
| abril | 1 | 1 | 1 | 0 |
| abril | 0 | 1 | 1 | 1 |
| abril | 1 | 1 | 1 | 0 |
| mayo | 0 | 1 | 1 | 0 |
| mayo | 0 | 1 | 1 | 0 |
| junio | 0 | 1 | 1 | 1 |
| junio | 0 | 1 | 1 | 1 |
| junio | 0 | 1 | 1 | 1 |
| julio | 0 | 1 | 1 | 1 |
| julio | 0 | 1 | 1 | 1 |
| agosto | 1 | 1 | 1 | 1 |
| agosto | 1 | 1 | 1 | 1 |
| setiembre | 1 | 1 | 1 | 1 |
| setiembre | 1 | 1 | 1 | 1 |
| octubre | 1 | 1 | 1 | 1 |
| octubre | 1 | 1 | 1 | 1 |
| noviembre | 1 | 1 | 1 | 1 |
| noviembre | 1 | 1 | 1 | 1 |
| diciembre | 1 | 1 | 1 | 1 |
| diciembre | 1 | 1 | 1 | 1 |
| % abierto | 47,1 | 100 | 100 | 78,9 |

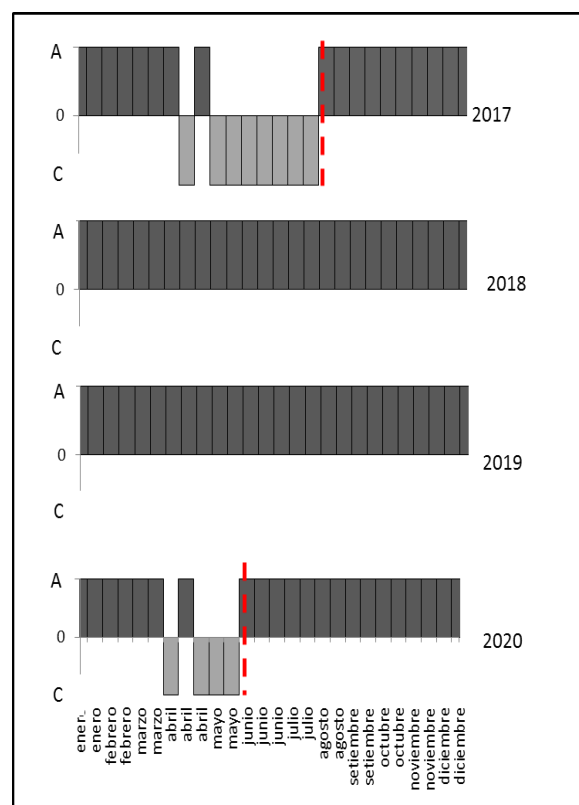


Figura 4. Gráfico de apertura y cierre de la barra arenosa en la laguna de Castillos y el arroyo Valizas. Los valores presentados en el eje de las ordenadas corresponden a la condición de barra abierta (A) y barra cerrada (C). La línea roja punteada representa las aperturas artificiales