

Informe del estado del Medio Ambiente y de los Recursos
Naturales Renovables 2012, 2013 y 2014.

(Versión preliminar)

Tomo II: Estado de los Ecosistemas y de los servicios
ecosistémicos.

Autores: Institutos de Investigación SINA

Bogotá. Septiembre 11 de 2015.

Tabla de Contenido Tomo II

2	Estado de los Ecosistemas y de la Biodiversidad en Colombia 2012 - 2014.....	9
2.1	Mapa de Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia.....	10
2.1.1	Aspectos metodológicos	11
2.1.2	Resultados	12
2.2	Estado de la Vigilancia y desarrollo de información: Bosques en Colombia.....	20
2.2.1	Identificación de Alertas Tempranas por Deforestación, AT-D	20
2.2.2	Resultados de la deforestación a nivel nacional escala fina.....	33
2.2.3	Inventario Forestal Nacional.....	39
2.3	Proyecto Degradación de suelos por erosión en Colombia. Escala 1:100.000.	44
2.3.1	Zonificación de la degradación de los suelos por erosión en Colombia - 2015.....	45
2.3.2	Estado de la degradación de suelos por erosión en Colombia.....	47
2.3.3	Focos de degradación de suelos por erosión	49
2.3.4	Alertas y acciones para prevenir la degradación de suelos por erosión.....	50
2.4	Estado de los ecosistemas y de la biodiversidad de la Amazonía colombiana, dinámicas poblacionales y planes de manejo.....	52
2.4.1	Uso y conservación de la flora en la Amazonía colombiana.	52
2.4.2	Uso y conservación de la fauna silvestre en la amazonia	63
2.4.3	Ornitología en la Amazonia colombiana. Estado actual de la investigación.	67

2.4.4	Modos reproductivos y larvas de anuros.....	70
2.4.5	Serpientes: su riqueza en la Amazonía.....	73
2.4.6	Fauna de uso en la Amazonia oriental.....	77
2.4.7	Generación de códigos de barra en la flora de la amazonia colombiana.....	81
2.4.8	Microorganismos en suelos de la amazonia colombiana – departamento de vaupés. Estado del inventario.....	83
2.4.9	Uso y conservacion de hongos formadores de micorrizas arbusculares de la amazonia colombiana.....	96
2.4.10	Uso y conservación de la biodiversidad en la Amazonía.....	104
2.4.11	Dinámicas socio ambientales en los ecosistemas amazónicos.....	118
2.4.12	Planes de Manejo para la Conservación de especies Amenazadas.....	123
2.5	Impactos de las actividades antrópicas sobre los ecosistemas y la biodiversidad en el chocó biogeográfico: minería en rio quito.....	130
2.5.1	Área de estudio.....	131
2.5.2	Línea base de información fisicoquímica, ambiental y sociocultural.....	137
2.5.3	Caracterización socioeconómica y cultural. Zona Rio Quito.....	227
2.5.4	Estrategias de conservación.....	233
2.5.5	Anexo: Estrategias de manejo para la conservación de la cuenca de río quito.....	244
2.6	Valoración integral de los ecosistemas cenagosos del municipio del medio atrato –chocó- caso ciénaga grande de beté.....	254
2.6.1	Aspectos físicos y bióticos.....	258
2.6.2	Aspectos socioeconómicos y culturales.....	288
2.6.3	Valoración integral de la ciénaga grande de beté:.....	297
2.6.4	Interpretación descriptiva de la información:.....	301
2.6.5	Conclusiones y recomendaciones:.....	307
2.6.6	Bibliografía (bete).....	310

2.7	Estado de los ecosistemas y hábitats marinos y costeros de Colombia (estado del ambiente y los ecosistemas marinos y costeros).....	313
2.7.1	Ambiente abiótico.....	314
2.7.2	Calidad de las aguas marinas y costeras. el índice de calidad de aguas marinas y costeras (icampff).....	322
2.8	Estado de la calidad de las aguas marino-costeras del Caribe y Pacífico Colombianos ..	331
2.9	Estados de los Ecosistemas marinos y costeros.....	335
2.9.1	Arrecifes coralinos	336
2.9.2	Manglar	349
2.9.3	Avances en la gestión y planificación de la zona costera	361
2.10	Manejo integrado de zonas costeras.....	362
2.11	Protección de ecosistemas marinos y costeros: restauración de ecosistemas.....	3
2.11.1	Acciones nacionales y sectoriales de adaptación al cambio climático.	6
2.11.2	Bibliografía sobre el estado de los ecosistemas, marinos y costeros Colombia.....	9

Tabla de Figuras y Tablas

Figura 2-1: <i>Mapa de ecosistemas continentales, marinos y costeros de Colombia escala 1:100.000</i>	13
Figura 2-2: Grado de transformación de los biomas preliminares para el área continental de Colombia	17
Figura 1. Cuarto Boletín de Alertas Tempranas de Deforestación para Colombia, segundo semestre de 2014.....	23
Figura 2. Núcleos 1 y 2 de núcleos activos de deforestación 2014-II	25
Figura 3. Núcleos 3 y 4 de núcleos activos de deforestación 2014-II	25
Figura 4. Núcleos 7 y 8 de núcleos activos de deforestación 2014-II	26
Figura 5. Distribución por departamentos de Alertas Tempranas de Deforestación. Porcentaje del total nacional. Segundo semestre del 2014.	27
Figura 6. Autoridades Ambientales Regionales con mayor porcentaje de alertas de deforestación. Segundo semestre 2014.....	28
Figura 2-3: Mapa de zonificación de la degradación de suelos por erosión, E 1:100.000	46
Figura 2-4: Número de nuevos registros y especies de plantas en el Herbario Amazónico Colombiano COAH.	53
Figura 2-5: Familias con mayor número de plantas alimenticias no convencionales (PANCs)	54
Figura 2-6: Porcentaje de plantas alimenticias no convencionales por hábito de crecimiento.....	55
Figura 2-7: Número de especies por categoría de amenaza en la región amazónica.	57
Figura 2-8: Familias con mayor número de especies bajo declaratoria de amenaza en la transición andino-amazónica.....	57
Figura 2-9: Número de colecciones de especies amenazadas por departamento en la región amazónica.....	58
Figura 2-10: Familias con mayor número de especies endémicas en la Amazonía colombiana	59

Figura 2-11: Localización Red de Parcelas Permanentes del Instituto Sinchi a 2013	61
Figura 2-12: Número de individuos y número de especies por parcela permanente de 1 ha.....	62
Figura 2-13: Número de especies de aves de cada una de las siete familias más diversas registradas en cada uno de los seis departamentos que componen la Amazonia colombiana.....	65
Figura 2-14: Número de investigaciones realizadas por tema (A) y familia (B) en los cuatro países con mayor producción ornitológica de la cuenca. El alto número de investigaciones sobre ecología y reproducción de aves en Perú y Ecuador se relacionan con el estudio de uso de colpas por Psitácidos y leks de saltarines respectivamente.....	69
Figura 2-15: Número de documentos sobre diferentes temas que han resultado de estudios realizados en cada uno de los seis departamentos de la Amazonía colombiana.....	70
Figura 2-16: Figura 1. Número de serpientes registradas en los departamentos de la Amazonía colombiana.....	76
Figura 2-17:: Figura 1. Sitios muestreados para el análisis de comunidades bacterianas	85
Figura 2-18: Análisis de componentes principales (PCA) de las características químicas de los suelos. (SB, Porcentaje de Saturación de Bases; CO, Porcentaje Carbono Orgánico; CIC, Capacidad de Intercambio Catiónico; SAI, Porcentaje de Acidez Intercambiable.....	89
Figura 2-19: Porcentaje de incidencia de grupos microbianos en las muestras de suelo analizadas en el los tres sitios muestreados en el Departamento de Vaupés.	90
Figura 2-20: Porcentaje de superficie dentro del anillo de poblamiento amazónico, 2002.	121
Figura 2-21: Porcentaje de superficie dentro del anillo de poblamiento amazónico, 2007.	121
Figura 2-22: Porcentaje de superficie dentro del anillo de poblamiento amazónico, 2012.	122

Tabla 2-1: Síntesis de los porcentajes de ecosistemas generales naturales y transformados en el área continental de Colombia.	16
Tabla 2-2: Número de especies de aves registradas en los departamentos de la Amazonia colombiana. Amenazadas: En Peligro – Vulnerables – Casi Amenazadas. Migratorias: Boreales – Australes. CITES: Apéndice I – II – III. Propuestas SACC: Necesitadas – Altamente necesitadas.	64
Tabla 2-3: Especies que se encuentran bajo algún riesgo de extinción. No se incluyen 20 especies exclusivas de las zonas andinas de Caquetá y Putumayo (p. ej. <i>Macroagelaius subalaris</i> e <i>Hypopyrrhus pyrohypogaster</i>).	66
Tabla 2-4: Especies y familias citadas en los apéndices CITES. Entre paréntesis el número de especies por familia.	66
Tabla 2-5: Número de familias, géneros y especies de serpientes registradas en la Amazonía colombiana.	74
Tabla 2-6: Presión de caza en territorios indígenas de la Amazonia oriental (Vaupés): Tasa de cosecha (No. presas/consumidor*año) y Cosecha por unidad de área (kg/km ²).....	80
Tabla 2-7: Descripción de los sitios muestreados en el municipio de Mitú-Departamento de Vaupés	86
Tabla 2-8: Características fisicoquímicas de los suelos muestreados. A: Arenoso, F: Franco; Ar: Arcilloso; S.B.%= Porcentaje de saturación de bases; S.A.I.% = Porcentaje de saturación de acidez intercambiable; A.I: Acidez intercambiable; B.T: Bases totales; C.O Carbono orgánico; N.D: No detectado.	88
Tabla 2-9: Géneros y especies de hongos formadores de micorrizas arbusculares reportados para la Amazonia colombiana por técnicas moleculares y técnicas espora-dependiente	98
Tabla 1. Relación superficial en hectáreas de los municipios presentes en la cuenca del	132
Tabla 2. División política – administrativa del municipio de Río Quito.....	134
Tabla 3. Variables fisicoquímicas medidas	140
Tabla 4. Coberturas vegetales de la cuenca del río Quito.....	148
Tabla 5. Descripción de actividades productivas en el municipio de Río Quito.....	149
Tabla 6. Producción agrícola por habitantes en el municipio de Río Quito	149
Tabla 7. Distribución poblacional en el municipio de Río Quito.....	151
Tabla 8. Distribución y localización de los puntos de muestreo.....	159

Tabla 9. Comparación del estado del río Quito con estándares de calidad de agua para la preservación de la biota acuática.	171
Tabla 10. Valores obtenidos <i>in situ</i> y de laboratorio de variables fisicoquímicas en el río Quito.	175
Tabla 11. Composición florística, parte media río Quito.	196
Tabla 12. Composición florística, parte baja río Quito.	198
Tabla 13. Composición íctica presente en las zona de estudio.	206
Tabla 14. Concentraciones de mercurio en peces analizados.	207
Tabla 15. Porcentaje de acumulación mercurial.	209
Tabla 16. Composición de la fauna de anfibios asociada a las fuentes hídricas del municipio de Río Quito.	211
Tabla 17. Composición de la fauna de reptiles asociada a las fuentes hídricas del municipio de Río Quito.	214
Tabla 18. Composición de la Avifauna asociada a la fuente hídrica del municipio de Río Quito. ...	219
Tabla 11. Estadísticas descriptivas de las variables continuas de la muestra.	302
Tabla 1. Porcentajes de erosión determinados por litoral.	319
Tabla 2. Porcentajes de erosión determinados por litoral.	321
Tabla 3. Escala de valoración del índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM (Vivas-Aguas, 2011).	323
Tabla 4. Distribución de las especies de mangle en las costas del Caribe y Pacífico colombianas, agrupadas por UAC's y Departamentos. Datos tomados de Sánchez-Páez <i>et al.</i> (2004). CAI: Caribe Insular, ATG: Alta Guajira, VNS: Vertiente Norte de la Sierra Nevada, CGSM: Río Magdalena y complejo Canal del Dique- Sistema Lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, RSGM: Río Sinú y el Golfo de Morrosquillo, DA: El Darién, PNC: Pacífico Norte Chocoano, BA: El Baudó, MAB: Málaga-Buenaventura y LAS: Llanura Aluvial Sur.	355
Tabla 5. Cobertura de manglar en Colombia, discriminada por departamentos.	356
Tabla 6. Indicador de extensión Caso "Ciénaga Grande de Santa Marta"	357
Tabla 7. Escala de valoración del Indicador de Integridad Biológica.	358
Tabla 8. Listado de áreas marinas protegidas del SAMP.	368
Tabla 9. Línea Base (año 2010) y Cálculo (año 2013).	2

2 Estado de los Ecosistemas y de la Biodiversidad en Colombia 2012 - 2014.

El presente volumen no pretende recoger datos e información para realizar una caracterización sistemática del estado de los ecosistemas y la biodiversidad en todos los casos, su objetivo se circunscribe a la presentación de los mejores resultados de investigación y de desarrollo de información de las Institucionalidad académica e investigativa del SINA, de manera tal que el lector pueda comprender el estado del conocimiento, que refleja condiciones diferenciales de desarrollo, pero que es base fundamental de los procesos de gestión relacionados con el estado de los ecosistemas y la biodiversidad.

2.1 Mapa de Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia.

La conservación de los ecosistemas naturales es fundamental para el desarrollo del país y se encuentra ligada de manera inseparable al bienestar de la población en general a través de la oferta de diferentes servicios ecosistémicos, al desarrollo de las actividades sectoriales sobre el territorio, a la adaptación a la variabilidad y al cambio climático y a la mitigación del mismo. Igualmente, el país tiene la necesidad de contar con información actualizada y detallada sobre el estado de sus ecosistemas, como insumo para definir la estructura ecológica principal de la nación, implementar la política nacional para la gestión integral de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos, actualizar e implementar la política nacional integrada para el desarrollo de los espacios oceánicos y las zonas costeras e insulares de Colombia e implementar el Plan Nacional de Restauración, Recuperación y Rehabilitación de Ecosistemas.

Bajo este marco, los Institutos de Investigación del SINA, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Parques Nacionales Naturales y el IGAC aunaron esfuerzos desde el 2011, a través del convenio 4206, para generar la PRIMERA VERSIÓN del mapa de ecosistemas continentales, costeros y marinos, a escala 1:100.000.

A continuación se presenta una síntesis de los aspectos metodológicos considerados para la generación del mapa así como los principales resultados.

2.1.1 Aspectos metodológicos

El mapa, es el producto del análisis y la integración de múltiples capas de información bajo un modelo conceptual preestablecido, que juntas, dan como resultado la delimitación y caracterización de los ecosistemas del país.

Inicialmente se tomó la información climática del país, como el factor controlador de la distribución de los ecosistemas. El IDEAM elaboró por medio de la metodología “Caldas Lang”, que integra los promedios de precipitación y temperatura, asociándolos a los parámetros de humedad y gradiente altitudinal, el mapa de clima actualizado del país.

La capa de clima se integró con la información de geopedología (suelos) generada por el IGAC, y modificada con el apoyo del IDEAM, entendiendo que los suelos y las geoformas son el medio físico donde los seres vivos se desarrollan y construyen sus hábitats.

Posteriormente, se integró con la información de coberturas de la tierra consolidada por el IDEAM a partir de insumos generados por el mismo IDEAM, el IGAC, Parques Nacionales y Sinchi, WWF para el período 2005 – 2009. Las coberturas de la tierra, son la expresión visible del ecosistema, no solo por la vegetación presente en las diferentes áreas geográficas, sino por las múltiples actividades que el ser humano desarrolla.

Finalmente, se realizó la agrupación de los ecosistemas con base en la clasificación de biomas generada por el IDEAM y asociada a las unidades bióticas desarrolladas por el IAVH. Con ello se buscó agrupar y tipificar cada una de las unidades de ecosistemas, dándole relevancia a la distribución de cerca de 6.000 especies de plantas y animales y a la manera como dichas especies ocupan nuestra geografía, dando como resultado la separación de comunidades bióticas particulares para cada área.

Paralelamente, el INVEMAR, desarrolló el mapa de ecosistemas marinos del país y esta información fue adicionada a toda la terrestre, para así completar la primera versión del mapa de ecosistemas continentales, costeros y marinos a la escala de 1:100.000.

2.1.2 Resultados

Con la información disponible y el proceso de integración definido para la generación del mapa, se pudo elaborar una aproximación a las unidades ecosistémicas, a través de una estructura jerárquica que va desde los grandes biomas, los bioma, hasta los ecosistemas. Como resultado se puede afirmar que Colombia tiene 85 tipos de ecosistemas generales y más de 8000 ecosistemas específicos (Figura 2-1). Dentro de los generales, se encuentran:

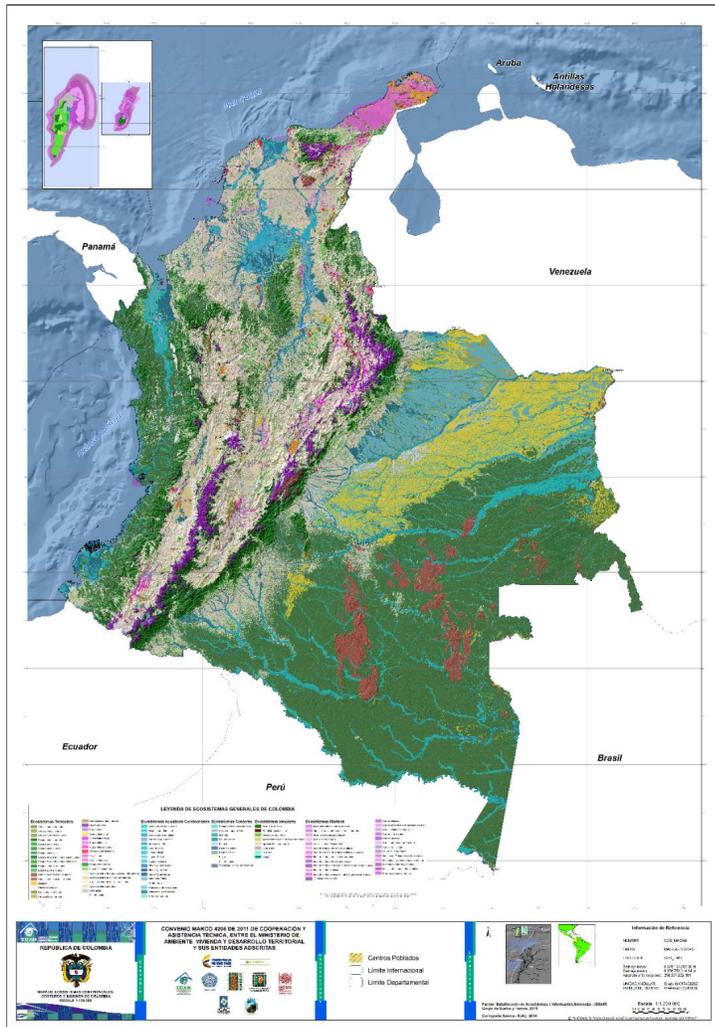
- Terrestres continentales e insulares: 26 naturales y 8 transformados
- Acuáticos: 15 naturales y 1 transformado
- Costeros continentales e insulares: 8 naturales y 1 transformados
- Marinos: 26 naturales

El país cuenta con un vasto escenario ecosistémico, en el cual aún permanecen mayoritariamente las áreas naturales, aunque el porcentaje de transformación sigue aumentando.

Ecosistemas insulares:

Con respecto a los ecosistemas insulares, actualmente sólo se cuenta con información para mapear los ecosistemas de San Andrés y Providencia. Las islas de San Andrés y Providencia tiene un área de 5.092 hectáreas, de las cuales, los ecosistemas costeros representados en el manglar y el bosque basal inundable ocupan el 5% del área. El 95% corresponde a los ecosistemas insulares, de los cuales el 43% se encuentra en estado natural (bosque basal seco y complejos rocosos) y el 52% restante se encuentra transformado (principalmente vegetación secundaria o por territorios artificializados).

Figura 2-1: Mapa de ecosistemas continentales, marinos y costeros de Colombia escala 1:100.000



Ecosistemas marinos:

Con respecto a los ecosistemas marinos, Colombia cuenta con 92.866.000 hectáreas de mares, dentro de las cuales sólo ha sido posible identificar el 0.51%, es decir, 472.688 hectáreas a escala 1:100.000. De dichos ecosistemas, el 91% se encuentran localizados en el mar Caribe y el 9% en el Océano Pacífico. Es importante resaltar el esfuerzo del Invermar en la generación de dicha información, dado las implicaciones técnicas, económicas, de equipos y recurso humano requeridos para dicha tarea.

Los ecosistemas marinos identificados en el **Caribe** colombiano comprenden 429.219 hectáreas de los cuales la mayor parte del área está compuesta por unidades bióticas de praderas de pastos marinos (14,9%), Algas calcáreas sobre sedimentos (32,2%) y asociaciones de algas (17,9%). Comparado con ellos, las unidades de corales ocupan áreas mucho más reducidas.

Se encuentran distribuidos en la Costa Atlántica cerca al área continental y alrededor de los complejos de islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

En el Pacífico los ecosistemas marinos aún están sub-evaluados. A la luz de la información hasta ahora recopilada por el INVEMAR, cartografiable a la escala requerida para el trabajo, solo se han identificado 43.448 hectáreas, correspondientes a los sectores de Malpelo y a áreas aledañas a Bahía Málaga, en el departamento del Valle del Cauca.

Las unidades bióticas más abundante corresponde a la biota de los fondos arenosos sumergidos, el cual representa el 6,4% de los ecosistemas costeros identificados (total del país), seguido por la de fondos intermareales y de fondos lodosos. Por contraste, las unidades más pequeñas son los corales y las asociaciones de algas, todos por debajo del 0,01%.

Es importante resaltar que el país debe aunar grandes esfuerzos de investigación sobre los ecosistemas marinos tanto del Pacífico como del mar Caribe, a fin de mejorar su conocimiento y

suplir los grandes vacíos de información que sobre el tema hay en el país, en esta importante área geográfica.

Ecosistemas costeros:

Referente a los ecosistemas costeros en el país ocupan 948.168 ha. de las cuales el 38,5% se localiza en el Caribe y el 61,5% en Pacífico. Dentro de estos ecosistemas, los que más área ocupan son los ecosistemas transicionales (21,7% en el Caribe y 47,2% en el Pacífico), y están compuestos por zonas de humedal con inundaciones periódicas que tipifican ambientes que subsisten con excesos de agua y que generan una dinámica ecológica dependiente de los ciclos de inundación.

Los ecosistemas lenticos (lagos y lagunas principalmente), ocupan el 12 % en el caribe y tan solo el 0,2% en el pacífico.

El análisis permite concluir que los ecosistemas costeros transicionales están siendo transformados, y donde más se evidencia esto es en el Pacífico, donde el área transformada alcanza el 14%.

Una revisión detallada de la Región Caribe revela que aún existe un área importante de ecosistemas conservados entre transicionales y lénticos, y que la actividad humana ha llegado a alcanzar una transformación de los ecosistemas del 5,1%.

En una revisión similar de los ecosistemas costeros del Pacífico, aunque los ecosistemas lénticos son relativamente escasos (0,2%) el grado de conservación de los ecosistemas naturales se acerca al 47,2%. Sin embargo, en el Pacífico se revela que la transformación antropogénica es mucho mayor, llegando al 14%.

Ecosistemas acuáticos continentales:

Los ecosistemas acuáticos continentales, ocupan unas **19.710.972** ha., de las cuales 3.623.861 Ha corresponden a ecosistemas acuáticos transformados y 16'087.111 a naturales.

Dentro de los ecosistemas acuáticos, los ecosistemas transicionales representan un 85% aproximadamente, de los cuales, el 65,9% se encuentra en estado natural y el 18,9% transformado.

En contraste, los ecosistemas lóticos (ríos) y lénticos (lagos y lagunas) representan algo más de la cuarta parte de eso (solo el 15.2%).

Ecosistemas terrestres continentales:

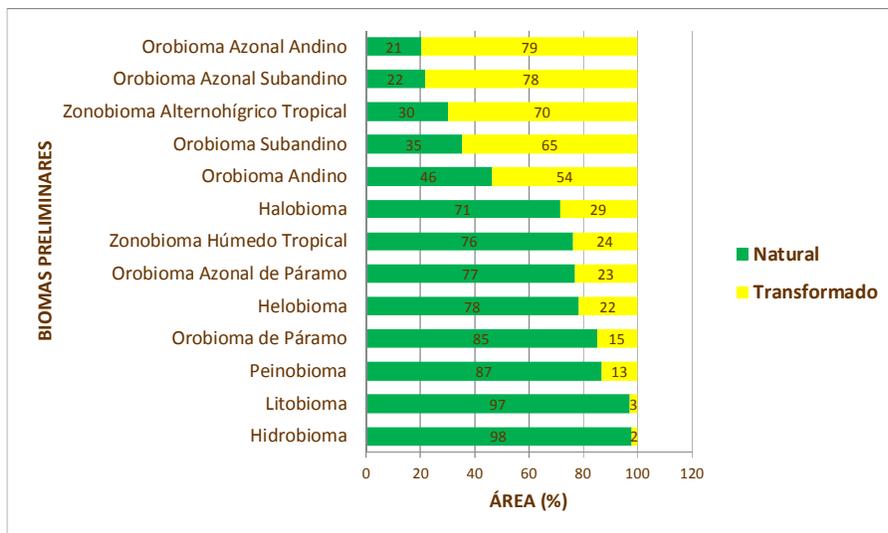
Los ecosistemas terrestres naturales y transformados ocupan el 81,1% del área continental. Dentro de este collage ecosistémico, los ecosistemas naturales ocupan 61.886.154 hectáreas y los ecosistemas transformados ocupan 31.638.007 hectáreas, manteniéndose una relación de 2 a 1 aproximadamente. La siguiente tabla muestra una síntesis de los resultados, agrupados por tipos generales de ecosistemas. (Tabla 2-1)

Tabla 2-1: Síntesis de los porcentajes de ecosistemas generales naturales y transformados en el área continental de Colombia.

Ecosistemas generales	Área (%)
Transformado	31,24
Xerofitia	1,03
Subxerofitia	1,00
Sabana	8,40
Páramo	2,37
Herbazal	0,80
Glaciares	0,05
Desiertos	0,24
Complejos rocosos	3,69
Bosques	48,17
Arbustal	0,64

En cuanto al grado de transformación de los 13 biomas identificados para el país, se puede apreciar que los biomas más transformados corresponden a Orobioma azonal andino, Orobioma azonal subandino, Zonobioma alternohigrico tropical, Orobioma subandino, Orobioma andino. En contraste, los biomas con menor transformación corresponden a los Hidrobiomas y los Litobiomas (Figura 2-2)

Figura 2-2: Grado de transformación de los biomas preliminares para el área continental de Colombia



Un Análisis muy general de los resultados del **mapa de ecosistemas continentales, costeros y marinos** desde las áreas hidrográficas mayores del país permiten concluir que en el área hidrográfica Magdalena-Cauca, los ecosistemas **Terrestres Transformados** son los que dominan, ocupando el 62% del área.

Los ecosistemas naturales más representativos son los terrestres (24,1%), seguido de los acuáticos (11,9%) y por último, los costeros, con el 0,6%. Se evidencia una relación de 2 a 1 entre el área de los ecosistemas transformados con relación a los ecosistemas naturales.

Esto es una alerta sobre la sostenibilidad ambiental de la región, dado que el nivel de transformación de los ecosistemas naturales es una alerta frente al riesgo que existe pérdida de la oferta de los servicios ecosistémicos necesarios para el bienestar de las poblaciones allí asentada.

El área hidrográfica de la Amazonia, es la más conservada del país. Presenta un 80% del área cubierta por ecosistemas terrestres naturales, principalmente por bosques densos y un 11% de ecosistemas acuáticos naturales, conformados por bosques basales inundables, abundantes ríos y gran cantidad de lagos y lagunas.

Los ecosistemas transformados en esta área hidrográfica ascienden al 9%, fruto de las actividades antrópicas agropecuarias, actividades madereras y a actividades mineras.

De otra parte, comparativamente, el grado de transformación de los ecosistemas según el departamento en el que se encuentran, nos muestra una oportunidad de conservación y de perspectivas de manejo muy importante.

El departamento con menos grado de transformación de sus ecosistemas es el departamento de Amazonas (1%) seguido de los departamentos de Guainía (2%), Vaupés (3%) y Vichada (4%). Opuestamente, los departamentos con mayor grado de transformación de sus ecosistemas son Quindío (81%), seguidos por Atlántico y Córdoba (78%), Caldas (77%), Cundinamarca (74%) y Santander (71%).

No obstante, puede observarse que la relación entre ecosistemas transformados y ecosistemas naturales en cada departamento es mayor en 24 de los 32 departamentos, solo 5 (Amazonas, Guainía, Guaviare, Vaupés y Vichada) tienen una muy preponderante mayor parte de ecosistemas naturales.

2.1.3 Bibliografía Mapa de Ecosistemas:

CDB. Convenio de Diversidad Biológica. (1992). Documento de trabajo.

CDB. 2004. Informe de la séptima reunión de la Conferencia de las Partes en el Convenio sobre la Diversidad Biológica. PNUMA/CDB/COP/7/21/ (Decisión VII/ 11: Enfoque por ecosistemas, puede consultarse en www.biodiv.org/decisions/default.aspx?m=COP-07&id=7748&lg=0)

IAvH. 2012. Proyecto: Actualización del Atlas de Páramos de Colombia. Convenio Interadministrativo de Asociación 11-103, Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander von Humboldt y Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Esc 1: 100.000. Bogotá D.C. Colombia.

IDEAM, IGAC, IAvH, Invemar, I. Sinchi e IIAP. 2007. Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico Jhon von Neumann, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andrés e Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi. Bogotá, D. C, 276 p. + 37 hojas cartográficas.

IDEAM, SINCHI, IIAP, IGAC, Parques Nacionales Naturales, MADS, WWF. "Capa de Cobertura de la Tierra (2005-2009): Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia, escala 1:100.000 (V 1.0)"

IDEAM 2013. Mapa de clima de Colombia clasificación Caldas Land. Serie de datos 1981 - 2010. Bogotá.

IGAC-Instituto Geográfico Agustín Codazzi, 2013. Mapa de geopedología de Colombia escala 1:100.000.

IAvH 2012. Mapa de Unidades Bióticas de Colombia. Bogotá.

2.2 Estado de la Vigilancia y desarrollo de información: Bosques en Colombia.

(falta [introducción][MATB1])

El avance del proceso de vigilancia y desarrollo de información de Bosques en Colombia se remonta al año 2xxx, cuando el IDEAM publica las primeras cifras sobre deforestación en Colombia. Tales cifras, obtenidas mediante la utilización de imágenes de satélite dieron cuenta de la primera contabilidad bosque, no bosque y algunos datos sobre coberturas que en su momento fue de importancia diferenciar.

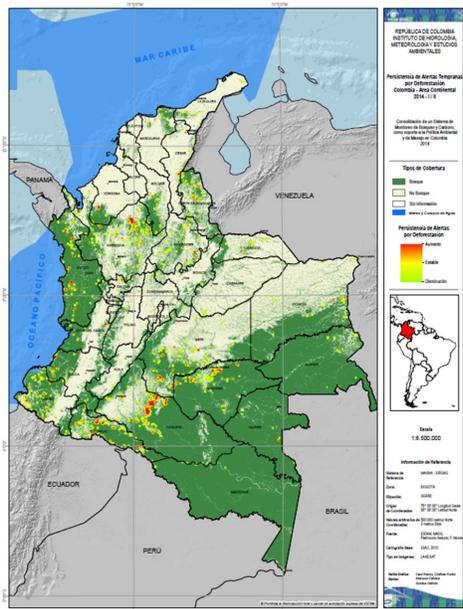
La fase del programa de la subdirección e ecosistemas que xxxx.

Finalmente la llegada del proyecto REDD permite al IDEAM reducir el tiempo de respuesta sobre el avance de la deforestación, fortalecer la información existente y

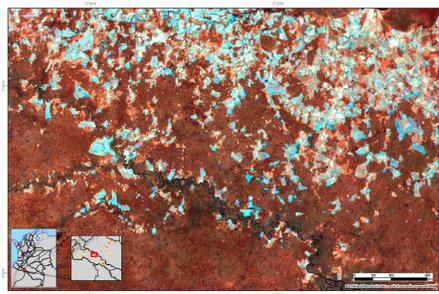
2.2.1 Identificación de Alertas Tempranas por Deforestación, AT-D¹

(Autores: Saralux valbuena López, Edersson Cabrera Montenegro, Gustavo Galindo García, Oscar Javier Espejo, Lina Maria Carreño, Carlos alberto Noguera cruz, Adriana paola Barbosa, Salomón Ramirez Fernández).

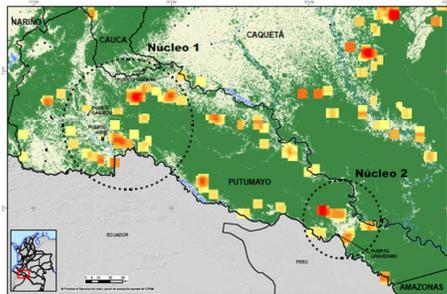
¹ Informe Narrativo Abril – Junio de 2015. CONVENIO No. 5220145 Continuidad a la operación del Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono para Colombia - SMBYC.



Mapa de persistencia Alertas Tempranas de Deforestación, acumulado 2014-I/2014-II



Compuesto temporal 2014 satélite Landsat 8 OLI 8-60



El desarrollo de las actividades técnicas de este trimestre de ejecución han permitido dar continuidad a la operación del Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono, en sus componentes fundamentales de Alertas Tempranas de Deforestación, Monitoreo de D&D y el Monitoreo del Carbono en Bosques naturales.

Reporte de alertas tempranas de deforestación - 2do semestre 2014:

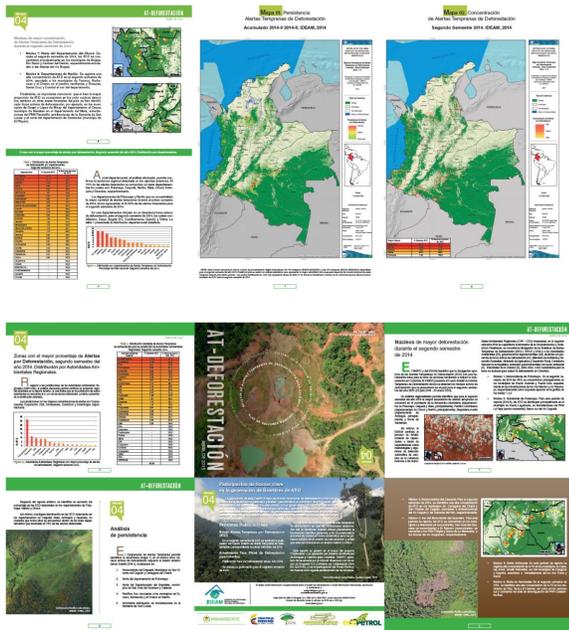
El SMBYC es una herramienta que permite contar con información sobre la deforestación en Colombia, incluyendo la identificación de superficies en áreas de bosque (B) y no bosque (NB), la cuantificación de la deforestación bruta/neta, y las áreas que se regeneran durante el período de análisis (cambio de no bosque a bosque), así como los cambios en la cantidad de Carbono

almacenado en diferentes coberturas y/o compartimientos, que se desprenden de este proceso. Lo anterior se pretende lograr, a través de:

- ✓ Generación semestral de Alertas Tempranas de deforestación,
- ✓ Cuantificación Nacional de la Deforestación (ésta incluye la cuantificación de áreas en regeneración, las cuales al ser descontadas de las áreas deforestadas, permite cuantificar la deforestación neta), y
- ✓ Monitoreo del Carbono almacenado en los bosques.

El IDEAM, continuando con la operación del componente de Alertas Tempranas de Deforestación del SMBYC en Colombia, generó el reporte denominado “Cuarto Boletín de Alertas Tempranas de Deforestación para Colombia, segundo semestre de 2014” (Figura 2-3), donde se identificaron las áreas críticas de pérdida de cobertura de bosque natural y persistencia de áreas de cambio y se detectaron los ocho (8) núcleos activos de deforestación en el país durante el segundo semestre de 2014 (Julio 2014 -Diciembre 2014).

Figura 2-3. Cuarto Boletín de Alertas Tempranas de Deforestación para Colombia, segundo semestre de 2014



Publicación Boletines: como parte de la estrategia de comunicación y publicación de los datos generados por el Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono para Colombia, para los boletines de Alerta Temprana de Deforestación (AT-D) se han publicado y están disponibles a través de los servicios de información web del IDEAM a saber:

- ✓ Portal institucional IDEAM²
- ✓ Plataforma tecnológica del SMBYC.

² Se encuentra disponible en el catálogo de publicaciones del IDEAM <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/022968/022968.htm>.

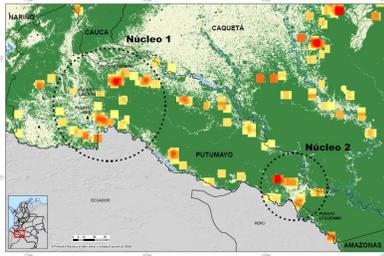
Se realizó la rueda de prensa para la presentación oficial del Cuarto Boletín de AT-D el día 22 de abril de 2015. Además, se enviaron 327 boletines de AT-D Asocars, CARS-CDS, gobernaciones, MADS, alcaldías, institutos de investigación y FFMM.

El Cuarto Boletín de Alertas Tempranas de Deforestación para Colombia, segundo semestre de 2014 uso imágenes MODIS Terra/Aqua que permite identificar los núcleos de mayor concentración de Alertas Tempranas de Deforestación a nivel regionalizado y de Autoridades Ambientales Regionales (CAR-CDS).

Un análisis regionalizado permite identificar que para el segundo semestre del año 2014 la mayor proporción de alertas tempranas se concentró en el occidente de la Amazonia colombiana (departamentos de Putumayo, Caquetá y Meta, principalmente); Pacífico colombiano (departamentos de Chocó y Nariño, principalmente); Magdalena medio (departamento de Antioquia, principalmente) y Norte de Santander. Los ocho (8) núcleos activos de deforestación identificados son:

- ✓ **Núcleo 1: Noroccidente de Putumayo.** Las AT-D se concentraron principalmente en los municipios de Puerto Guzmán y Puerto Asís, especialmente en las inmediaciones de los ríos Mandur y río Putumayo, respectivamente como se puede apreciar en la gráfica de los núcleo 1 y 2.
- ✓ **Núcleo 2: Suroriente de Putumayo.** Las AT-D se distribuyen principalmente en el municipio de Puerto Leguízamo, en inmediaciones del PNN La Paya (sector suroriental), flanco sur del río Caquetá.

Figura 2-4. Núcleos 1 y 2 de núcleos activos de deforestación 2014-II [MATB2]



- ✓ **Núcleo 3: Noroccidente del Cauquetá.** Se identifica una alta concentración de AT-D en los municipios de Cartagena del Chairá y San Vicente del Caguán, asociados a inmediaciones del río Caguán y las Sabanas del Yaré, respectivamente.
- ✓ **Núcleo 4: Sur del Meta-Norte del Guaviare.** Para este periodo de reporte, las AT-D se concentran en los municipios La Macarena (al suroccidente), San José del Guaviare (al noroccidente) y El Retorno (noroccidente), en cercanías a los PNN Tinigüa y Sierra de La Macarena, y las riberas del río Guayabero, respectivamente.

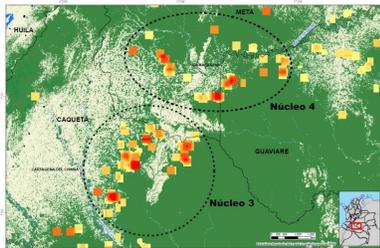
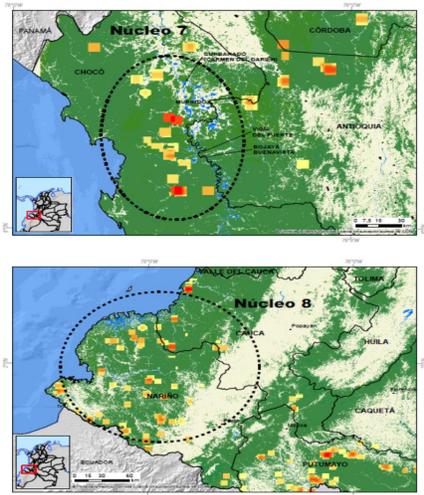


Figura 2-5. Núcleos 3 y 4 de núcleos activos de deforestación 2014-II

- ✓ **Núcleo 5: Norte Antioquia.** Se registra alta concentración de A-TD en los municipios de Cáceres, Anorí, Amalfi, Remedios, sur del municipios de Zaragoza y Segovia, asociados a inmediaciones de los ríos Porce y Nechí.

- ✓ **Núcleo 6: Norte de Santander.** Se identifica una alta concentración de A-TD en los municipios de Tibú, Tarra y El Carmen, así como en los sectores sur y occidental del área de amortiguación del PNN Catatumbo-Barí.
- ✓ **Núcleo 7: Norte del Departamento del Chocó.** Durante el segundo semestre de 2014, las AT-D se concentraron principalmente en los municipios de Bojayá, Río Sucio y Carmen del Darién, especialmente asociadas a las riberas del río Bojayá.
- ✓ **Núcleo 8: Departamento de Nariño.** Se registra una alta concentración de AT-D en el segundo semestre de 2014, asociada a los municipios de Tumaco, Barbacoas y el Charco en el pacífico nariñense; y Ricaurte, Santa Cruz y Cumbal al sur del departamento.

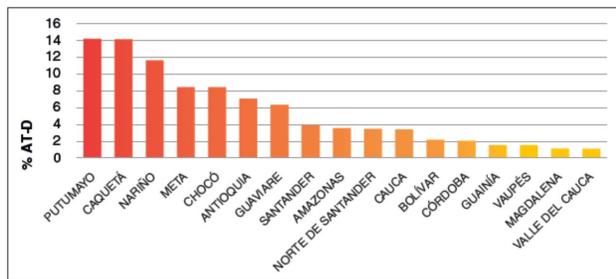
Figura 2-6. Núcleos 7 y 8 de núcleos activos de deforestación 2014-II



Se analizó la persistencia en al menos cinco núcleos activos de deforestación localizados en: i) Noroccidente del Caquetá; ii) Norte del departamento de Putumayo; iii) Norte del Departamento del Guaviare; iv) Pacífico Sur y vi) Nororienté antioqueño.

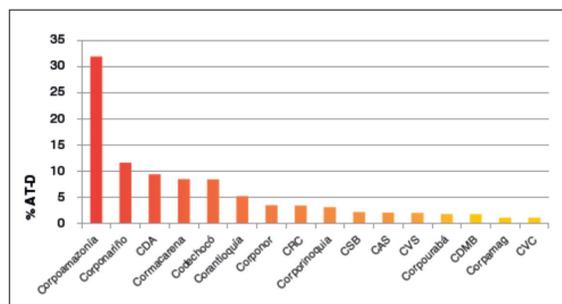
A nivel departamental, el análisis efectuado, permite confirmar la tendencia regional detectada en los reportes anteriores. El 70% de las alertas detectadas se concentran en siete departamentos los cuales son: Putumayo, Caquetá, Nariño, Meta, Chocó, Antioquia y Guaviare, respectivamente.

Figura 2-7. Distribución por departamentos de Alertas Tempranas de Deforestación. Porcentaje del total nacional. Segundo semestre del 2014.



Respecto a las jurisdicciones de las Autoridades Ambientales Regionales (CAR-CDS), las jurisdicciones con las mayores concentraciones de alertas son Corpoamazonia, Corponariño, CDA, Cormacarena, Codechocó y Corantioquia, respectivamente.

Figura 2-8. Autoridades Ambientales Regionales con mayor porcentaje de alertas de deforestación. Segundo semestre 2014.



De otra parte, se inicio el descargue de las imágenes MODIS para la generación de las alertas tempranas de deforestación para el reporte de alertas tempranas de deforestación - 1er semestre 2015.

2.2.2 Monitoreo de la superficie de Bosque y cuantificación de la deforestación:

El monitoreo sistemático de la superficie bosque natural permite identificar y tomar acciones de control en las áreas de mayor deforestación en Colombia. Esta información es generada a partir del procesamiento digital semi-automatizado de imágenes de sensores remotos. A continuación se presenta una descripción detallada de la metodología implementada.

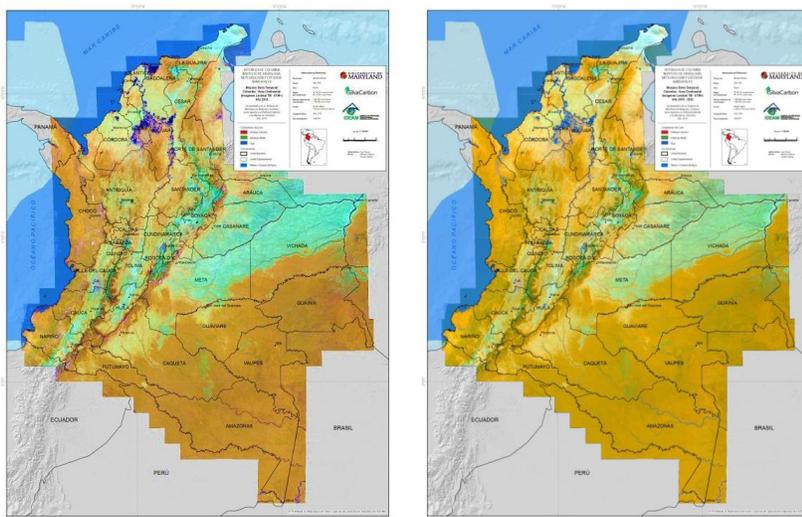
Insumos, Selección de imágenes:

Información de referencia Año 2012: Como información de referencia se utilizaron 245 imágenes del programa satelital Landsat (TM5, ETM+), integrando las imágenes disponibles en el catálogo en compuestos temporales para el año de referencia.

Se utilizaron los productos Median last single cloud-free observation (MedLast) y Average 2575 generados por el laboratorio Global Land Cover Facility de la Universidad de Maryland (EEUU). Estos productos son construidos a partir de compuestos multianuales de imágenes Landsat del periodo 2000 - 2012 a las que previamente se les ha aplicado procesos de calibración y corrección radiométrica, eliminando los píxeles contaminados atmosféricamente. El producto Average 2575 (ver Figura 2-9, derecha) corresponde al valor promedio de los valores de reflectancia que se encuentran entre el percentil 25 y 75 del compuesto, generado para cada píxel de cada banda espectral. Por su parte, el producto MedLast (ver Figura 2-9, izquierda) corresponde a la mediana de los tres últimos valores sin nubes de cada banda obtenida del compuesto de imágenes multianual, y que para el caso serían datos correspondiente solamente al año 2012. Los dos productos incluyen cuatro bandas espectrales de las imágenes Landsat, a saber: Rojo (0.626-0.693 μm), Infrarrojo cercano- NIR (0.776- 0.904 μm), Infrarrojo de onda corta SWIR1 (1.567-1.784 μm) e infrarrojo de onda media SWIR2 (2.097-2.349 μm).

Información de referencia 2013: Para esta fecha se e utilizaron las imágenes Landsat de los sensores Landsat 7 ETM+ y Landsat 8 OLI descargadas del servidor del Earth Resources Observation and Science Center (EROS) del Servicio Geológico de los Estados Unidos – USGS a través del visualizador Glovis.

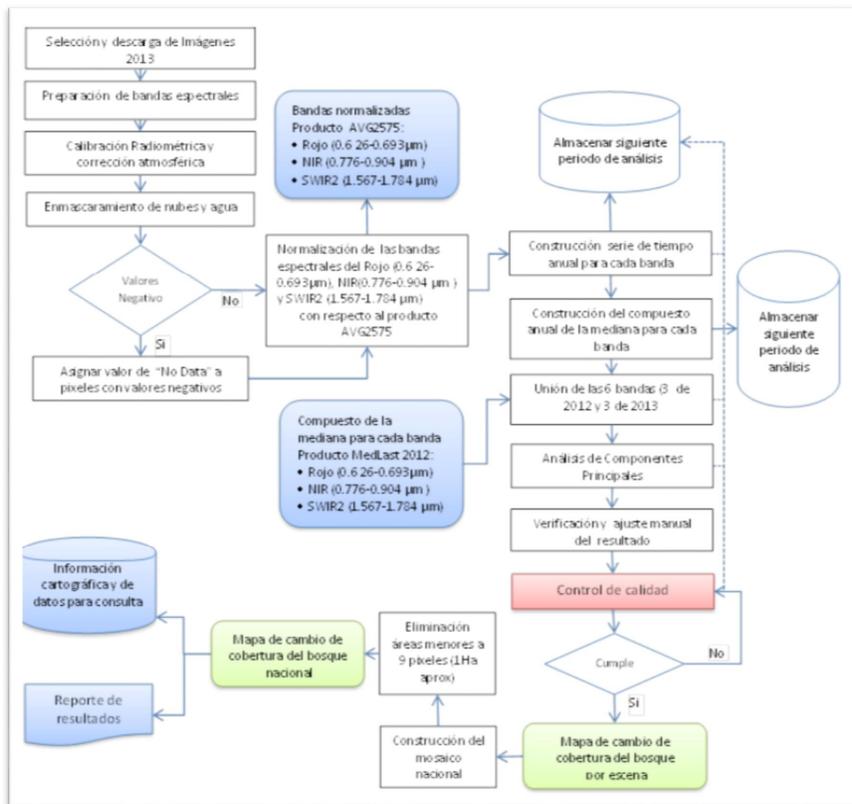
Figura 2-9: Compuestos temporales de imágenes Landsat utilizados como referencia. Derecha: Average 25-75, Izquierda: MedLast de 2002



Pre-procesamiento:

Las imágenes descargadas fueron apiladas uniendo las bandas espectrales. Se descartaron las bandas que corresponden a la longitud de onda del Infrarrojo térmico y adicionalmente las capas de Aerosoles y Cirrus en el caso de las imágenes *Landsat 8*. A continuación se describen los pasos para el pre-procesamiento adelantados sobre el conjunto de imágenes (Figura 2-10).

Figura 2-10: Proceso metodológico para obtener el Mapa de Cambio de la Cobertura de Bosque 2012-2013



Procesamiento:

Se adelantó una etapa de revisión de diferentes métodos de detección directa de cambios, producto de lo cual se optó por el uso de Análisis de Componentes Principales (**PCA** por sus siglas en inglés), aplicado a los datos fusionados de los dos años (2012 y 2013), empleando matrices de correlación. La premisa para este tipo de análisis es que las imágenes de las fecha comparadas son altamente correlacionadas y la transformación con **PCA** puede resaltar las diferencias atribuibles al cambio (Muchoney & Haack, 1994; Munyati, 2004). Existen estudios que dan soporte al uso del **PCA** en la identificación de cambios de cobertura (Fung & Ledrew, 1987; Guild, Cohen, & Kauffman, 2004; Hayes & Sader, 2001), particularmente se ha encontrado que los dos primeros componentes tienden a representar la variación asociada a coberturas que permanecen sin cambio y al ruido de las imágenes, mientras que los componentes subsiguientes resultan útiles en la detección de cambios de coberturas (Hayes & Sader, 2001).

Una vez seleccionado el componente principal de interés, se determinan los umbrales o rango de valores que representara cada una de las clases del mapa de cambio, a saber:

1. Bosque Estable,
2. No Bosque Estable,
3. Deforestación,
4. Regeneración y
5. Sin Información (corresponde a los pixeles enmascarados)

Control de Calidad:

Una de las claves para asegurar la calidad temática de los resultados, es la implementación de un procedimiento de control de calidad temática. En este sentido, se realizó un seguimiento y

verificación de cada una de los procedimientos efectuados y productos intermedios requeridos para generar el mapa de cambio, a saber: i) Descarga de imágenes, ii) Pre-procesamiento, iii) Mapa de cambio primera versión, iv) ajustes y observaciones de control de calidad, v) mapa final de cambio.

2.2.3 Resultados de la deforestación a nivel nacional escala fina.

Este capítulo presenta los resultados de la cuantificación de la Superficie de Bosque Natural y Superficie Deforestada a nivel nacional y regional, basado en el procesamiento digital semi-automatizado de imágenes de sensores remotos, durante el periodo 2012-2013.

Tabla 2-2: Superficie de bosque natural para el año 2013, distribución por regiones naturales en el área continental de Colombia [MATB3].

Tabla 1. Superficie de bosque natural para el año 2013, distribución por regiones naturales en el área continental de Colombia.

Región Natural	Bosque natural (ha)	No Bosque (ha)	Sin Información (ha)	% de la región con cobertura de bosque	% Bosque del total nacional*
Amazonas	39.744.524	5.988.476	125.171	86,7	67,2
Andes	10.151.728	17.193.587	1.851.260	34,8	17,2
Caribe	1.767.666	13.561.274	121.215	11,4	3,0
Orinoquía	2.185.960	14.645.280	1.377	13,0	3,7
Pacífico	5.284.786	1.044.609	392.574	78,6	8,9
Total nacional	59.134.663	52.433.226	2.491.598		

* Porcentaje del total del bosque a nivel nacional que se encuentra en cada región natural

La aplicación del “Protocolo de Procesamiento Digital de Imágenes para la Cuantificación de la Deforestación en Colombia V2” (Galindo et al., IDEAM 2014), permite identificar que para 2013, el territorio continental colombiano contaba con 59.134.663 ha de bosque natural, equivalentes al 52, %1. Asimismo, el 46% de superficie continental presentó otro tipo de coberturas, ya sean naturales

o antrópicas (Figura 2). El 2.2% del territorio continental restante no pudo ser evaluado debido a la persistencia de nubes en todas las imágenes de satélite utilizadas.

Un análisis a nivel regional, permite identificar que tan solo la región natural de la Amazonía concentra el 67,2% del área total de bosque natural del país, seguida por la región Andina (17,2%), Pacífica (8,9%), Orinoquía (3,7%) y finalmente Caribe, que continúa siendo la región con menor cobertura de bosque (3%). Como se nota, la región Pacífica ocupa el tercer lugar en porcentaje de bosque natural remanente a nivel nacional; no obstante cabe destacar que el 78,6% de la superficie de esta región se encontraba cubierta por bosque natural, frente a solo un 34,8% de la región Andina, denotando la relevancia del Pacífico colombiano a nivel nacional en conservación de superficie boscosa (Tabla 1). La figura 4 presenta la distribución geográfica de la superficie de bosque natural a nivel nacional.

Tabla 2-3: Superficie de bosque natural para el año 2013, distribución por Áreas hidrográficas en el área continental de Colombia [MATB4].

Tabla 2. Superficie de bosque natural para el año 2013, distribución por Áreas hidrográficas en el área continental del país.

Área Hidrográfica	Bosque (ha)	No Bosque (ha)	Sin Información (ha)	% del área hidrográfica con cobertura de bosque	% Bosque del total nacional*
Amazonas	29.666.412	4.165.133	367.873	86,7	50,2
Caribe	4.292.348	5.889.255	301.344	40,9	7,3
Magdalena - Cauca	4.994.056	21.223.060	702.772	18,6	8,4
Orinoco	15.335.967	19.062.856	326.170	44,2	25,9
Pacífico	4.845.881	2.092.922	793.438	62,7	8,2
Total nacional	59.134.663	52.433.226	2.491.598		

* Porcentaje del total del bosque a nivel nacional que se encuentra en cada área hidrográfica

A nivel departamental, se identifica que Amazonas, Guainía, Caquetá, Vaupés y Guaviare registran las mayores áreas de bosque remanente, albergando en conjunto el 57% del bosque identificado

para el año 2013; además de su gran extensión estos departamentos conservan entre un 73 y un 97% de su territorio con cobertura forestal. Otros departamentos con extensiones considerables en bosque son Vichada, Chocó, Meta, Antioquía y Putumayo.

Cabe resaltar que, si bien por su tamaño algunos departamentos tenían una superficie menor de bosque, ésta ocupa una porción considerable de su territorio; es el caso de los departamentos de Nariño, Norte de Santander y Cauca en los cuales el bosque natural cubre respectivamente el 54,5%, 42,5% y 41,5% de su superficie (Tabla 3). De otra parte, los departamentos que registraron la menor extensión de bosque fueron Atlántico, Sucre, el Distrito Capital y Quindío cada uno con menos del 0,5% del total nacional.

En el caso de Quindío, debido a su tamaño se identifica que el área de bosque remanente es relativamente bajo en relación con el total nacional, sin embargo, se identifica que el 16% del departamento se encuentra cubierto por cobertura boscosa.

Actualización de Stocks de Carbono y estimación emisiones:

Los datos empleados para estimar las reservas de Carbono almacenadas en la BA, provinieron del establecimiento de 4.793 parcelas en bosques de Colombia entre 1990 y 2014 (Figura 1). El tamaño de las parcelas varió entre 0,02 ha y 1,50 ha. El área total muestreada fue ca. 1.123 ha. Aunque la información utilizada en el presente estudio se generó utilizando diferentes protocolos de muestreo, corresponde al conjunto más grande y representativo disponible en la actualidad para estimar la BA de los bosques del país. Los datos fueron compilados en el repositorio del SMBYC del IDEAM, en donde se almacenaron en tablas separadas los atributos propios de las parcelas y los individuos. Se utilizó la aplicación en línea iPlant Collaborative [119] para realizar la estandarización de la nomenclatura taxonómica [120]. Dicha herramienta permite la verificación simultánea de hasta 5.000 nombres científicos, bajo el sistema de clasificación APG III (APG 2009), utilizando datos de referencia provenientes del Jardín Botánico de Missouri (MO), del Global Compositae Checklist del catálogo de plantas del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA). El repositorio incluye 545.989 registros de individuos con diámetro normal (D) mayor o igual a 10 cm, 4.005 especies, 980 géneros y 178 familias de plantas.

A cada registro se le asignó la densidad básica de la madera (ρ) de la especie a la que pertenece, a partir de datos disponibles en la literatura científica [121, 122]. En los casos en los cuales no fue posible aplicar el procedimiento anterior, se utilizó la ρ del género o familia. A los individuos sin identificación botánica se les asignó el promedio de la ρ de todas las especies registradas en la parcela.

Preparación de los datos:

Se estimó la BA de cada árbol (expresada en kg) utilizando tres conjuntos de ecuaciones alométricas (Tabla 4) en donde la BA se expresa en función del D y la ρ [123].

Éstos fueron desarrollados por Chave et al. [36] (en adelante Chave I), Álvarez et al. [124] (en adelante Álvarez) y Chave et al. [125] (en adelante Chave II). Los modelos Chave I fueron construidos a partir de datos de 2.410 árboles ($D \geq 5$ cm) cosechados en bosques tropicales alrededor del mundo (no incluye datos provenientes de Colombia), mientras que los de Álvarez se generaron con información de 631 árboles ($D \geq 10$ cm) cosechados en Colombia. Éstos últimos permiten estimar de manera más exacta la BA en bosques del país, que cuando se emplean los modelos pantropicales comúnmente utilizados en este tipo de estudios [124]. El modelo Chave II emplea datos de 4.004 árboles ($D \geq 5$ cm) cosechados en 58 sitios de estudio (África, el sudeste de Asia, Australia y América Latina, entre ellos Colombia) e incluye un parámetro relacionado con el estrés climático (E), que varía en función de la temperatura, el déficit hídrico y la estacionalidad de precipitación. Las ecuaciones se asignaron en función del tipo de bosque (i.e. estrato) en el cual está ubicada la parcela; lo anterior se realizó por medio de una interpolación con los mapas de estratificación generados en el presente estudio. Cuando no se contó con un modelo alométrico específico para un tipo de bosque dado, la asignación se llevó a cabo de acuerdo con lo propuesto por Yepes et al. [126]. La BA de cada parcela se obtuvo de la sumatoria de la BA de los individuos registrados en ella, excluyendo palmas, lianas y helechos (i.e. hábitos no-arbóreos). El valor se escaló a megagramos por hectárea (Mg/ha). Al excluir de la estimación los individuos no-arbóreos, se encontró que la BA de 178 parcelas (correspondientes a ca. 26 ha muestreadas) disminuyó significativamente ($\geq 20\%$).

Se analizó la distribución diamétrica de los individuos registrados en cada parcela y se halló que de ellas, 167 (ca. 14 ha) presentan distribuciones anómalas al compararlas con otras ubicadas en el mismo tipo de bosque. En estos lugares, por lo general, no se registraron individuos en categorías inferiores (i.e. 10-30 cm), mientras que en otros están ausentes en clases intermedias (i.e. 30-60 cm). Es posible que el aprovechamiento prolongado del bosque conduzca a la aparición de este tipo de distribuciones truncadas o discontinuas [127-131]. No obstante, es posible que también puedan deberse a errores en la toma de datos. Por último, se encontró que en 398 parcelas (ca. 67 ha) la diferencia absoluta entre la altitud reportada y la interpolada era mayor o igual a 100 m.s.n.m. Por principio de precaución, se excluyó la información proveniente de estas 685 parcelas en la estimación de la BA para los bosques en los cuales estaban ubicadas. Por lo tanto, los análisis se realizaron con datos generados a partir del establecimiento de un total de 4.108 parcelas, que representan 1.023 ha muestreadas.

El promedio nacional de Carbono almacenado en la BA de los bosques en Colombia varió entre 78,9 Mg/ha y 172,6 Mg/ha. Los resultados obtenidos muestran que las reservas de Carbono oscilan entre 4,7 Pg y 10,3 Pg, que representan un potencial que varía entre 17,4 Pg CO₂e y 37,9 Pg CO₂e que no han sido emitidos a la atmósfera. Los valores generados en el presente estudio se encuentran dentro del rango reportado por Gibbs et al. [38] y son similares a los estimados por Cardona et al. [142] (2001) y Anaya et al. [143] para bosques de Colombia. Por otra parte, se observa que las emisiones brutas entre 1990-2012 variaron entre 1,9 Pg CO₂e y 3,4 Pg CO₂e, mientras que por efectos de la regeneración natural se removieron entre 0,4 Pg CO₂e y 0,7 Pg CO₂e, lo cual conduce a que las emisiones netas oscilen entre 1,5 Pg CO₂e y 2,8 Pg CO₂e (Anexo 5). Como se observa en la (Figura 6), al emplear la leyenda de Chave et al. [36] se generan estimados para el promedio nacional, las reservas actuales, las emisiones brutas y netas con una alta incertidumbre asociada, sin importar el conjunto de ecuaciones alométricas empleadas para estimar la BA o el método de integración de los datos. En el caso de la clasificación de Martonne [115] los resultados muestran que la incertidumbre asociada al promedio nacional y las reservas actuales varía de acuerdo con la aproximación utilizada para integrar los datos, siendo baja cuando se utiliza la aproximación de la media aritmética, moderada al emplear la ponderación por el inverso de la varianza y alta al usar el estimador de razón. Con las estratificaciones de Holdridge et al. [112] y Caldas-Lang [113, 114] se obtiene una alta certidumbre para las estimaciones realizadas, aunque solo con la ponderación por el inverso de la varianza los valores obtenidos son menores y por ende más conservadores.

2.2.4 Inventario Forestal Nacional.

(Autor: IDEAM. Subdirección de Ecosistemas)

A pesar que los bosques cubren cerca del 53% del territorio continental de Colombia, albergan alta biodiversidad y son fundamentales en la provisión de servicios ecosistémicos a nivel local, regional, nacional y transnacional, el conocimiento sobre su estado, composición, estructura, función ecosistémica y dinámica a través del tiempo aún es insipiente. Esta situación limita la planificación adecuada, en términos de zonificación y ordenación, así como el manejo de los recursos que contienen y los servicios ambientales que aportan, e incide de manera directa en la eficacia de las medidas para prevenir factores de alteración y pérdida de biodiversidad, así como en el seguimiento y valoración de los efectos del cambio climático, la deforestación y la degradación en la integridad ecológica del recurso forestal, el suministro de servicios ecosistémicos y las consecuencias socioeconómicas que se desprendan de ello.

Con el fin de avanzar en la solución de esta problemática, de conformidad con la Ley 99 de 1993 y siguiendo los lineamientos del Plan Nacional de Desarrollo “Todos por un nuevo país”, el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) busca implementar el Inventario Forestal Nacional (IFN), en coordinación con el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS) y la institucionalidad ambiental del país, en especial aquellas creadas por dicha Ley, y de esta manera generar información continua, oportuna, confiable, consistente y comparable que soporte la toma de decisiones, entidades ambientales y demás actores involucrados en el manejo y monitoreo de las coberturas boscosas, y la formulación de políticas encaminadas hacia su ordenación y conservación a nivel nacional. Asimismo, el IFN será uno de los pilares fundamentales en la consolidación del Sistema Nacional de Información Forestal (SNIF), el Sistema Monitoreo de

Bosques y Carbono de Colombia (SMBYC) y el Sistema Nacional de Cambio Climático (SISCLIMA), y en la implementación de ENREDD+, la Estrategia colombiana de Desarrollo Bajo en Carbono (ECDBC), el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INGEI) y el Programa Nacional para el Monitoreo y Seguimiento a los Bosques (PMSB), entre otras.

El IDEAM contando con la participación de las entidades del Sistema Nacional Ambiental (SINA), el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC), el Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE), el sector académico y diferentes actores regionales y locales, finalizó en 2014 la elaboración del diseño metodológico y conceptual del IFN. Éste contempla que la etapa de ejecución del primer ciclo de línea base se implementará durante 2015-2017 y que en la primera fase en campo, se establezcan el 10% de los conglomerados considerados en la muestra total. En la segunda (2016) y tercera fase (2017), se realizará el establecimiento del 90% de los conglomerados restantes. Posteriormente, el IFN se implementará en ciclos quinquenales, en donde cada año se remedirá el 20% de los conglomerados. Asimismo, el diseño propone que durante la implementación de la primera fase se establezcan un conjunto de parcelas permanentes de una, que permitan avanzar en la generación de modelos estadísticos basados en la combinación de sensores remotos y datos de campo, necesarios para realizar estimaciones en zonas donde no se cuente con datos de campo (e.g. áreas no accesibles) y tener un mejor entendimiento de la variación y la heterogeneidad espacial de las variables de interés priorizadas en el IFN. Las actividades anteriormente descritas estarán acompañadas por la puesta en marcha de un programa de aseguramiento y control de calidad (QA/QC) para garantizar que los datos generados en la etapa de muestreo sean completos, exactos, imparciales y de calidad conocida. Las verificaciones se llevarán a cabo para el 10% de todas las parcelas establecidas.

Dentro del plan de ejecución de la implementación de la primera fase del IFN, el IDEAM ha contemplado como entidades ejecutoras para el levantamiento de la información en campo a los Institutos de Investigación Ambiental y sus socios regionales. Esta estrategia interinstitucional coordinada, fortalecerá capacidades nacionales y regionales para apoyar la toma de decisiones, y mejorar el acceso a la información y la generación de conocimiento acerca del recurso forestal. Por tanto, y teniendo en cuenta lo estipulado en el artículo 19 de la Ley 99 de 1993, el IDEAM como el

MADS estimaron conveniente que las actividades de campo a realizarse en los Andes, la región Caribe y en la Orinoquía las lleve a cabo el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos “Alexander von Humboldt” (IAvH), en la Amazonía el Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI, y en el Pacífico el Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico “John von Neumann” (IIAP). De igual manera, el plan considera que es necesario forjar alianzas estratégicas con entidades públicas y privadas reconocidas a nivel nacional, por su amplia experiencia en el manejo y procesamiento de colecciones y muestras generadas a partir de la implementación de metodologías de campo similares a las que se emplearán en el IFN. En este sentido, en la actualidad el IDEAM busca aunar esfuerzos con la Asociación Colombiana de Herbarios (ACH) y la Universidad Nacional de Colombia (UNALMED), a fin que realicen el secado, determinación y bodegaje de la colección botánica y los análisis de laboratorio de las muestras de suelos y de densidad de madera de las piezas colectadas la primera fase del IFN, respectivamente.

En este sentido, el IDEAM en conjunto con el MADS durante el 2015 realizará las siguientes acciones:

1. Avanzar en la conformación del equipo técnico del IFN, el cual estará encargado de (i) coordinar, orientar y supervisar la implementación en campo de la primera fase del IFN, (ii) realizar aportes técnicos asociados con la generación de datos en compartimientos tales como suelos y detritos de madera y documentar los aportes metodológicos realizados, (iii) consolidar y analizar los datos generados por el IFN, (iv) diseñar, implementar y administrar la base de datos del IFN, (v) coordinar los mecanismos para la divulgación de la información generada en el IFN, (vi) brindar orientación técnica a los IIA, las CAR, las CDS y demás actores interesados en participar en la implementación del IFN, y (vii) velar por la correcta ejecución de los procedimientos administrativos, operativos y financieros relacionados con la implementación de la primera fase del IFN.
2. De acuerdo con la selección de las variables de interés y sus requerimientos de precisión, el diseño conceptual para la implementación del IFN contempla que el primer ciclo de línea base tendrá una duración aproximada de tres años, durante los cuales se establecerá un conjunto de 1.034 conglomerados de parcelas a nivel nacional. Asimismo, propone que durante la primera fase de la implementación del IFN se establezca el 10% de las parcelas, lo cual será utilizado como un pre-muestreo para realizar la validación del diseño propuesto y, a partir de los resultados obtenidos,

se revisen/ajusten aspectos asociados, principalmente, con la intensidad de muestreo (i.e. número de parcelas) y los tiempos y costos estimados para su ejecución. Entre las actividades programadas para 2015, se establecerán 149 conglomerados de parcelas a nivel nacional: 60 en la Amazonía, 38 en los Andes, 20 en el Caribe, 22 en la Orinoquía y 9 en el Pacífico.

3. La implementación del IFN incluye un programa de QA/QC para garantizar la confiabilidad de todos los datos recogidos y generados en la etapa de muestreo. El objetivo de este programa es proporcionar un marco que asegure que la información compilada acerca de los bosques es completa, exacta, imparcial y de calidad conocida. Las verificaciones se llevarán a cabo para el 10% de todas las parcelas establecidas en cada año. Para realizar lo anterior se llevará a cabo la contratación de un conjunto de brigadas de campo que estarán encargadas de realizar las actividades de QA/QC. Éstas estarán bajo la supervisión técnica del IDEAM.

4. Con el objetivo de mejorar la calidad y exactitud de los resultados del IFN, así como obtener un mejor entendimiento de la heterogeneidad espacial de los bosques, se requiere implementar metodologías que combinen la percepción remota con la información de campo. Esta alternativa considera la generación de modelos estadísticos basados en la combinación de sensores remotos y datos de campo, para hacer estimaciones de las variables de interés en zonas donde no se cuente con datos de campo (e.g. áreas no accesibles). En este sentido, se contempla el establecimiento de 50 parcelas permanentes de una hectárea, que representen el 3% de la muestra total del IFN. En el marco de las actividades programadas para el año 2015, se establecerán 30 parcelas permanentes de una hectárea: 8 en los Andes, dos 2 en la Orinoquía, 1 en la región Caribe, 15 en la Amazonía colombiana y 4 en el Pacífico.

Para realizar las acciones prioritarias anteriormente mencionadas, se definieron las siguientes actividades para el año 2015:

1. Realizar la selección del 10% de la muestra en donde conducirán las actividades de campo durante la implementación de la primera fase del IFN.
2. Revisar y ajustar las metodologías que se utilizarán en la implementación del IFN para generar datos acerca de los contenidos de carbono en los suelos y los detritos de madera.
3. Avanzar en el diseño, implementación y administración de la base de datos del IFN.

4. Adelantar las faenas de campo asociadas con la implementación de la primera fase del IFN en el Pacífico colombiano, los Andes, el Caribe, la Orinoquía y la Amazonía.
5. Avanzar en la implementación de la propuesta para el establecimiento de una red de parcelas permanentes en las cinco regiones naturales del país, que proporcione información útil para la articulación de información de sensores remotos y datos generados durante la implementación de la primera fase del IFN.
6. Estimar la biomasa aérea, el volumen de madera, el área basal, el número de individuos arbóreos y el carbono almacenado en el suelo y en los detritos de madera, a partir de datos en la implementación de la primera fase del IFN en las cinco regiones naturales del país.
7. Generar indicadores sobre la calidad y exactitud de los resultados de la implementación de la primera fase del IFN que se obtengan a partir de la ejecución de los protocolos de QA/QC.
8. Brindar orientación técnica a los IIA, las CAR, las CDS y demás actores involucrados durante la implementación de la primera fase del IFN.

2.3 Proyecto Degradación de suelos por erosión en Colombia. Escala 1:100.000.

El proyecto Línea base de degradación de suelos por erosión (2010 – 2011) del IDEAM, se realizó con el apoyo del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible – MADS y la Universidad de Ciencias Aplicadas y Ambientales – UDCA, el cual permitió presentar al país la zonificación de los procesos de degradación de suelos por erosión a escala 1:100.000, en el marco de la gestión sostenible de los suelos en Colombia.

El aumento del deterioro de la calidad de los recursos naturales es preocupación a nivel mundial, es así como la Convención Marco de las Naciones Unidas de Lucha Contra la Desertificación – CLD adelanta la Estrategia Decenal (2008 – 2018) para establecer acciones para combatir la degradación de los suelos y las tierras por desertificación a nivel mundial.

El suelo es recurso o un sistema finito, es decir que tiene límites y que su formación y recuperación es muy lenta (200 a 500 años para formarse un cm) y la presión humana en aumento trae como resultado el deterioro de la calidad, la cual se manifiesta en una creciente continua de la degradación y contaminación de los suelos en el planeta y en Colombia.

La erosión es una enfermedad muy grave que está afectando los suelos en Colombia. Se define como la pérdida físico-mecánica del suelo, con daño en sus funciones y servicios ecosistémicos, que produce entre otras la reducción de la capacidad productiva de fibras y alimentos, la biodiversidad, la capacidad de regulación y almacenamiento de agua y en casos extremos la pérdida y destrucción del suelo, entre otros.

Los procesos de degradación de los suelos y las tierras (erosión, desertificación, salinización, compactación, entre otros) se han incrementado en los últimos años en Colombia, especialmente en áreas con influencia de las principales ciudades del país y de los centros de desarrollo agropecuarios y mineros; aumentando la vulnerabilidad a riesgos asociados a la variabilidad y el cambio climático, los cuales se pueden agravar con la presencia de éstos eventos.

De los procesos de degradación de suelos más impactantes en Colombia y en el mundo es la erosión, sin embargo existen otros procesos de degradación que avanzan silenciosamente sin que se conozcan, como la salinización, compactación, la pérdida de la materia orgánica y la contaminación de los mismos entre otros.

La degradación de suelos por erosión, mantiene una estrecha relación con la deforestación y el uso del territorio, de igual manera con el aumento de las amenazas naturales (deslizamientos, crecientes súbitas, sedimentación, inundaciones).

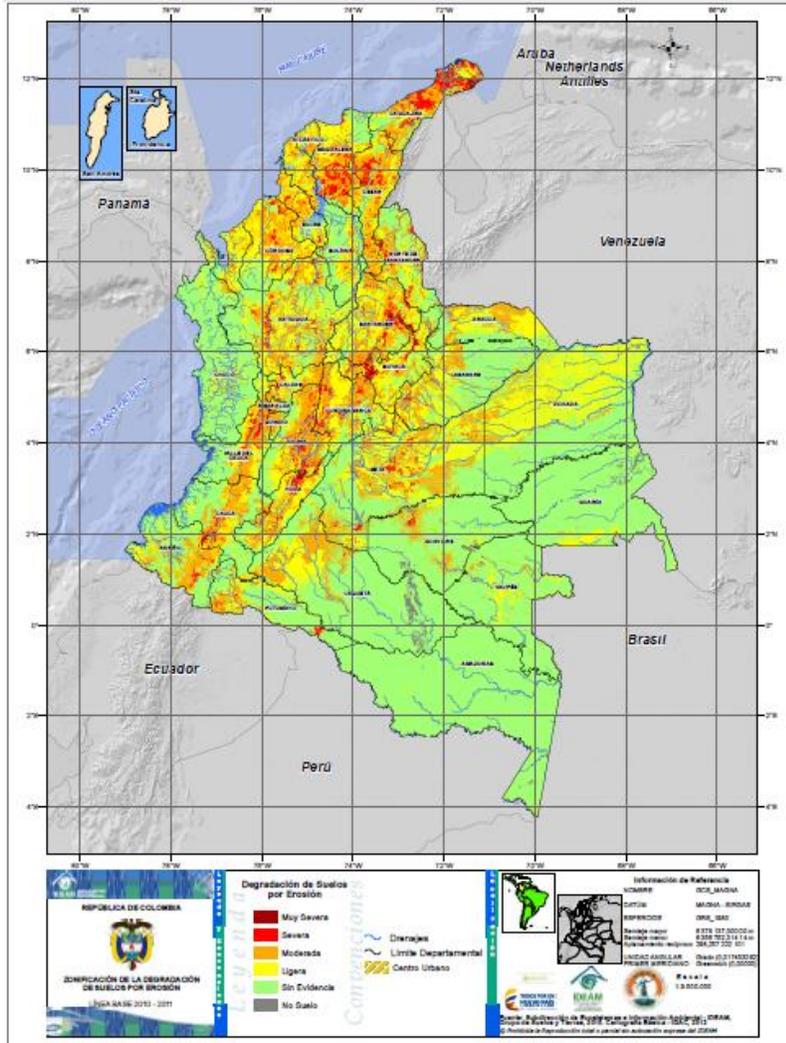
El deterioro de los suelos, de igual manera se relaciona con el aumento de la pobreza, el hambre, inseguridad y violencia social al disminuir la calidad de vida de las personas.

2.3.1 Zonificación de la degradación de los suelos por erosión en Colombia - 2015

El país por primera vez cuenta con información de cubrimiento nacional, actualizado y con resolución espacial regional, a nivel de: departamentos, CAR y áreas hidrográficas, sobre el estado, las causas, los impactos y las fuerzas motrices de la degradación de los suelos por erosión. (Figura 2-11)

La zonificación de la degradación de suelos por erosión es la línea base para iniciar y consolidar el monitoreo y seguimiento de estos procesos y la base para la toma de decisiones para la gestión sostenible del suelo en Colombia.

Figura 2-11: Mapa de zonificación de la degradación de suelos por erosión, E 1:100.000



2.3.2 Estado de la degradación de suelos por erosión en Colombia

El estado de la degradación de los suelos por erosión se presenta por magnitud, la cual es la sumatoria de todos los grados de erosión presentes en un área (erosión ligera, moderada, severa y muy severa), y severidad, la cual es la sumatoria de los grados de erosión más severos presentes en un área (erosión severa y muy severa). La zonificación de la degradación de suelos por erosión se presenta a nivel de país, por áreas hidrográficas, departamentos y autoridades ambientales.

De acuerdo con los resultados obtenidos en el estudio de la Línea base para el monitoreo y seguimiento de la degradación de los suelos por erosión (IDEAM- MADS, 2015), se encuentra que:

El 40% del territorio continental presenta algún grado de degradación de suelos por erosión equivalente a 453.770 Km², equivalente a 45.377.070 Ha, distribuidos así:

GRADO DE EROSIÓN	DESCRIPCIÓN	AREA Ha	AREA Km	%
Muy Severa	Se evidencia pérdida total de los horizontes superficiales y pérdida parcial de los horizontes subsuperficiales del suelo. Se presenta cubrimiento continuo de una red de surcos y cárcavas muy profundas; las funciones y los servicios originales de los suelos como la fertilidad, la regulación y almacenamiento de agua, la biodiversidad, entre otras, están completamente destruidos y la vegetación es muy rala o nula. Su restauración es muy difícil, muy costosa y requiere mucho tiempo.	271.390	2714	0,2
Severa	Los horizontes superficiales del suelo están completamente removidos y los horizontes sub superficiales expuestos; el color del suelo es más claro debido a la pérdida del horizonte A y queda expuesto el horizonte B. Se observan con frecuencia surcos, calvas o terraceo y cárcavas con moderada frecuencia. La pérdida de suelo se estima en más de 75% de su espesor. Las funciones y los servicios ecosistémicos originales del suelo se encuentran ampliamente destruidos, la restauración es muy costosa y requiere mucho tiempo. La vegetación es rala.	3.063.189	30.631,9	2.7

Moderada	Se evidencia remoción de los horizontes superficiales del suelo y la capa superficial de suelo ha perdido espesor. Aparecen en la superficie distintos colores de suelo como producto de la pérdida del horizonte superficial y la exposición de horizontes sub superficiales. Se aprecian manifestaciones de escurrimiento superficial, surcos, terraceo y pequeñas cárcavas. Se presenta pérdida considerable del horizonte A e incluso en sectores aparece el horizonte B o C. Las funciones y los servicios originales de los suelos se encuentran parcialmente destruidas y requiere prácticas de conservación y restauración inmediatas; de lo contrario pueden pasar rápidamente a grado severo.	19.222.171	192.221.7	16,8
Ligera	Se presenta alguna evidencia de pérdida de suelo en los horizontes superficiales del suelo, por escurrimiento superficial. En varias ocasiones la capa de suelo se adelgaza uniformemente y la pérdida del suelo puede llegar hasta un 25 o 50% del horizonte A, según su espesor. Las funciones y los servicios originales de los suelos, comienzan a disminuir, se encuentran poco alteradas, se requiere iniciar o mantener las prácticas de conservación, restauración y manejo de suelos.	22.820.320	228.203	20
Sin evidencia	No se evidencian rasgos de erosión en la superficie de suelo.	66.149.687	661.496.9	58
No suelo	Otras coberturas terrestres distintas al suelo, tales como zonas urbanas, cuerpos de agua y afloramientos rocosos.	2.588.854	25.888.5	2,3
Total		114.115.611,3	1.141.156,1	100,0

En relación con la clase de erosión, Colombia continental presenta predominio de erosión laminar (19,3%); laminar y surcos (9.3%); terraceo y laminar (7.3%); terraceo y surcos (2,7%) y en surcos y cárcavas, que comprende el proceso más severo y corresponde al 0.5% del país y equivale a 5.983 Km², aproximadamente.

El Área hidrográfica con mayor magnitud de degradación de suelos es Magdalena – Cauca, Caribe, seguido de Pacífico, Orinoco y Amazonas.

En el área hidrográfica Magdalena – Cauca se observa un estado del 73% con algún grado de erosión y la severidad llega al 7% de su superficie, o sea cerca de 1.190.603 de hectáreas con grado severo y muy severo. En tanto en el área hidrográfica Caribe la severidad llega al 8%.

Las áreas hidrográficas con mayor severidad de degradación de suelos por erosión son: Caribe, Magdalena - Cauca, Pacífico, Orinoco y Amazonas.

Los departamentos más afectados por la magnitud de erosión, es decir por la suma de áreas de erosión ligera, moderada, severa y muy severa respecto al área del departamento son Cesar, Caldas, Córdoba, Cundinamarca, Santander, La Guajira, Atlántico, Magdalena, Sucre, Tolima, Quindío, Huila y Boyacá.

Los departamentos más afectados por severidad de la erosión, es decir por la suma de las áreas con erosión severa y muy severa en relación con el área del departamento son: La Guajira, Magdalena, Cesar, Huila, Sucre, Santander, Tolima, Boyacá, Atlántico, Norte de Santander y Valle del Cauca.

En relación con la magnitud de las áreas afectadas por erosión a nivel de jurisdicción de las autoridades ambientales regionales son las siguientes: CAR, Corpochivor, Corpocaldas, CDMB, CVS, Corpoguajira, Corpoboyacá, Cortolima, CRQ y CAM.

A nivel de severidad las Corporaciones más afectadas son: Corpoguajira, Corpomag, Corpocesar, CAR, CAM, Cortolima, CDMB, Corpoboyacá, CAS.

2.3.3 Focos de degradación de suelos por erosión

Los focos de la erosión identificados, entendidos como aquellos puntos de mayor severidad y un área de irradiación por áreas con erosión severa, moderada, y ligera, se encuentran principalmente en la región Caribe y Magdalena – Cauca.

Es de resaltar los nuevos focos ubicados en el Pacífico nariñense, Piedemontes llanero, Caqueteño y del Putumayo. Los focos de la erosión, son zonas que merecen mayor atención, desde la gestión integral sostenible del suelo, la conservación, la restauración y el ordenamiento de cuencas hidrográficas, ya que tienen una relación directa con la producción de sedimentos, contaminación del agua. Igualmente afecta infraestructuras como embalses para la generación de energía eléctrica,

de riego y acueductos municipales y están relacionados con amenazas por inundación, deslizamientos y flujos torrenciales, entre otras.

La degradación de los suelos por erosión es ocasionada por procesos mediados por el ser humano, como la deforestación, las actividades agropecuarias inadecuadas, la minería ilegal, los incendios de la cobertura vegetal, la sobreutilización de los suelos, la pobreza, la violencia, el desconocimiento de los suelos, entre otros.

2.3.4 Alertas y acciones para prevenir la degradación de suelos por erosión

Entre los impactos que genera la erosión, se puede mencionar que los mejores suelos del país, por lo tanto aptos para una agricultura intensiva y comercial y los que supuestamente presentan los mayores resiliencia, los cuales tienen un cubrimiento de 17.073.144 Ha y un porcentaje del 14.95 de las tierras del país, 72,69 se encuentran con algún grado de erosión.

La erosión de los suelos está afectando las 3.452.904,50 hectáreas de las cuencas abastecedoras de los embalses con fines energéticos, agropecuarios y acueductos municipales, en el 67 % en la macro cuenca del Magdalena - Cauca, 23.87% en la cuenca del Caribe, 76,21 en la macro cuenca del Orinoco y 28,56 % en la macro-cuenca del Pacífico.

Los focos de la erosión, son zonas que merecen mayor atención, desde la gestión integral sostenible del suelo, la conservación, la restauración y el ordenamiento de cuencas hidrográficas, ya que tienen una relación directa con la producción de sedimentos, contaminación del agua terrestre y marítima, superficial y subterránea. Igualmente afecta infraestructuras como embalses energéticos, de riego y acueductos municipales y están relacionados con amenazas por inundación, deslizamientos, flujos torrenciales, y la desertificación y la sequía, facilita la interpretación de los efectos el cambio climático y variabilidad climática y las medidas de adaptación en relación con la calidad de los suelos y sus servicios ecosistémicos.

En las zonas con erosión ligera y moderada se deben iniciar acciones inmediatas para prevenir su avance y agravamiento.

Se recomienda consolidar las acciones y los proyectos de recuperación de suelos en zonas con degradación severa y muy severa para evitar su expansión.

En la medida que las CAR, CDS, los entes Gubernamentales locales y otras organizaciones cooperen y agilicen procesos de sinergia y los continúen a través del tiempo, la implementación de la línea base facilitaran el desarrollo del monitoreo y podrán evidenciar si los procesos de gestión realizados, están dando respuesta al problemas de la erosión.

2.4 Estado de los ecosistemas y de la biodiversidad de la Amazonía colombiana, dinámicas poblacionales y planes de manejo.

-----~~(realizar introducción)~~-----.

2.4.1 Uso y conservación de la flora en la Amazonía colombiana.

(Autores: Dairon Cárdenas, Nicolás Castaño, Sonia Sua).

Diversidad Florística en Amazonía Colombiana:

Para la región Amazónica (sentido amplio) la diversidad florística ha aumentado a 7489 especies de plantas, esta cifra corresponde a un incremento del 6% respecto a lo encontrado en la región en 2011 (IDEAM 2013). A su vez, el número de ejemplares aumentó en un 14.8% respecto a 2011 para un consolidado de 85.482 ejemplares (Figura RR). Durante el 2012 el incremento se debió principalmente a una intensidad de muestreo en el departamento del Vaupés y para el 2013 el aumento se debió principalmente a una intensidad de muestreo en los departamentos de Vaupés, Guaviare y Caquetá.

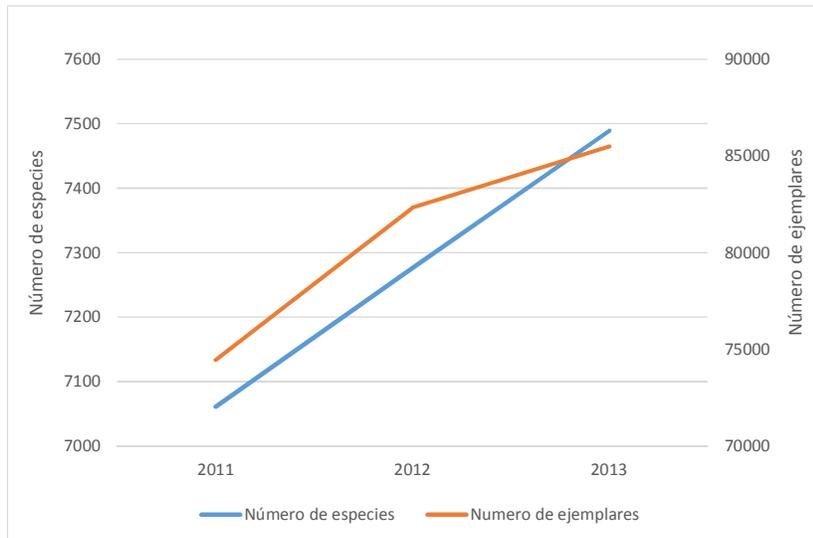


Figura 2-12: Número de nuevos registros y especies de plantas en el Herbario Amazónico Colombiano COAH.

Se destaca el aporte del número de especies de las plantas no vasculares que presentaron un incremento considerable en 2012 y 2013 de 5.7% y 36.6% respectivamente.

Plantas útiles de la Amazonía colombiana :

- Sobre las Plantas alimenticias

Muchas especies de plantas nativas poseen gran importancia económica, ecológica y un potencial alimenticio (Kinupp & Barros 2004). Las especies de Plantas Alimenticias No Convencionales (PANCs) son claves para lograr la soberanía alimentaria de las comunidades locales. A demás de proporcionar una base más amplia, sólida y segura a la alimentación, muchas de las PANCs poseen

contenidos de proteínas, vitaminas y otros nutrientes en cantidades mucho más elevadas que las plantas que actualmente consumimos de forma intensiva (Kinupp & Barros 2008); en otros casos las frutas y verduras no convencionales son ricas en fibras y compuestos con funciones antioxidantes (Schmeda-Hirschmann et al. 2005, Odhav et al. 2007).

Aunque gran parte de las comunidades que habitan la amazonia colombiana, combina el consumo de especies cultivadas con el uso de especies silvestres, cada día disminuye el uso de especies que provienen del bosque, bien sea por el esfuerzo que implica la recolección de estas en el bosque o simplemente por la incidencia de alimentos provenientes del mercado de más fácil acceso.

A la fecha se han registrado 428 PANCs para la Amazonía colombiana, agrupadas en 207 géneros y 69 familias (Figura 2-13) de las cuales el hábito con más especies son los árboles (Figura 2-14), (Cárdenas *et al.* 2012).

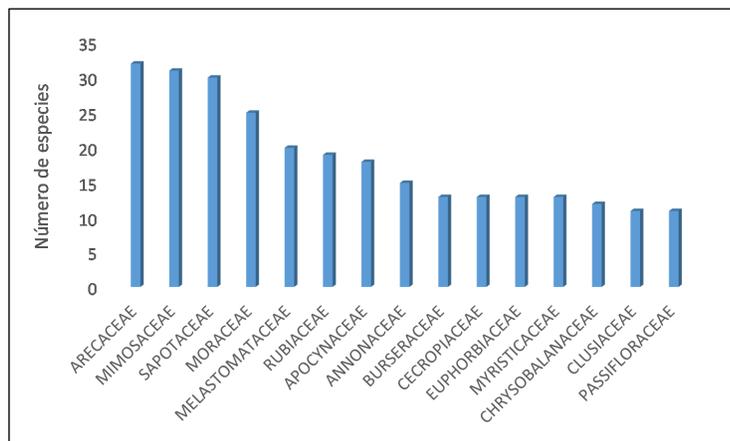


Figura 2-13: Familias con mayor número de plantas alimenticias no convencionales (PANCs)

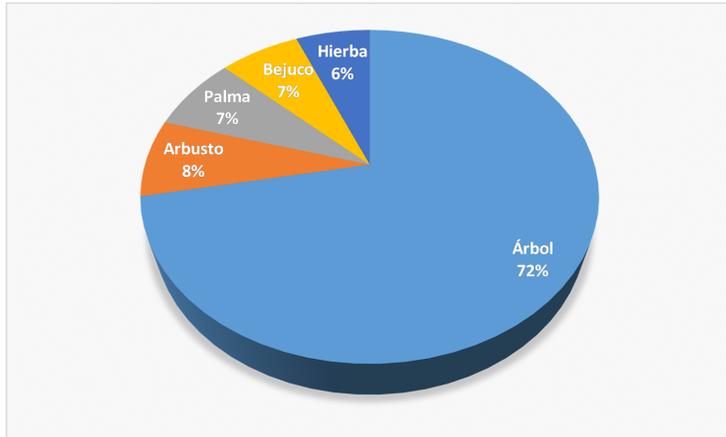


Figura 2-14: Porcentaje de plantas alimenticias no convencionales por hábito de crecimiento.

Sumando las PANCs y las plantas alimenticias convencionales (nativas e introducidas) se puede estimar que en Amazonía colombiana existen 547 especies de plantas reportadas como alimenticias (Cárdenas *et al.* 2012).

- Especies usadas como combustibles

La creciente preocupación por el agotamiento de los combustibles fósiles, sumado a las altas emisiones de gases efecto de invernadero, han despertado recientemente un mayor interés por el uso de la biomasa forestal en la generación de energías alternativas; o las diferentes opciones de biocombustibles en sentido amplio. Históricamente la biomasa vegetal ha sido una fuente importante de energía, usada de forma directa como leña (Soares 2006, Burgos 2010), o convertida masiva mediante procesos técnicos en otras formas aprovechables utilizadas por el hombre, como el carbón. El uso de plantas con fines combustibles por parte de las comunidades locales, está determinada por factores como la disponibilidad de las mismas, la capacidad calórica, la densidad de la madera, la capacidad de arder “verde”, el contenido de cenizas y de humedad (Tabuti *et al.* 2003, Quiroz-Carranza & Orellana 2010).

La diversidad de especies con fines combustibles (leña) utilizadas por las comunidades locales de la Amazonía colombiana asciende a 295 especies, agrupadas en 51 familias y 157 géneros (Cárdenas et al. 2012a). Esta alta diversidad de especies usadas para combustión sugiere que, a nivel de toda la Amazonía colombiana, hay una distribución de la presión del recurso leña en la región. Sin embargo localmente algunas especies tienen una presión de uso dada sus características favorables para combustión, por lo cual es necesario evaluar y generar acciones de manejo que aseguren la sostenibilidad de su uso. Es importante recalcar que es necesario evaluar la sostenibilidad del uso de la leña, sobre todo en zonas urbanizadas donde la presión por este recurso está en aumento.

- Especies de plantas Amenazadas

Acorde con la Resolución 192 del 10 de febrero de 2014, en la región Amazónica existen 102 especies de plantas vasculares amenazadas, las cuales se encuentran en solo tres categorías de amenaza: En Peligro Crítico (CR), En peligro (EN) y Vulnerable (VU), siendo ésta última la categoría con mayor número de especies con 59 (Figura 2-15).

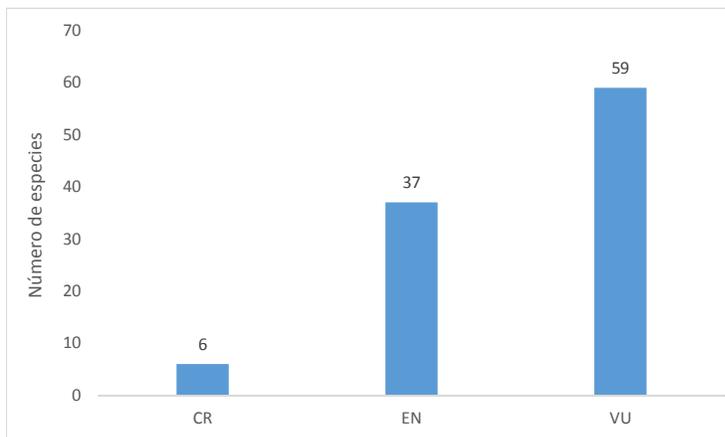


Figura 2-15: Número de especies por categoría de amenaza en la región amazónica.

En la transición Andino-Amazónica se tienen reportadas 54 especies amenazadas de las cuales 4 están en En Peligro Crítico (CR), 21 en En peligro (EN) y 29 en categoría de Vulnerable (VU). En esta zona las especies con mayor número de especies amenazadas son Bromeliaceae (14), seguido de Orchidiaceae (19) (Figura 2-16). Esta zona es considerada con altos índices de transformación de sus coberturas originales y por lo tanto presenta un número alto de especies amenazadas en un área geográfica proporcionalmente pequeña comparada con toda la región amazónica.

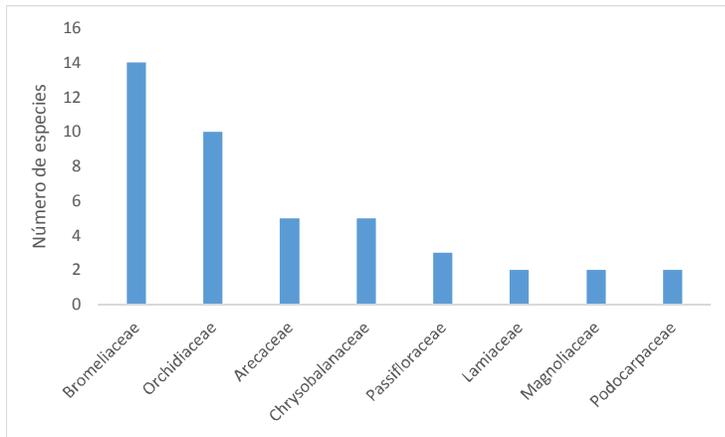


Figura 2-16: Familias con mayor número de especies bajo declaratoria de amenaza en la transición andino-amazónica

Durante 2012 y 2013 se colectaron 29 nuevos registros de plantas amenazadas, principalmente en los departamentos de Guaviare, Caquetá y Putumayo (Figura 2-17).

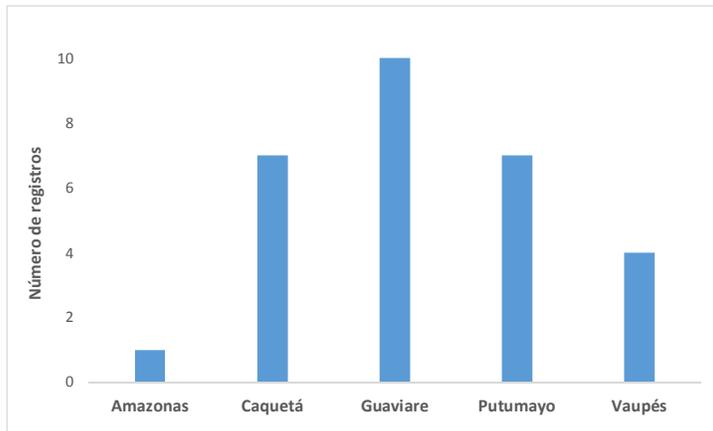


Figura 2-17: Número de colecciones de especies amenazadas por departamento en la región amazónica.

- Especies de plantas endémicas de la Amazonia colombiana

A partir de una revisión y evaluación de 1041 tipos de la Amazonía colombiana se tiene una cifra preliminar de 211 especies endémicas de la Amazonía colombiana. Las familias con mayor número de especies endémicas en la región amazónica son Bromeliaceae con 16, seguido de Melastomataceae (15), Acanthaceae (12), Asteraceae (12) y Piperaceae (12) (Figura 2-18).

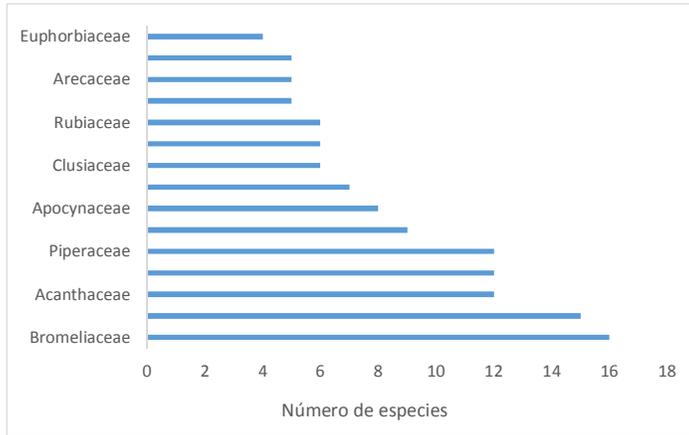


Figura 2-18: Familias con mayor número de especies endémicas en la Amazonía colombiana

- Red de Parcelas Permanentes

Con el fin de generar información a largo plazo sobre la dinámica de los bosques de la amazonia colombiana; así como el efecto del cambio climático sobre la vegetación de la amazonia colombiana, se consolidó la Red de Parcelas Permanentes del Instituto Sinchi. El establecimiento y monitoreo de parcelas permanentes permitirá abordar temas como mortalidad, crecimiento, distribución, área basal y diversidad (Riqueza y abundancia) de árboles en la región, así como monitorear los efectos que el cambio climático tendrá sobre las coberturas boscosas de la Amazonía colombiana, entre otros.

El establecimiento de parcelas permanentes para el estudio y monitoreo de la dinámica vegetal a largo plazo en bosques tropicales, es una importante herramienta para resolver preguntas claves en ecología vegetal. El principal objetivo para establecer una parcela permanente es proveer muestras demográficamente útiles de un gran número de especies e individuos de plantas vasculares leñosas que coexisten y comparten el mismo hábitat dentro de una comunidad (Condit 1998). La evaluación de la dinámica natural de los ecosistemas naturales permitirá establecer el efecto causado por

cambios climáticos, así como evaluar la capacidad de captura y almacenamiento de carbono (Condit et al. 1996).

A 2013 se cuenta con 13 parcelas permanentes de 1 hectárea donde se tienen marcados, plaquetados, mapeados y colectados todos los árboles con DAP \geq 10cm, más la Parcela Permanente de Amacayacu de 25 hectáreas donde se encuentran igualmente registrados todos los individuos con DAP \geq 1 cm. A la fecha se han establecido parcelas en localidades contrastantes con los que se busca contemplar la máxima variación de ecosistemas (Figura 2-19).

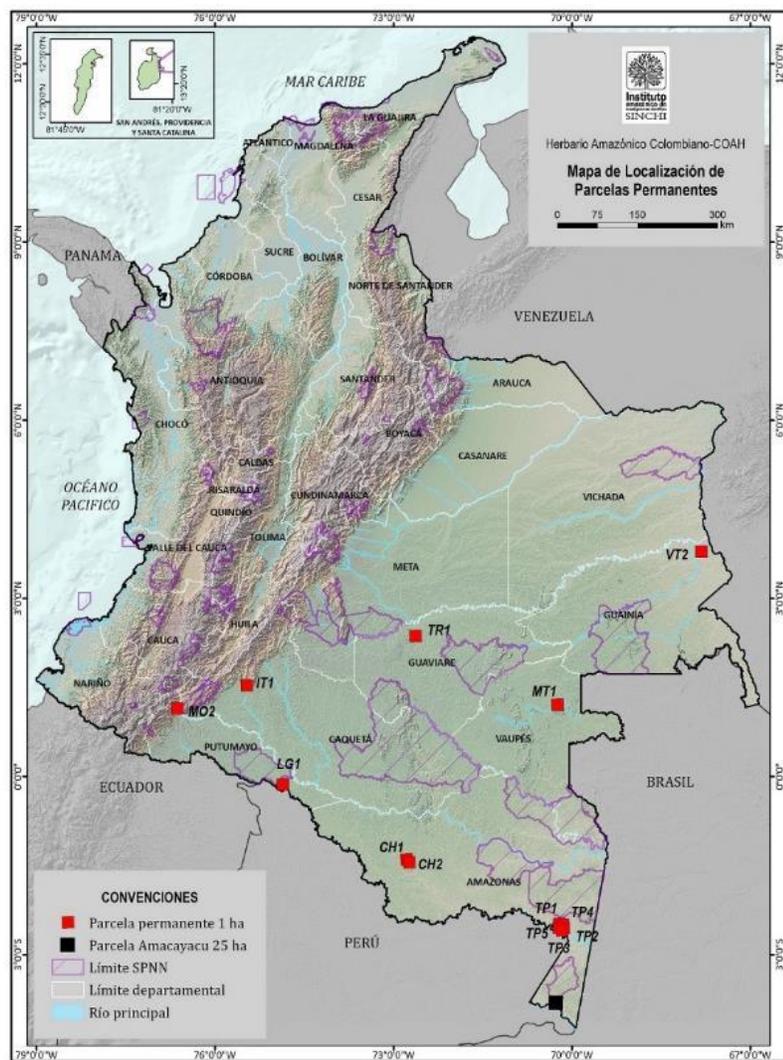


Figura 2-19: Localización Red de Parcelas Permanentes del Instituto Sinchi a 2013

En promedio se encontraron 698 ± 70 individuos por hectárea y 233 ± 36 especies por hectárea. La parcela con mayor número de individuos fue la establecida en la Serranía de Churumbelos (MO2) ubicada en bosque primario de tierra firme en el municipio de Mocoa (Putumayo) con 1116 individuos, mientras que la parcela que presentó el menor número de individuos fue Vitina con 564, la cual está ubicada en bosque de tierra firme en la comunidad de Vitina (Inírida)(VT2). En cuanto al número de especies la parcela más diversa es Tarapacá 4 con 343 especies, ubicada en el corregimiento de Tarapacá (Amazonas) y la menos diversa fue la parcela del Vitina con 115 especies (Figura 2-20).

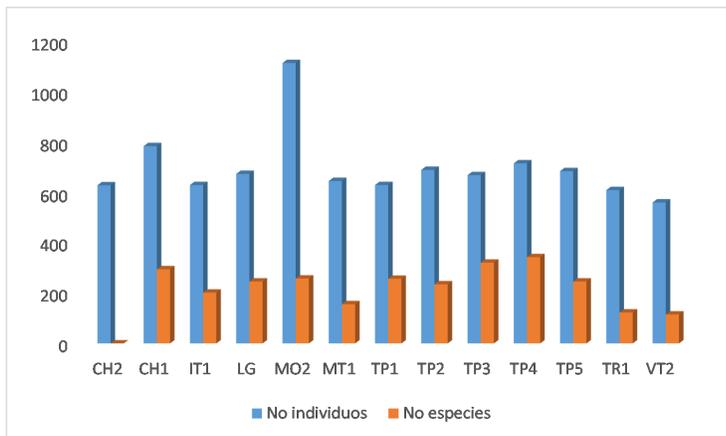


Figura 2-20: Número de individuos y número de especies por parcela permanente de 1 ha.

2.4.2 Uso y conservación de la fauna silvestre en la amazonia

(Autores: Esteban Carrillo Chica, Doris Laurinette Gutierrez Lamus, José Rancés Caicedo Portilla, Natalia Atuesta Dimián, Mariela Osorno Muñoz)

Diversidad de aves:

En los seis departamentos que políticamente componen la Amazonia colombiana se han registrado 1158 especies de aves de las cerca de 1400 que podría haber de acuerdo a información de bases de datos y distribuciones potenciales (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). Caquetá y Amazonas son los departamentos en los que se han registrado más especies. Sin embargo la riqueza de aves se relaciona con el esfuerzo de muestreo, que ha sido mucho menor en Guaviare, Putumayo y Guainía, de tal manera que es probable que los datos disponibles no reflejen con total exactitud la distribución de la diversidad de aves en la región.

Es notorio el caso del Putumayo cuya avifauna debería ser similar a la del Caquetá, donde también hay ecosistemas andino-amazónicos, pero que de acuerdo a los listados disponibles está compuesta por cerca de 300 especies menos. Igualmente el alto número de especies exclusivas por departamento no evidencia la singularidad de su avifauna, sino que en muchos casos esta aún no está totalmente inventariada. Inclusive en las localidades más estudiadas, como Mitú en el departamento del Vaupés y Leticia en el departamento del Amazonas, las curvas de acumulación de especies indican que los inventarios aún no están completos.

Tabla 2-4: Número de especies de aves registradas en los departamentos de la Amazonia colombiana. Amenazadas: En Peligro – Vulnerables – Casi Amenazadas. Migratorias: Boreales – Australes. CITES: Apéndice I – II – III. Propuestas SACC: Necesitadas – Altamente necesitadas.

Especies	Vaupés	Amazonas	Guaviare	Guainía	Caquetá	Putumayo	Amazonia
Registradas	591	726	530	508	846	515	1158
Potenciales	657	783	682	678	1037	972	1366
Exclusivas	14	88	18	22	125	28	295
Endémicas/Raras	0 - 1	1 - 1	2 - 1	0 - 2	3 - 0	1 - 0	4 - 3
Amenazadas	0 - 6 - 8	1 - 6 - 17	0 - 8 - 9	0 - 5 - 4	3 - 11 - 17	1 - 6 - 11	3 - 16 - 26
Migratorias	32 - 12	43 - 13	34 - 10	27 - 6	45 - 9	25 - 6	62 - 14
CITES	3 - 82 - 1	5 - 101 - 2	5 - 84 - 1	2 - 73 - 1	6 - 130 - 2	4 - 78 - 0	7 - 162 - 2
Propuestas SACC	57 - 41	71 - 41	51 - 24	51 - 27	88 - 41	57 - 33	109 - 60

Tyrannidae, Thraupidae, Thamnophilidae, Furnariidae, Trochilidae, Accipitridae y Psittacidae, que representan el 10% de las familias registradas en la Amazonia, en conjunto aportan el 50% de las especies de la avifauna regional (Figura 2-21). Tyrannidae, Thamnophilidae y Furnariidae incluyen una alta proporción de especies cuya situación sistemática y taxonómica debe ser revisada de acuerdo al Comité de Clasificación de Sur América (SACC por sus siglas en inglés). Accipitridae y Psittacidae son importantes en términos de conservación: cinco de las especies de Accipitridae y dos de Psittacidae están bajo algún riesgo de extinción (Tabla 2-5), ambas tienen todas sus especies incluidas en los apéndices CITES (Tabla 2-6) y ambas tienen especies con significados culturales para las comunidades indígenas locales. Por su parte Thraupidae y Trochilidae tienen una alta proporción de especies exclusivas de las zonas andinas de Caquetá y Putumayo.

En términos de diversidad, como grupo, también son importantes las aves migratorias, que incluyen 62 visitantes boreales de las que cuatro se encuentran bajo algún grado de amenaza: *Tryngites subruficollis*, *Chaetura pelágica*, *Contopus cooperi* y *Setophaga cerúlea*, y 14 visitantes australes sobre las que hay enormes vacíos de conocimiento.

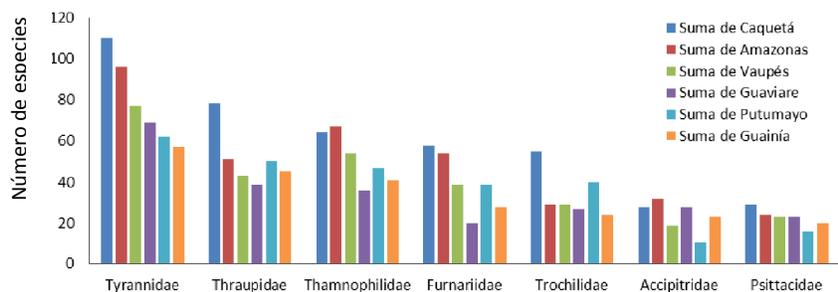


Figura 2-21: Número de especies de aves de cada una de las siete familias más diversas registradas en cada uno de los seis departamentos que componen la Amazonia colombiana.

En términos de conservación, además de los casos ya mencionados, también son importantes las familias Cracidae y Tinamidae. Seis especies de Crácidos se encuentran en algún riesgo de extinción, incluyendo a *Crax globulosa* que es la única de las tres especies En Peligro propia de las tierras bajas, y dos de las siete especies citadas en el apéndice I de CITES (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). Por su parte dos especies de Tinamús de tierras bajas se encuentran en riesgo de extinción. Es importante señalar que todas las especies de ambas familias son importantes en términos de la seguridad alimentaria y las expresiones culturales de las comunidades indígenas locales de la Amazonia colombiana.

Especies que se encuentran bajo algún riesgo de extinción. No se incluyen 20 especies exclusivas de las zonas andinas de Caquetá y Putumayo (p. ej. *Macroagelaius subalaris* e *Hypopyrrhus pyrohypogaster*).

Especie	UICN	Especie	UICN
<i>Tinamus major</i>	CA	<i>Morphnus guianensis</i>	CA
<i>Tinamus guttatus</i>	CA	<i>Harpia harpyja</i>	CA
<i>Neochen jubata</i>	CA	<i>Spizaetus ornatus</i>	CA
<i>Pipile cumanensis</i>	VU	<i>Spizaetus isidori</i>	VU
<i>Aburria aburri</i>	CA	<i>Accipiter poliogaster</i>	CA
<i>Nothocrax urumutum</i>	VU	<i>Tryngites subruficollis</i>	CA
<i>Crax alector</i>	VU	<i>Patagioenas subvinacea</i>	VU
<i>Crax globulosa</i>	EN	<i>Chaetura pelagica</i>	CA
<i>Mitu tomentosum</i>	CA	<i>Lophornis chalybeus</i>	VU
<i>Mitu salvini</i>	CA	<i>Falco rufigularis</i>	CA
<i>Odontophorus gujanensis</i>	CA	<i>Ara militaris</i>	VU
<i>Agamia agami</i>	VU	<i>Contopus cooperi</i>	VU
<i>Zenaidura macroura</i>	CA		

Especies y familias citadas en los apéndices CITES. Entre paréntesis el número de especies por familia.

CITES	Taxa
	<i>Pipile pipile</i>
	<i>Mitu salvini</i>
	<i>Jabiru mycteria</i>
I	<i>Chondrohierax uncinatus</i>
	<i>Harpia harpyja</i>
	<i>Falco peregrinus</i>
	<i>Ara Macao</i>
	Accipitridae (34)
	Tytonidae (1)
	Strigidae (11)
II	Trochilidae (67)
	Ramphastidae (2)
	Falconidae (12)
	Psittacidae (33)
	Cotingidae (2)
III	<i>Crax globulosa</i>
	<i>Cephalopterus ornatus</i>

Tabla 2-5: Especies que se encuentran bajo algún riesgo de extinción. No se incluyen 20 especies exclusivas de las zonas andinas de Caquetá y Putumayo (p. ej. *Macroagelaius subalaris* e *Hypopyrrhus pyrohypogaster*).

Tabla 2-6: Especies y familias citadas en los apéndices CITES. Entre paréntesis el número de especies por familia.

Adicionalmente en los listados disponibles, como los inventarios que realiza el Instituto SINCHI en localidades de la Amazonia colombiana, hay registros que representan ampliaciones de distribución. Este es el caso de *Myarchus tyrannulus* y *Zonotrichia capensis* que fueron registrados por primera vez en 2014 en el municipio de Puerto Inírida en el Guanía, *Notharcus tectus* que fue registrado en el municipio de Carurú en 2013 en el Vaupés, y *Buteo swainsonii* que es migratorio y fue registrado por primera vez en el municipio de San Vicente del Caguán en el Caquetá.

2.4.3 Ornitología en la Amazonia colombiana. Estado actual de la investigación.

En la cuenca amazónica la investigación ornitológica comenzó a mediados del siglo XIX con la realización de inventarios y la descripción de especies, y desde finales del siglo XX vienen en aumento los estudios sistemáticos, taxonómicos y filogenéticos así como el uso de nuevas técnicas como las moleculares. La ecología, reproducción, sistemática e inventarios han sido los temas más estudiados, mientras que la migración, biogeografía y etnoornitología han recibido poca atención (Figura 2-22). Las familias más estudiadas son Psittacidae, Thamnophilidae, Accipitridae, Pipridae y Tyrannidae (Figura 2-23).

Colombia ocupa el cuarto lugar entre los países de la cuenca en investigación ornitológica luego de Brasil, Perú y Ecuador. La investigación ornitológica comenzó a en la Amazonia colombiana a comienzos del siglo XX, casi 60 años después de que se hubiera realizado el primer estudio sobre aves amazónicas en la cuenca. Existen marcadas diferencias en la investigación ornitológica en la Amazonia colombiana frente a la de otros países de la cuenca. Los inventarios y los estudios de conservación han recibido comparativamente más atención (Figura 1), lo que en el segundo caso se relaciona con estudios sobre *Crax globulosa* que es una de las siete especies exclusivamente amazónicas que se encuentran en peligro de extinción. Por el contrario los estudios sistemáticos,

filogenéticos, taxonómicos, poblacionales y sobre reproducción, que día a día adquieren más importancia en otros países de la cuenca, en Colombia apenas si han sido abordados.

Por su parte Cracidae y Trochilidae son las familias más estudiadas en Colombia, mientras que a nivel de la cuenca son Psittacidae y Thamnophilidae. En el primer caso esto se relaciona con los estudios ya mencionados sobre *C. globulosa*, y en el segundo principalmente a estudios de polinización realizados en el Parque Nacional Natural Amacayacu. Por el contrario los estudios relacionados con Furnariidae, Formicariidae, Thamnophilidae y Tyrannidae, que vienen aumentando a nivel de la cuenca debido a la necesidad que hay de revisar su taxonomía y filogenia, en Colombia son escasos o inexistentes. En resumen, menos del 30% de las familias registradas en la Amazonia colombiana han sido objeto de investigaciones, y a nivel de especie la situación es más preocupante pues menos del 2% han sido estudiadas.

De otro lado en Colombia la investigación ornitológica se ha centrado en los departamentos de Amazonas y Caquetá, mientras que en Putumayo, Guaviare y Guainía los estudios ornitológicos son escasos y es prácticamente imposible conseguir información sobre su avifauna con excepción de la que hay publicada en libros de síntesis y que proviene de fuentes secundarias (p. ej. Guías de aves de Colombia) (Figura 2-23). Por su parte vale la pena resaltar el relativamente alto número de inventarios de aves que se han realizado en el Vaupés, los cuales permiten tener relativamente bien inventariada su avifauna. Esto no sólo se ve reflejado en la producción documental, sino también en la información disponible en bases de datos y colecciones como las de sonidos animales. Es significativo que en la colección de sonidos del Instituto Humboldt, la única de su tipo en Colombia, sólo hay grabaciones realizadas en 3 de los 6 departamentos de la región, y en Macaulay Library, el mayor archivo de su tipo en el mundo, estas son prácticamente inexistentes.

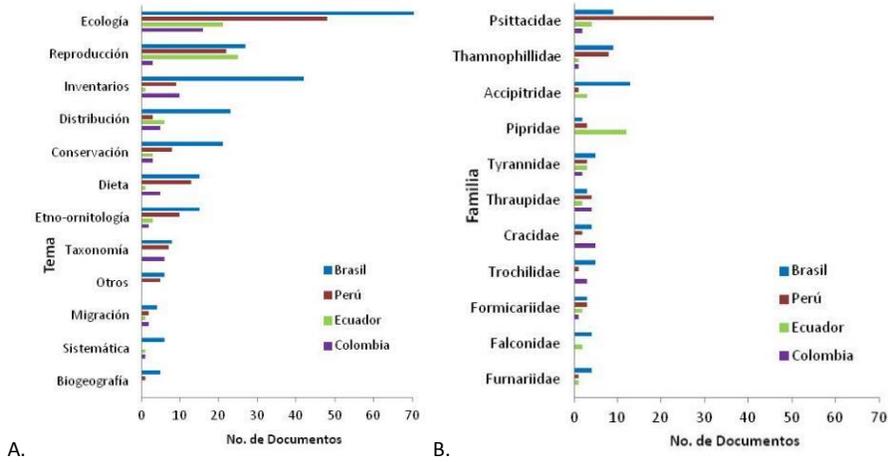


Figura 2-22: Número de investigaciones realizadas por tema (A) y familia (B) en los cuatro países con mayor producción ornitológica de la cuenca. El alto número de investigaciones sobre ecología y reproducción de aves en Perú y Ecuador se relacionan con el estudio de uso de colpas por Psitácidos y leks de saltarines respectivamente.

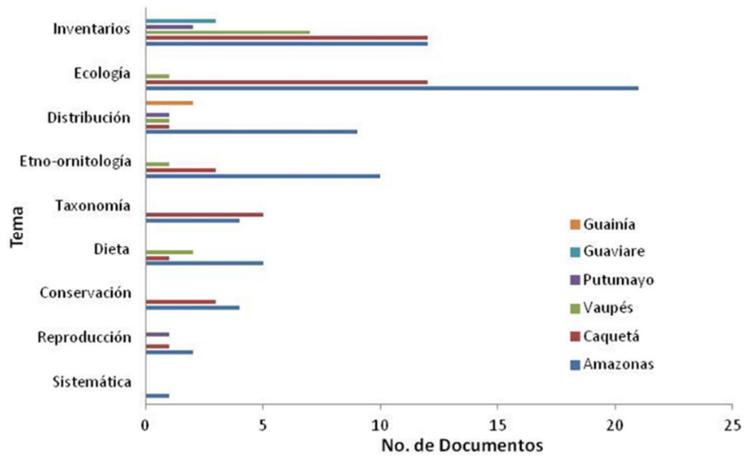


Figura 2-23: Número de documentos sobre diferentes temas que han resultado de estudios realizados en cada uno de los seis departamentos de la Amazonía colombiana.

2.4.4 Modos reproductivos y larvas de anuros.

Un atributo esencial para la supervivencia de cualquier especie es la habilidad para producir descendencia fértil. Las ranas y los sapos tienen una gran diversidad de patrones, estrategias y modos reproductivos que han sido moldeados por acción de la selección natural y sus diversas formas de presión selectiva.

En la cuenca amazónica se evidencian cuatro patrones de actividad reproductiva que dependen de lo impredecibles que son los sitios utilizados para la oviposición en esta región, a pesar de que la temperatura y la humedad son adecuadas durante todo el año. Dichos patrones son: reproducción continua, oportunista, esporádica húmeda y esporádica seca (Duellman & Trueb, 1986).

Los modos reproductivos son adaptaciones reproductivas muy diversificadas en los anuros, producto de la combinación de diversos factores, incluyendo los sitios de oviposición, las características del huevo, de la nidada, la duración del desarrollo, el estadio y el tamaño de la larva y el tipo de cuidado parental, cuando lo hay (Salthe & Duellman, 1973). Inicialmente Crump (1974) reconoció 10 modos reproductivos para los anuros de Santa Cecilia, Ecuador, su sistema de clasificación fue modificado posteriormente por Duellman (1978, 1985) y adaptado para todos los patrones reproductivos conocidos hasta el momento por Duellman y Trueb (1986) que para ese entonces eran 29 modos. El trabajo más reciente sobre este tema fue realizado por Haddad & Prado (2005) quienes incrementaron la lista de modos reproductivos a 39 que son actualmente reconocidos para los anuros a nivel mundial; de éstos, 31 se encuentran en el neotrópico.

El ciclo de vida complejo de los anuros normalmente se conoce como una adaptación que le permite a las especies explotar dos o más ambientes diferentes (Wassersug, 1975). Los anuros adultos son

carnívoros terrestres, pero muchas especies tienen larvas herbívoras acuáticas con muchos rasgos especializados que no son retenidos por el adulto (McDiarmid & Altig, 1999).

Uno de los componentes menos conocidos de la anurofauna colombiana son los renacuajos (Lynch, 2006a). Existen muchas dificultades para su identificación y las escasas descripciones disponibles (Duellman, 1978; Rodríguez & Duellman, 1994; Hero, 1990) son útiles sólo para algunas especies de la Amazonía y Orinoquía (Lynch & Suárez Mayorga, 2011). En realidad el esfuerzo por conocer las larvas de los anuros colombianos ha sido muy poco, hasta la fecha solo hay dos artículos descriptivos (Suárez-Mayorga & Lynch 2001 a, b), la clave ilustrada de las larvas de anuros del norte de Colombia (Lynch, 2006), la clave de las tierras bajas al oriente de los Andes (Lynch & Suárez-Mayorga, 2011) y la morfología larval de dendrobátidos (Sánchez, 2013). De hecho, la familia Hylidae, que cuenta para la Amazonia colombiana con 65 especies, tiene larvas descritas para 49 de ellas y 11 de éstas fueron aportes de Lynch & Suárez-Mayorga (2011).

Con el fin de conocer el estado del conocimiento actual acerca de los modos reproductivos y las larvas de los anuros amazónicos, se hizo una revisión exhaustiva de la literatura especializada para la cuenca amazónica y se hizo énfasis en las especies con distribución confirmada o posible para Colombia.

Se estima que en la Amazonía colombiana hay aproximadamente 169 especies de anuros, de los cuales 24, pertenecientes a las familias Craugastoridae, Eleutherodactylidae y Strabomantidae, carecen de etapa larval y presentan desarrollo directo de los huevos terrestres (modo 23). Otras familias de anuros presentes en la Amazonía, carentes de etapa larval y con modos reproductivos diferentes a los mencionados anteriormente son Hemiphractidae (modo 37) y Pipidae (Modo 35). Las 138 especies restantes se encuentran distribuidas en 10 familias con 13 modos reproductivos diferentes. En 1990, Hödl publicó información reproductiva para 130 especies de anuros de las tierras bajas amazónicas de Ecuador, Perú y Brasil, registrando 16 modos reproductivos de los 29 propuestos por Duellman & Trueb (1986). Según Pombal & Haddad (2007) la Amazonía brasilera,

con un área y número mayor de especies de anuros que la colombiana, tiene 20 modos reproductivos, es decir, sólo 4 más de los que hemos podido documentar hasta la fecha. Considerando que la riqueza de anuros se incrementa en la medida que avancen los inventarios también es de esperar un aumento en el conocimiento acerca de las estrategias reproductivas que ostentan.

Para el 23% (36 especies) de los anuros son desconocidas sus larvas, es decir no hay una descripción publicada. En muchas familias existen dificultades con las descripciones y por lo tanto con una identificación confiable; por ejemplo en Aromobatidae y Dendrobatidae, la descripción de las larvas se hace cuando están en estadios muy tempranos de desarrollo, es decir cuando el macho adulto los lleva sobre el dorso y por lo tanto la descripción de las larvas de vida libre son escasas. Es frecuente la descripción de larvas en estadios muy tempranos, adheridas al parental, porque asegura al investigador la relación entre larva y adulto. En las especies que carecen de cuidado parental hay menos certeza de que la larva descrita corresponda efectivamente a la especie referida, a menos que se haga seguimiento a la larva hasta que complete su desarrollo.

Una inconsistencia frecuentemente encontrada en las publicaciones es la repetida descripción de la larva de una misma especie, lo que lleva a pensar que algunas de las descripciones corresponden a identificaciones taxonómicas erradas. Por ejemplo, la descripción de la larva de *L. discoidactylus* (Duellman, 1978; Heyer, 1998) y la de *L. wagneri* (Duellman, 1978; Hero, 1990; Kenny, 1969) es posible que correspondan a otras especies según De Sá y colaboradores (2014). Para sortear esta dificultad una herramienta muy útil es el uso de técnicas moleculares como barcode.

Así, aunque pareciera que más del 70% de las especies de anuros amazónicos tienen larvas descritas, estas descripciones deben ser revisadas y utilizadas con precaución. Es posible que muchas de ellas no correspondan a la larva de la especie y que el vacío en el conocimiento de los renacuajos amazónicos sea aún mayor. Adicionalmente, hacen falta colecciones de larvas amazónicas e identificaciones confiables de las que existen actualmente (Lynch & Suárez-Mayorga, 2011). Un mayor conocimiento de la morfología larval permitirá el uso de sus caracteres en análisis filogenéticos y en la solución de problemas taxonómicos, y sus estudios ecológicos son útiles en la valoración de impactos por modificaciones ambientales (Lynch, 2006).

2.4.5 Serpientes: su riqueza en la Amazonía

Estudios y monitoreos de largo plazo de varios grupos de vertebrados a nivel mundial como peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos, han evidenciado declinación de especies (Reading *et al.* 2010). Las causas son amplias y se asocian con contaminación (Harshbarger *et al.* 2010), cambio y/o pérdida de hábitats (Gibbons *et al.* 2000, Feyrer *et al.* 2007), sobreexplotación de especies (Whitehead *et al.* 2010) o cambio climático (Collings & Storfer 2003, Readings 2007). En algunos casos, las causas no son claras o son simplemente desconocidas (Colling & Storfer 2003, Winne *et al.* 2007).

La pérdida o disminución de especies se asocia con cambios deletéreos en los ecosistemas debido, entre otros, a alteraciones en las relaciones tróficas. Las serpientes constituyen uno de los mayores depredadores en los ecosistemas neotropicales y si bien, no se cuenta con información poblacional que evidencie su disminución, si se conocen las múltiples amenazas que ostentan, una de ellas generada por la ofidiofobia y el desconocimiento de las características que diferencian las venenosas de las inofensivas. Como consecuencia, las serpientes son sacrificadas de manera indiscriminada y una declinación poblacional puede tener consecuencias nefastas para el funcionamiento de los ecosistemas que ellas ocupan (Reading *et al.* 2010, Lynch 2012).

En Colombia es bastante reciente el estudio sistemático de los ofidios y solamente hasta ahora se cuenta con una aproximación al número de especies, que se estima, superan las 270. Sin embargo, es compleja la estimación de especies a nivel local y regional puesto que aún se desconocen las áreas y los patrones de distribución, si es que existen (Lynch 2012).

En la Amazonia colombiana se registran actualmente 113 táxones, es decir el 41.85% de las 270 especies que se asumen actualmente para el país. La cifra de especies con distribución en la Amazonia se soporta en el estudio de las colecciones herpetológicas del país (105 especies) y en la

revisión de géneros y de distribuciones de especies en la literatura especializada (8 especies) (ej. Lynch 2009, Caldeira Costa 2013). La familia Dipsadidae con 63 especies (55.75%) es la más diversa, seguida por la familia Colubridae con 19 especies (16.81%) y la familia Elapidae con 12 (10.62%); el resto de las familias tienen menos de diez representantes en la región amazónica (Tabla 2-7).

Se registran un total de 48 géneros, el género más diverso es *Atractus* con 15 especies, seguido de *Micrurus* con 12 especies, el género *Erythrolamprus* tiene 7 especies y el género *Helicops* seis, el resto de géneros tienen menos de seis especies.

Actualmente se registran 18 especies venenosas en la Amazonía colombiana; doce de la familia Elapidae o corales verdaderas y seis de la familia Viperidae, es decir tan solo el 15.93% son venenosas. De éstas, las especies de la familia Viperidae son las que representan mayor peligro para las poblaciones humanas, debido a su agresividad y a su eficiente sistema de inoculación de veneno (Lynch 2012).

Tabla 2-7: Número de familias, géneros y especies de serpientes registradas en la Amazonía colombiana.

Familia	N° de géneros	N° de especies	Porcentaje (%)
Aniliidae	1	1	0.89
Anomalepididae	1	1	0.89
Leptotyphlopidae	1	3	2.65
Typhlopidae	1	3	2.65
Boidae	4	5	4.42
Colubridae	12	19	16.81
Dipsadidae	24	63	55.75

Elapidae	1	12	10.62
Viperidae	3	6	5.32
Total	48	113	100

En cuanto a la distribución de especies por departamentos, el que registra un mayor número actualmente es Amazonas, con 71 especies (62.83%), seguido de Caquetá con 58 (51.32%) y Vaupés con 55 (48.67%), el resto de departamentos registran menos de 40 especies de serpientes (Figura 1). Estas cifras probablemente cambiarán cuando se avance en el inventario de la Amazonia y se de una mejor aproximación a la riqueza de especies de serpientes por departamento.

Aunque la región amazónica se puede considerar la más diversa de Colombia en términos de serpientes (Lynch 2012), las especies endémicas tan sólo son ocho; la gran mayoría de especies registradas hasta el momento son de amplia distribución y algunas de distribución compartida con otros países. Si bien Colombia se considera un país megadiverso, el estudio de las serpientes es aún incipiente. Se espera que aumente el registro de especies para la Amazonia colombiana, así como el descubrimiento de nuevas entidades taxonómicas, una vez se incrementen los inventarios en ecosistemas poco explorados y en zonas fronterizas, se cuente con más investigadores en el país interesados en la taxonomía y distribución de las serpientes, y se avance en la revisión minuciosa y crítica de los ejemplares depositados en las colecciones biológicas.

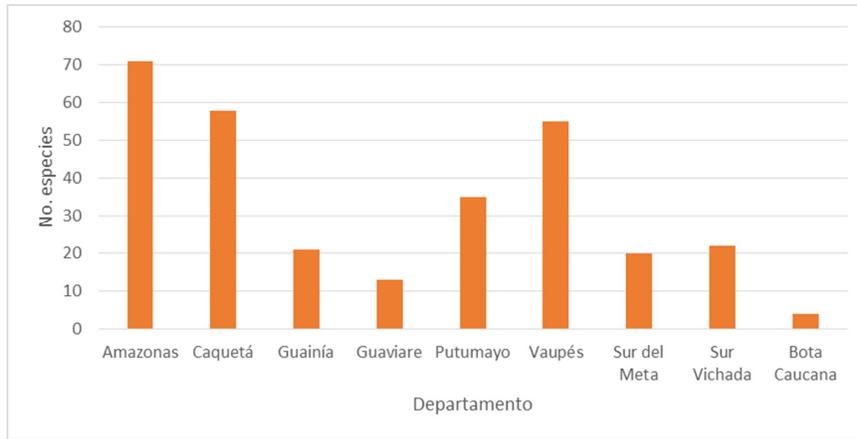


Figura 2-24: Figura 1. Número de serpientes registradas en los departamentos de la Amazonía colombiana.

A pesar que los departamentos de Amazonas, Caquetá y Vaupés presentan un número relativamente alto de especies, más de 50, éstas se registran en muy pocas localidades, por ejemplo, alrededores de Leticia, Florencia y Lago Taraira en Vaupés. Localidades más alejadas de los centros poblados en estos departamentos no tienen mayor información. Los departamentos con menos registros también son los menos estudiados, por ejemplo Guaviare, sur del departamento del Vichada y la Bota Caucana, por lo que se recomienda intensificar los esfuerzos en dichas zonas.

Para los ofidios en la Amazonia colombiana se consideran relevantes dos de las amenazas que han sido identificadas en el resto del país para ese grupo biológico (Lynch 2012), aunque ninguna de ellas ha sido cuantificada: (1) la mortalidad asociada a la pérdida del hábitat causada por deforestación y cambios climáticos locales y la consecuente pérdida de presas; (2) el sacrificio indiscriminado de serpientes llevando a cabo por los habitantes locales, ésta segunda amenaza considerada menos grave que la primera para las poblaciones de serpientes. Estas amenazas pueden ser más evidentes hacia la región noroccidental de la Amazonia colombiana, en donde se extiende al anillo de poblamiento (Gutiérrez *et al.*, 2004).

2.4.6 Fauna de uso en la Amazonia oriental

En Colombia, la mayoría de los estudios de fauna de uso se han enfocado en la caracterización etnobiológica y sociocultural de la cacería, más que en la evaluación cuantitativa o poblacional de la sostenibilidad. Las aproximaciones a la sostenibilidad se han abordado principalmente a partir de la apreciación de los cazadores, centrándose en los grupos de vertebrados grandes, y de acuerdo a la presencia de especies consideradas importantes en la cacería (Cruz, 2011).

Para la Amazonia, donde la fauna silvestre corresponde a una importante fuente de proteína para las comunidades locales (Bennett & Robinson, 2000), las evaluaciones de fauna de uso se han realizado tanto en zonas con influencia de ríos de aguas blancas, al sur de la región (Campos, 1987; Bedoya, 1997; De la Hoz, 1998; Sarmiento, 1998; Rodríguez & van der Hammen 2003; Mendoza *et al.*, 2004; Montenegro, 2007; Maldonado, 2010), como en la zona norte y oriente, en áreas con influencia de ríos de aguas negras (Politis & Rodríguez, 1994; Politis *et al.*, 1997; Sotomayor *et al.*, 1998; Guzmán, 2005; Vanegas, 2006; Palacios, 2007; Tafur 2010; González *et al.*, 2010; Cruz, 2011).

Como caso de estudio en la Amazonia oriental, se cuenta con datos de un año de evaluación sistemática de la totalidad de la cacería de dos comunidades indígenas de las etnias tuyuca y bará (Tucano oriental), asentadas al suroriente del departamento del Vaupés sobre los caños Abiyú y Macucú del río Tiquié (Osorno *et al.*, 2014).

En la zona la fauna de cacería, de recolección y la pesca representan el 46% del consumo alimenticio de las comunidades indígenas; con un aporte de la pesca del 30%, de la cacería del 9% y de los insectos del 7%. La diversidad de especies de caza y recolección alcanza las 89 especies: 61 especies de fauna de cacería (8 especies de anfibios, 26 de aves, 20 de mamíferos y 7 de reptiles y 28 especies de insectos).

Entre los insectos incluidos en la dieta de las comunidades indígenas, los coleópteros, tanto adultos como larvas (mojojeyes), corresponden a los más diversos con 14 especies, seguidos de los himenópteros con cinco especies y los lepidópteros con cuatro especies, tal como se reporta para otras zonas de la Amazonia (Costa-Neto & Ramos-Elorduy, 2006).

El consumo de 61 especies de fauna de cacería puede considerarse alto respecto a otros estudios en la Amazonia, donde se reportan entre 18 y 70 especies aprovechadas por localidad (Vickers, 1991; Townsend, 1996; Leeuwenberg, 1997; Bedoya, 1999; Mena et al., 2000; Bodmer *et al.*, 2006; Maldonado, 2010; Saldaña & Saldaña, 2011; De la Montaña, 2013); más aún si se tiene en cuenta que todos esos trabajos se realizaron en localidades amazónicas con suelos más fértiles. La riqueza de especies de fauna de cacería utilizada en el oriente del departamento del Vaupés, es mayor incluso que la reportada en zonas con características ecológicas similares, como la Selva de Matavén en Vichada donde se usan 25 especies (Plata, 2012), la RNN Puinawai donde se reporta el uso de 26 especies de fauna (Tafur, 2010) o la comunidad La Ceiba en el departamento del Guainía con el reporte de 40 especies cazadas (Cruz, 2011).

El grupo de fauna con mayor diversidad de especies aprovechadas corresponde a las aves con 26 especies, que representan el 7% de la biomasa cazada, superando el número de especies de avifauna aprovechadas en casi todos los estudios realizados para la Amazonia. Por su parte, aunque los anfibios aportan sólo el 5% de la biomasa total aprovechada (142,6 Kg/año), son un grupo de fauna importante en la nutrición de las comunidades, ya que especies como *Hypsiboas wavrini*, está disponible prácticamente durante todo el año y al ser un recurso de fácil acceso muchas veces ayuda, junto a la pesca, a suplir los requerimientos diarios de proteína de las familias en la zona. Los reptiles corresponden al grupo de fauna de menor importancia dentro de la cacería en la zona, tanto en términos de biomasa como en número de individuos, pues solo aportan el 3% de las presas y el 5% de la biomasa capturada.

Las tasas de cosecha muestran que la mayor intensidad de cacería se ejerce sobre los anfibios (*Osteocephalus taurinus*, *Hypsiboas wavrini* y *Osteocephalus yasuni*), seguidos de los roedores (la

lapa *Cuniculus paca*, la guara *Dasyprocta fuliginosa* y el tintín *Myoprocta acouchy*) y las gallinetas (Tinamidae: *Tinamus spp*); sin embargo, la cosecha anual de los grupos de mamíferos y aves en el Vaupés no supera los valores medios de tasas de cosecha reportadas para otras poblaciones indígenas del neotrópico. De anfibios no se encuentran datos con los cuales comparar (Tabla 2-8).

La biomasa total extraída por unidad de área en la zona del Tiquié corresponde a 32,66 Kg/Km², esta tasa de extracción se encuentra por debajo de lo obtenido para otros estudios en la Amazonia (Tabla1), con excepción de lo reportado para la RNN Puinawai (Tafur, 2010) y la comunidad de Yomiwato, en el Parque Nacional Manú en el Perú (Alvard *et al.* 1997). Considerando la cosecha por unidad de área, el grupo con mayor presión de cacería en la zona corresponde a los mamíferos, particularmente roedores (*Cuniculus paca*) y ungulados (*Tapirus terrestris*) con tasas de extracción de 10,66 y 14,58 Kg/Km², respectivamente (Tabla 2-8).

En general las especies más cazadas corresponden a animales de tallas pequeñas, que individualmente aportan poca biomasa al sistema de subsistencia (10 g – 6 kg) pero que en conjunto acumulan el 43% de la biomasa de cacería que consumen las comunidades.

Estos datos se contraponen a las generalizaciones hechas para la Amazonia, de acuerdo a las cuales la cacería se concentra en especies de gran tamaño como los cajuches (*Pecari tajacu*), los cerrillos (*Tayassu pecari*), la danta (*Tapirus terrestris*), el mono aullador (*Alouatta seniculus*) o el churuco (*Lagothrix lagotricha*) (Robinson & Redford, 1991; Townsend, 1996; Politis *et al.*, 1997; Bedoya, 1999; De Souza-Mazurek *et al.*, 2000; Zapata Ríos, 2001); en tanto que el aprovechamiento de especies de tallas pequeñas suele ser resultado de un agotamiento de las poblaciones de especies de cacería de gran tamaño (Redford, 1992; Jerozolinski & Peres, 2003).

Tabla 2-8: Presión de caza en territorios indígenas de la Amazonia oriental (Vaupés): Tasa de cosecha (No. presas/consumidor*año) y Cosecha por unidad de área (kg/km²).

Nombre científico	Cosecha por unidad de área (kg/km ²)	Amazonia Oriental (Vaupés)		Redford & Robinson (1987)	
		No. presas	Tasa de cosecha (Presas/com*año)	Promedio tasas de cosecha	Intervalo
Anfibios	1,63	2539	14,676		
Hylidae (4 especies)	1,54	2509	14,503		
Leptodactylidae (4 especies)	0,08	30	0,173		
Aves	2,13	219	1,266		
Anatidae (1 especie)	0,03	1	0,006	0,039	0,038-0,040
Columbidae (1 especie)	0,01	1	0,006	0,717	0,008-2,14
Cuculidae (1 especie)	0,00	1	0,006		
Heliornithidae (1 especie)	0,04	20	0,116		
Psophiidae (1 especie)	0,04	3	0,017		
Icteridae (1 especie)		1	0,006		
Threskiornithidae (1 especie)	0,01	1	0,006		
Ramphastidae (1 especie)	0,19	19	0,110	1,138	0,041-3,676
Psittacidae (6 especies)	0,17	21	0,121	0,652	0,003 - 3,460
Tinamiformes	0,83	96	0,555		
Tinamidae (7 especies)	0,83	96	0,555	0,357	0,004 - 1,471
Galliformes	0,82	55	0,318		
Cracidae (4 especies)	0,80	53	0,306	1,883	0,044 - 4,270
Odontophoridae (1 especie)	0,01	2	0,012		
Mamíferos	27,26	304	1,757		
Carnívora	0,28	5	0,029	0,979	0,105-2,790
Mustelidae (1 especie)	0,05	1	0,006		
Procyonidae (1 especie)	0,23	4	0,023		
Edentata	0,39	7	0,040	1,04	0,020-4,131
Dasypodidae (1 especie)	0,21	4	0,023		
Megalonychidae (1 especie)	0,09	1	0,006		
Myrmecophagidae (1 sp)	0,09	2	0,012		
Primates	1,34	64	0,370	2,304	0,001-8,701
Aotidae (1 especie)	0,01	1	0,006		
Atelidae (2 especies)	0,48	7	0,040		
Callitrichidae (1 especie)	0,07	5	0,029		
Cebidae (2 especies)	0,36	19	0,110		
Pitheciidae (1 especie)	0,42	32	0,185		
Rodentia	10,66	204	1,179	1,953	0,009-9,290
Cuniculidae (1 especie)	7,62	108	0,624	0,906	0,009-4,392
Dasyproctidae (2 especies)	3,05	96	0,555	0,701	0,007-4,006
Ungulados	14,58	24	0,139	1,531	0,140-7,992
Cervidae (2 especies)	2,88	7	0,040	0,263	0,016-1,486
Tapiridae (1 especie)	8,64	7	0,040	0,055	0,009-0,122
Tayassuidae (2 especies)	3,07	10	0,058		
Reptiles	1,64	111	0,642		
Crocodylidae (2 especies)	1,03	37	0,214		
Teiidae (1 especie)	0,02	3	0,017		
Chelidae (4 especies)	0,59	71	0,410		

Total general	32,66	3174	18,35
----------------------	--------------	-------------	--------------

Sin embargo, en la zona del río Tiquié el uso de especies de tallas pequeñas parece ser producto más de factores culturales y de oferta de las poblaciones de fauna que de una sobre cosecha histórica que haya llevado al agotamiento de las poblaciones de mamíferos grandes. Esto se confirma con las evaluaciones de sostenibilidad, que no generan alarma sobre ninguna de las especies evaluadas y muestran un uso sostenible de presas importantes como la danta *Tapirus terrestris*, el cerrillo *Pecari tajacu*, el venado *Mazama sp.* y la guara *Dasyprocta fuliginosa* (Osorno *et al.*, 2014).

2.4.7 Generación de códigos de barra en la flora de la amazonia colombiana

(Autor: Lorena Quintero Sinchi)

Considerando las dificultades taxonómicas para realizar el inventario de la biodiversidad, desde hace más de 10 años investigaciones han puesto a prueba la idea que las especies pueden ser identificadas fácil y rápidamente utilizando únicamente una secuencia corta de ADN, la cual representa una posición estandarizada en el genoma y que es llamada código de barras de ADN (DNA barcode), aunque depende de una identificación realizada previamente un taxónomo. El código de barras de ADN es análogo a las barras negras del Código Universal de Productos, los cuales son empleados para distinguir los productos comerciales (Cräutlein *et al.* 2011).

Los códigos de barras de ADN, no buscan reemplazar el sistema linneano de clasificación taxonómica tradicional (Gregory 2005), tienen como objeto producir una herramienta diagnóstica simple basada en un fuerte conocimiento taxonómico recopilado en una biblioteca de referencia de ADN (Frézal & Leblois, 2008), es decir lograr la identificación de individuos o ejemplares de una especie descrita por los taxónomos. No obstante, en el contexto de delimitación de una especie, o en la descripción e identificación de nuevas especies, los códigos de barra de ADN no son un método taxonómico,

más bien pueden ser considerados como fuente de información complementaria a la taxonomía tradicional (Pires & Marinoni 2010). Los códigos de barra de ADN tienen varias aplicaciones potenciales, las cuales incluyen estimaciones de la biodiversidad (p.e Shapcott et al., 2015), el uso forense en la identificación de especies en peligro o sometidas a comercio ilegal (p.e. Nithaniyal et al., 2014) en la identificación de productos naturales adulterados (p.e. Little & Gulick, 2014), y en el análisis de interacciones tróficas (p.e. Jones et al., 2011) entre otras.

En este contexto, se ha reconocido la utilidad de esta herramienta para avanzar en conocimiento de la diversidad de la Flora de la región amazónica colombiana, y en este sentido se ha venido generando información de códigos de barra de ADN a partir de especies plenamente identificadas y cuyos ejemplares se encuentran depositados en el Herbario Amazónico Colombiano (COAH).

Para especies de la Amazonía colombiana se han generado secuencias de dos genes que incluye una porción de la región codificante de los genes *rbcl* y *matK*, que actualmente son los propuestos por el Consortium for the Barcode of Life (CBOL) Plant Working Group (Cräutlein et al., 2011). Se han trabajado especies de 14 familias: *Araceae*, *Burseraceae*, *Bromeliaceae*, *Caesalpinaceae*, *Combretaceae*, *Gesneriaceae*, *Humiriaceae*, *Melastomataceae*, *Mimosaceae*, *Ochnaceae*, *Rubiaceae*, *Sapotaceae*, *Eriocaulaceae* y *Myrtaceae*; cada una está representada hasta con 12 especies diferentes. Actualmente se encuentran en el proceso correspondiente para su publicación en bases de datos de acceso libre como el Genbank.

Como parte de la iniciativa International Barcode of Life – Nodo Colombia, se generaron códigos de barra de ADN de especies de la Serranía de La Lindosa, el cual es un enclave del Escudo Guayanés en la Amazonía que presenta una flora caracterizada por crecer en suelos muy pobres, adicionalmente esta área es Zona de Preservación, la cual es una figura de conservación única en el país (Cárdenas et al. 2008). Es de resaltar que se obtuvieron secuencias códigos de barra de ADN para *Aechmea stenosepala*, reportada en la categoría Vulnerable para Colombia según los criterios de la IUCN (Betancur & Garcia, 2006), y de *Paepalanthus formosus* especie que actualmente se encuentra en peligro. Adicionalmente para las especies *Acanthella sprucei*, *Aechmea stenosepala*,

Calea montana, *Calliandra vaupesiana*, *Chamaecrista viscosa*, *Heliconia episcopalis*, *Hevea nítida*, *Hyptis dilatata*, *Montrichardia linifera*, *Navia acaulis*, *Paepalanthus formosus*, *Senefelderopsis chiribiquetensis*, *Theobroma glaucum*, *Vellozia tubiflora* y *Xylopia aromatica*, son las primeras secuencias de códigos de barra de ADN reportadas para estas especies y además cuentan con reportes de más de un individuo por especie. Las secuencias obtenidas se registraron en BOLD Systems (Barcode of Life Data Systems: <http://www.boldsystems.org>), que es la plataforma web con ambiente integrado para el ensamblaje y el uso de datos de Códigos de barra de ADN, hoy es el banco de trabajo en línea y el eje central de informática de la comunidad que trabaja en códigos de barra de ADN.

Paralelamente, se han obtenido secuencias de código de barras de ADN en especies que presentan comercio ilegal en la Amazonía colombiana, con el propósito de comenzar a generar secuencias de referencia que posteriormente puedan ser de utilidad en el desarrollo de herramientas para la identificación de especies por medio de técnicas de ADN. Las especies en esta categoría y para las cuales se han obtenido secuencias de tipo códigos de barras de ADN son *Cedrela odorata* (Cedro), *Aniba rosaeodora* (Palo de rosa), *Swietenia macrophylla* (Caoba), *Tabebuia chrysantha*, *T. insignis* var. *Insignis*, *T. obscura*, *T. pilosa* (Guayacan) y *Ocotea quixos* (Canelo de los Andaquies)(Cárdenas et al. 2015). Igualmente estas especies cuentan con varios individuos por especie y con ejemplar botánico registrado en el Herbario Amazónico Colombiano.

2.4.8 Microorganismos en suelos de la amazonia colombiana – departamento de vaupés. Estado del inventario.

(Autores: Carolina Díaz Cárdenas, Gladys Inés Cardona Vanegas, Ana Carolina Meza y Dairon Cárdenas. Sinchi)

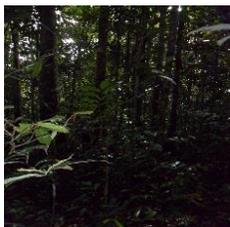
Como parte del programa de Ecosistemas y Recursos Naturales, se ha venido realizado inventarios de la biodiversidad a nivel de vegetación nativa de bosques de la Amazonia colombiana y su asociación con los microorganismos del suelo, específicamente con comunidades bacterianas. Los

bosques amazónicos mantienen una alta diversidad y biomasa de especies vegetales eficientemente adaptadas a suelos extremadamente ácidos y pobres en nutrientes; entre los mecanismos de adaptación se incluyen el dimorfismo de la raíz, la reabsorción de nutrientes antes de la senescencia de las hojas, así como asociaciones micorrizicas y con microorganismos de la rizósfera que participan en el continuo ciclaje de nutrientes (Haridasan, 2008).

La biomasa microbiana (nematodos, protozoarios, hongos y bacterias) es responsable de la descomposición de la materia orgánica, liberando nutrientes en forma inorgánica que posteriormente son absorbidos por las raíces de los árboles del bosque (Bijayalaxmi & Yadava, 2006). Además, los microorganismos participan en procesos tales como meteorización de minerales, fijación de nitrógeno atmosférico y captura de CO₂, lo cual también influye en el mantenimiento de los ecosistemas.

La diversidad microbiana en suelos de bosque es enorme, y se ha estimado que más del 99% de las especies aún no han sido identificadas. Particularmente, los organismos del dominio Bacteria, de los Fila *Acidobacteria* y *Proteobacteria* se han reportado como los grupos más abundantes en suelos Amazónicos (Janssen, 2006), siendo el Fila *Acidobacteria* el más susceptible a variaciones en las propiedades del suelo y a los factores de disturbio (Youssef & Elshahed, 2009). Conocer la composición de las comunidades microbianas de suelos de bosques que mantienen una vegetación nativa y de aquellos que presentan cierto grado de intervención podría a futuro servir como información base en programas de restauración para restablecer también la diversidad taxonómica y funcional de los microorganismos (Rodríguez *et al.*, 2013).

A continuación se presenta una descripción general del inventario de microorganismos realizado en suelos bajo cobertura de bosque en el municipio de Mitú (Vaupés). Los suelos se colectaron en julio de 2012, siguiendo la metodología descrita por Corredor (2000). En cada punto de muestreo se colectó 100 g de suelo a una profundidad de 0 a 20 cm, las muestras se tomaron después de remover la capa de hojarasca. Se tomaron muestras para análisis cultivo independiente y fisicoquímicos. En la Figura 2-25 y Tabla 2-9 se describen los puntos de muestreo seleccionados.



P1. Parcela Permanente

P2. Parcela Cerro Guacamaya

P3. Parcela Puerto Palomo

Figura 2-25:: Figura 1. Sitios muestreados para el análisis de comunidades bacterianas

Sitio de muestreo	Coordenadas	Características del bosque	Información adicional
P1. Parcela permanente de una (1) hectárea establecida en el resguardo Mitú – Cachivera.	Altura: 192 m.s.n.m. N: 01° 12' 49.1" W: 70° 14' 56.3"	Bosque alto 30 denso moderadamente intervenido. Alto epifitismo y alto presencia de lianas. Sotobosque abierto y diverso. Se observa una capa de hojarasca de 25 cm aprox. y una red de raicillas en el capote.	Rodeada por un caño al oriente y por una sabana de arenas blancas 30 m sur oriente de la parcela. Zona plana a levemente ondulada.
P2. Parcela transitoria de 1000 m2 establecida en cercanías del camino al Cerro Guacamaya	Altura: 261 m.s.n.m. N: 01° 11' 48.1" W: 070° 14' 36"	Bosque alto con emergentes de 35 m en buen estado de conservación, sotobosque denso y diverso. Capa de hojarasca de 3 – 5 cm aprox.	Paisaje de lomerío con pendiente de 30%. Camino al sitio de muestreo se observaron tres chagras de cultivos de yuca principalmente.
P3. Parcela transitoria ubicada en el cruce a Puerto Palomo, Tukandira.	Altura: 300 m.s.n.m. N 01° 04' 39.4" W 70°05' 55.6"	Bosque alto y denso, en buen estado de conservación con emergentes de 40 m., bajo epifitismo, sotobosque denso y diverso. Capa de hojarasca de 5 cm aprox.	Ubicado en paisaje de tierra firme con lomerío. Se observan piedras gigantes y claros de luz en el sector.

Tabla 2-9: Descripción de los sitios muestreados en el municipio de Mitú-Departamento de Vaupés

Para conocer la composición de las comunidades bacterianas dominantes en los suelos de estos tres puntos muestreados, se utilizó una estrategia cultivo independiente por medio de la extracción del ADN metagenómico del suelo, la amplificación del gen marcador 16SARNr, clonación, secuenciación y análisis computacional de las secuencias de la subunidad ribosomal16S. En total se realizaron tres bibliotecas de clones por muestra de bosque y de cada reacción de clonación se seleccionaron aleatoriamente hasta 130 clones para su posterior secuenciación empleando el método de Sanger.

Todos los datos obtenidos a partir de los archivos de secuenciación automática del ADN fueron editados manualmente, usando el programa Geneious (Biomatters Ltda), con este mismo programa se generaron las secuencias consenso al concatenar las secuencias obtenidas con diferentes iniciadores originadas a partir del mismo molde de ADN, usando la aplicación *De Novo Assemble*. La presencia del vector se determinó usando el programa Vecscreen (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/VecScreen/VecScreen.html>) (Altschul *et al.*, 1997) y las secuencias quiméricas usando el servidor <http://decipher.cee.wisc.edu/FindChimerasOutputs.html> (Wright *et al.*, 2012).

Todas las secuencias de 16S ARNr obtenidas en este estudio fueron contra la base de datos del RDP versión 10 (Cole *et al.*, 2003) usando la opción “*sequence match*” (http://redp.cme.msu.edu/seqmatch/seqmatch_intro.jsp). Las secuencias obtenidas y las más cercanamente relacionadas con la base de datos del RDP fueron alineadas usando el aplicativo para alineamiento de secuencias del RDP (<http://rdp.cme.msu.edu/myrdp/upload> Seq group.spr) (Maidaket *al*,2001). Las secuencias alineadas fueron ajustadas manualmente usando el programa Bioedit *Sequence Alignment Editor* versión 7.0 (Hall, 1999) removiendo los nucleótidos ambiguos.

Las características fisicoquímicas de las muestras de suelo fueron analizadas mediante el servicio externo de IGAC- análisis Q-01.

Resultados Análisis Físicoquímicos de los suelos:

La textura del suelo en P1 es de tipo franco arenoso, en P2 es de tipo arcilloso a arenoso y en P3 es de tipo franco arenoso a arcilloso. Respecto al pH, los suelos de P1 y P2 tienen un pH de 3.9, mientras P3 tiene un pH de 4.8, el porcentaje de saturación de bases es baja al igual que la capacidad de intercambio catiónica lo cual indica una baja capacidad para retener nutrientes. Tienen bajo contenido de carbón, potasio y magnesio. No se detectó fósforo disponible (Tabla 2-10). Los análisis coinciden con las descripciones hechas previamente para los suelos amazónicos (Venegas & Cardona, 2010).

Muestra	Clase textura	pH	A.I cmol (+)/kg	S.A.I (%)	Materia orgánica C.O (%)	CIC	Ca	Mg	K	Na	BT	SB %	Fósforo mg/Kg
P1	AF	3,9	1,6	93,6	0,69	0,03	0.14	0.02	0.01	0,05	0,11	3,2	N.D
P2	ArA	3,9	2,3	95	1,0	0.01	0.11	0.03	0.07	0,01	0,12	2,3	N.D
P3	FArA	4,8	1,5	87,2	1,3	0,06	0.08	0.05	0,1	0,01	0,22	3,9	N.D

Tabla 2-10: Características fisicoquímicas de los suelos muestreados. A: Arenoso, F: Franco; Ar: Arcilloso; S.B.%= Porcentaje de saturación de bases; S.A.I.% = Porcentaje de saturación de acidez intercambiable; A.I: Acidez intercambiable; B.T: Bases totales; C.O Carbono orgánico; N.D: No detectado.

Aunque las parcelas de estudio presentan semejanzas entre la mayoría de los parámetros químicos, los análisis estadísticos permiten visualizar diferencias que inciden en la distinción de los mismos. El análisis de componentes principales (PCA) (Figura 2-26), desarrollado en el programa Past 2.0 (Øyvind Hammer & D. A. T. Harper) presenta que aproximadamente el 99% de la variación total de los datos es explicada por los componentes 1 y 2 (70.6% y 29,3 de varianza, respectivamente). La figura 2, presenta el aporte de cada variable a la variación total por componente, indicando que para el componente 1, la CIC es la variable que aporta mayor varianza al conjunto de datos, mientras que para componente 2, el porcentaje de SB representa a su vez el factor que aporta mayor carga en la varianza total del mismo. La alta CIC de P2 en comparación con los suelos de P1 y P3; podría conferirle a esta parcela mayor capacidad de retener nutrientes provenientes de procesos de meteorización.

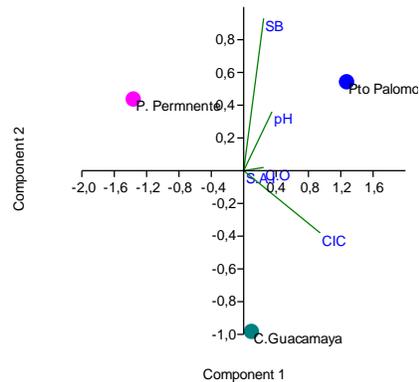


Figura 2-26: Análisis de componentes principales (PCA) de las características químicas de los suelos. (SB, Porcentaje de Saturación de Bases; CO, Porcentaje Carbono Orgánico; CIC, Capacidad de Intercambio Catiónico; SAI, Porcentaje de Acidez Intercambiable).

Resultados Composición de las comunidades bacterianas dominantes:

Parcela 1. Se analizaron 81 secuencias que fueron agrupadas en 53 Unidades Taxonómicas Operacionales (OTUs- basada en un porcentaje de similitud del 95%), de las cuales 31 son "singletons" ya que presentan un solo clon asociado. Las OTUs fueron clasificadas en cuatro Fila relacionados con *Acidobacteria* (54% de las secuencias), *Proteobacteria* (33%), *Planctomycetes* (2.4%) y *Actinobacteria*(1.2%). El 10% de las secuencias no fueron asignadas a grupos taxonómicos conocidos (Figura 2-27).

Con respecto a los grupos dominantes se encontró que en el Fila *Acidobacteria*, las OTUs estaban asociadas a las sub-divisiones Gp1 (3.6%), Gp2 (22%), Gp3 (3.6%), Gp6 (2.4%) y Gp15 (1.2%), siendo Gp2 el grupo predominante.

En el Fila *Proteobacteria* se observó predominio de OTUs asociadas a la clase *Alphaproteobacteria* de los órdenes *Rhizobiales*(11%) y *Rhodospirillales* (16%). En el orden *Rhizobiales* tres OTUs presentaron más del 95% de similitud con especies de los géneros *Rhodoplanes* sp y *Rhodomicrobium* sp, mientras que para el orden *Rhodospirillales* no se detectaron OTUs relacionadas con géneros conocidos. En la clase *Betaproteobacteria* se detectaron seis OTUs asociadas al orden *Burkholderiales* (16%) de los géneros *Burkholderia* y *Ralstonia*. En la clase *Gammaproteobacteria* (2.4%) se detectaron dos OTUs asociadas a la clase *Xanthomonadales* y con más del 94% de similitud con organismos del género *Dyella*. En la clase *Deltaproteobacteria* (1.2%) se detectó una OTU que no fue posible clasificar entre los grupos conocidos.

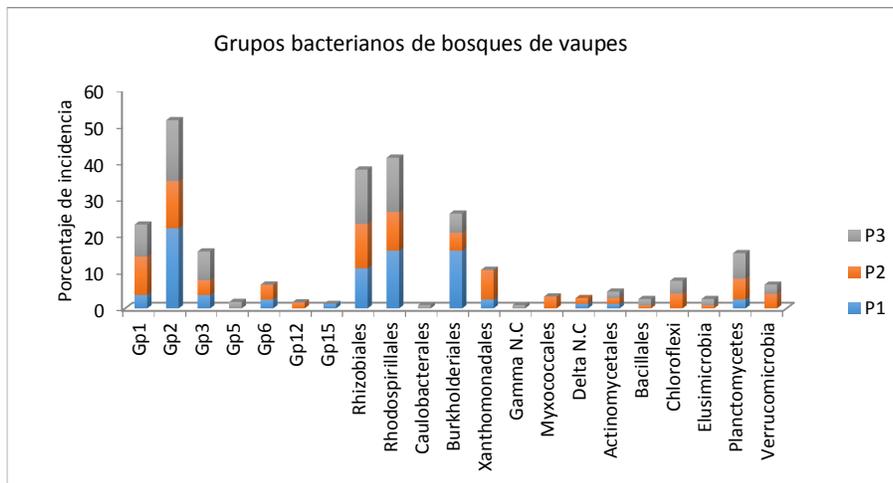


Figura 2-27: Porcentaje de incidencia de grupos microbianos en las muestras de suelo analizadas en los tres sitios muestreados en el Departamento de Vaupés.

Parcela 2. Se analizaron 123 secuencias que fueron agrupadas en 75 OTUs de las cuales 42 fueron *singletons*. Las OTUs fueron clasificadas en los Fila *Proteobacteria* (46.3% de las secuencias), *Acidobacteria* (34%), *Firmicutes* (0.8%), *Planctomycetes* (5.7%), *Chloroflexi* (4%), *Verrucomicrobia* (4%), *Actinobacteria* (1.6%) y *Elusimicrobia* (0.8%) (Figura 2-27).

En el Fila *Proteobacteria* se encontraron 17 OTUs asociadas a la clase *Alphaproteobacteria* (46.3%) de los ordenes *Rhizobiales* y *Rhodospirillales*. En el orden *Rhizobiales* una OTU presentó más del 95% de similitud con organismos del género *Rhodoplanes*. A la clase *Gammaproteobacteria* (12%) se asignaron seis OTUs del orden *Xanthomonadales* de las cuales dos presentaron más del 98% de similitud con organismos de los géneros *Dyella* y *Nevskia*. En la clase *Betaproteobacteria* (4.8%) se detectaron cuatro OTUs asociadas a las familias *Oxalobacteraceae* y *Burkholderiaceae*. En la clase *Deltaproteobacteria* (4.8%) se detectaron cuatro OTUs asociadas al orden *Myxococcales*.

En el Fila *Acidobacteria* se encontraron 24 OTUs asociadas a las sub-divisiones Gp1 (10.6%), Gp2 (13%), Gp3 (4%), Gp6 (4%) y Gp12 (1.6%).

Al Fila *Firmicutes* se asignó una OTU del orden *Bacillales*, en el Fila *Actinobacteria* se detectó una OTU que presentó 98% de similitud con *Streptacidiphilus* sp. En el Fila *Chloroflexi* se detectaron cuatro OTUs del orden *Ktedonobacteriales*. En el Fila *Verrucomicrobia* se detectaron tres OTUs de las cuales una presentó más del 95% de similitud con *Spartobacteria* y al Fila *Elusimicrobia* se asignó una OTU.

Parcela 3. Se analizaron 114 secuencias que se agruparon en 75 OTUs de las cuales 49 fueron *singletons*. Las OTUs fueron clasificadas en los Fila *Proteobacteria* (41%), *Acidobacteria* (35%), *Planctomycetes* (7%), *Verrucomicrobia* (2.6%), *Chloroflexi* (3.5%), *Firmicutes* (1.7%), *Actinobacteria* (1.7%), *Elusimicrobia* (1.7%), *Nitrospira* (2.6%) y no clasificadas (2.6%) (Figura 2-27).

En el Fila *Proteobacteria*, las OTUs se clasificaron en la clase *Alfaproteobacteria* (31.5%) en los órdenes *Rhizobiales* (15%), *Rhodospirillales* (15%) y *Caulobacteriales* (0.8%). En el orden *Rhizobiales* tres OTUs tienen más del 95% de similitud con organismos de los géneros *Rhizomicrobium*, *Rhodomicrobium* y *Rhodoplanes*. En la clase *Betaproteobacteria* (5.2%) se detectaron cuatro OTUs asociadas al orden *Burkholderiales* y a los géneros *Burkholderia* y *Undibacterium*. En la clase *Gammaproteobacteria* (4.3%) se detectaron tres OTUs que no fueron clasificadas en ningún grupo identificado a la fecha.

En el Fila *Acidobacteria* se detectaron OTUs asociadas a la sub-divisiones Gp1 (8.7%), Gp2 (17%), Gp3 (8%) y Gp5 (1.7%), siendo Gp2 el grupo predominantes.

Discusión de resultados:

En general en los suelos de los puntos muestreados (P1, P2 y P3) se encontró predominio de los Fila *Acidobacteria* y *Proteobacteria*, patrón observado frecuentemente en suelos de bosques y que se ha reflejado en los estudios de composición microbiana en suelos de bosque de la Amazonia colombiana (Díaz-Cárdenas *et al.*, 2012).

Con respecto a *Acidobacteria*, se ha reportado que constituye en promedio el 20% de la comunidad bacteriana en suelos (Janssen, 2006). En la actualidad se han reportado 26 sub-divisiones de las cuales hay pocos organismos cultivados y aun es poco lo que se conoce sobre su función en el ecosistema (Barns *et al.*, 2007), sin embargo, su diversidad filogenética, ubicuidad y abundancia en hábitats de suelo sugiere versatilidad metabólica y una importante función en los procesos biogeoquímicos de los ecosistemas.

La presencia de *Acidobacteria* ha sido constantemente relacionada con ambientes que presentan baja disponibilidad de carbono, lo cual a su vez se relaciona con una estrategia de crecimiento de

tipo K, por lo cual pueden ser dominantes en suelos con baja disponibilidad de fuentes de sustratos (Fierer *et al.*, 2007; Castro *et al.*, 2010).

Adicionalmente se ha reportado que la abundancia relativa de las subdivisiones del Fila cambia con respecto a condiciones como el pH, la relación C/N, las concentraciones de amonio y fósforo y la textura del suelo. Las subdivisiones Gp1, Gp2 y Gp3 disminuyen en abundancia relativa cuando el pH incrementa (Chu *et al.*, 2010), posiblemente por esta razón en los tres bosques de este trabajo, los cuales presentan pH que va de fuertemente ácido a extremadamente ácido, estos tres grupos siempre están presentes.

Se ha reportado que la distribución y abundancia de miembros de las subdivisiones de *Acidobacteria* difiere entre muestras de pastizales y de bosques. En pastizales, la sub-división Gp6 fue el grupo dominante seguido de Gp4, Gp5, Gp17 y Gp3. En suelos de bosques las subdivisiones Gp1 y Gp6 dominan las comunidades, pero los grupos Gp3, Gp4 y Gp5 fueron menos abundantes. Gp1 correlaciona negativamente con el contenido de fósforo, carbono y nitrógeno indicando un estilo de vida oligotrófico en suelos con bajos nutrientes, lo cual es coherente con la alta afinidad por sustrato reportada previamente para *Acidobacteria* (Fierer *et al.*, 2007), mientras que miembros de las subdivisiones Gp5, Gp6 y Gp17 mostraron mayores abundancias relativas en suelos con alto contenido de nutrientes por lo cual algunos grupos del Fila pueden ser más copiotróficos (Bonkowski, 2004)

También reportaron que subdivisión Gp5 presentó mayor abundancia en suelos con mayor diversidad de plantas vasculares, sugiriendo que los cambios en la biodiversidad de taxones superiores pueden afectar ciertas poblaciones de bacterias. Por otra parte, Naether *et al* (2012) reportaron que Gp16, Gp6, Gp4 y Gp3 fueron dominantes en pastizales, mientras que Gp3, Gp16, Gp6 y Gp1 dominan en bosques. Además, se ha reportado que las subdivisiones Gp6, Gp7, Gp15 y Gp16 han sido más abundantes en muestras minerales comparadas con orgánicas.

En cuanto a *Proteobacteria*, en los tres bosques se detectaron grupos relacionados a *Rhizobiales*, estos organismos podrían estar involucrados en el enriquecimiento de nutrientes a través de su capacidad para fijar nitrógeno atmosférico (Guerrero *et al.*, 2005; Zhang & Xu, 2008), teniendo en cuenta que estos bosques son limitados en nitrógeno, los procesos de fijación de este elemento son importantes en el contenido neto de nitrógeno en estos ecosistemas. En *Rhodospirillales* se detectaron géneros fototróficos facultativos como *Rhodoplanes*, un grupo que en condiciones anaerobias y en presencia de luz crece fototróficamente, mientras que en condiciones aerobias crece quimiotróficamente (Hiraishi & Ueda, 1994) y *Rhodomicrobium* un organismo fotoheterotrófico también llamado bacteria púrpura no del azufre. Los miembros no fotosintéticos de *Rhodospirillaceae* incluyen géneros fijadores de nitrógeno como *Azospirillum* (Garrity *et al.*, 2005). Solamente en P3 se detectó también *Acetobacteraceae* que produce acetato durante la degradación de materia orgánica.

En los tres bosques se detectó *Xanthomonadales* (Gammaproebacteria), sin embargo, hay diferencias en los géneros microbianos reportados ya que en P1 y P2 se encontraron OTUs asociadas al género *Dyella*, en P2 también se detectó una OTU asociada al género *Nevskia*, pero en P3 ninguna de las OTUs presentó similitud con familias previamente reportadas, lo cual es interesante ya que P3 es un bosque conservado y su comunidad bacteriana nativa puede ser bastante diferente de aquellos bosques menos conservados.

La familia *Burkholderiales* también fue detectada en los tres bosques, este grupo usualmente ha estado relacionado con procesos de control biológico, promoción de crecimiento vegetal y fijación de nitrógeno. Los géneros encontrados fueron *Burkholderia* y *Ralstonia* en P1, *Burkholderia* y *Duganella* en P2 y *Burkholderia* y *Undibacterium* en P3.

También se detectaron en los tres bosques *Actinobacteria*, Fila ampliamente distribuido en suelos y que incluye a grupos bacterianos descomponedores de material vegetal (Ventura *et al.*, 2007) y *Planctomycetes* que participa en la oxidación de amonio, así mismo organismos de este grupo como

Singulisphaera encontrado en P2 y P3 son capaces de crecer y degradar biopolímeros complejos (Kulichevskaya *et al.*, 2008)

Por otra parte, en los bosques P2 y P3 se detectaron OTUs asociadas con *Chloflexi* y *Firmicutes* los cuales incluyen bacterias con una importante función en la descomposición de materia orgánica (Yamada *et al.*, 2005) y en el caso de *Firmicutes* también en promoción del crecimiento vegetal.

Adicionalmente se encontraron OTUs asociadas a taxones endosimbiontes, es el caso de *Spartobacteria* del Fila *Verrucomicrobia* que contiene taxones de vida libre así como endosimbiontes con nematodos del género *Xiphinema* (Wagner & Horn, 2006) y el Fila *Elusimicrobia* cuyos organismos han sido reportados como simbiosis en el intestino de termitas (Herlemann *et al.*, 2007). Estos grupos sin duda reflejan las complejas redes sinérgicas que se pueden estar desarrollando en suelos que albergan bosques en condiciones tan particulares como los de la Amazonia Colombiana.

Los reportes muestran diferencias en la composición de las comunidades bacterianas de los tres bosques. Sin embargo, es claro que en los tres bosques procesos asociadas a la fijación de nitrógeno atmosférico y degradación de materia orgánica son indispensables para el mantenimiento de los ecosistemas.

2.4.9 Uso y conservación de hongos formadores de micorrizas arbusculares de la amazonia colombiana.

(C.P. Peña-Venegas . Investigadora Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi)

Los suelos dependiendo de su estado de conservación prestan diversos servicios ecosistémicos. Un suelo bien conservado provee adecuadamente de nutrientes y agua a las plantas, aporta a la fijación de carbono, a la retención de agua y a la estabilidad de los ciclos biogeoquímicos. Uno de los componentes bióticos directamente relacionado con estos servicios ecosistémicos que el suelo ofrece son los hongos formadores de micorrizas arbusculares. La micorriza arbuscular es la asociación planta-hongo más generalizada en el mundo. Se estima que aproximadamente el 90% de las plantas vasculares se asocian con hongos Glomeromycota para formar esta asociación (Helgason & Fitter 2009). La asociación micorriza arbuscular le permite a las plantas que micorriza acceder de forma eficiente al limitado fósforo que existe en los suelos amazónicos, además de otros nutrientes y agua; protege las raíces de las plantas de patógenos; y ayuda a las plantas a reducir el estrés por presiones bióticas y abióticas (Cardoso & Kuyper 2006). Adicionalmente, los hongos formadores de micorrizas arbusculares tienden una red de micelio extraradicular en el suelo rico en glomalina el cual ayuda a crear agregados que mejora la estructura del suelo, aumenta la porosidad del mismo y previene la erosión. Este micelio constituye a su vez un depósito de carbono en el suelo que es más estable que la biomasa aportada por otros microorganismos. Por ello se ha definido que esta asociación es importante en el mantenimiento del equilibrio de los bosques, la restauración y recuperación de zonas intervenidas o afectadas por procesos antrópicos, y en la mejor producción de cultivos en la región. De allí la importancia de conocer la diversidad de este grupo de microorganismos en los suelos, los factores que afectan el que puedan establecer asociaciones efectivas con las plantas o que prevengan la producción de micelio extracelular y formación de agregados.

La diversidad de las comunidades de hongos formadores de micorrizas arbusculares se ha abordado por técnicas espora-dependiente y técnicas moleculares. Los dos tipos de técnicas tienen limitaciones en la determinación de la diversidad de este grupo de organismos. Por una parte, las técnicas espora-dependiente solo evidencia los hongos que han producido esporas en el suelo, pero actualmente se sabe que muchos de los hongos que producen esporas no son los que colonizan efectivamente las raíces de las plantas (Sanders 2004). Las técnicas moleculares depende a su vez del tipo de muestra que se analiza. Se ha observado que en general se obtiene una mayor cantidad de especies de hongos formadores de micorrizas arbusculares cuando se procesan raíces de plantas que cuando se procesan muestras directas de suelo (Sacks et al. 2014). Sin embargo, no todas las especies presentes en el suelo colonizan las raíces de las plantas, por lo que existen algunas especies que solo se pueden recuperar a partir de muestras de suelo. Aún cuando el uso de técnicas moleculares permite una clara determinación de las especies, muchas de las secuencias reportadas no han sido asociadas a una especie o morfo-especie específica de estos hongos, por cuanto se ha adoptado una nueva clasificación de especies de hongos formadores de micorrizas arbusculares a partir de la descripción de taxones virtuales, asignándoles un número específico a cada secuencia reportada (Öpik et al. 2010). Adicionalmente y con base en los resultados obtenidos por técnicas moleculares, la taxonomía de estos hongos ha venido variando rápidamente en el tiempo, ampliando el número de géneros y definiendo en estos géneros especies antes incluidas en otros géneros (Redecker et al. 2013).

Con base en lo anterior el Instituto Sinchi viene haciendo el inventario de hongos formadores de micorrizas arbusculares de la Amazonia colombiana (Tabla 2-11) usando conjuntamente técnicas espora-dependiente y técnicas moleculares (Secuenciación de ADN de la subunidad ribosomal) a partir de muestras de suelo y raíces de plantas colectadas en diversos ambientes y suelos, para tener una aproximación precisa a la composición y diversidad de las comunidades de hongos formadores de micorrizas arbusculares en esta porción de la Amazonia. Actualmente el Instituto Sinchi viene renombrando especies previamente definidas en los nuevos géneros de acuerdo a las actualizaciones taxonómicas que este grupo de organismos. La Tabla 2-11 aquí presentada recoge el inventario actualizado de hongos formadores de micorrizas arbusculares para la Amazonia colombiana.

El actual inventario indica que la Amazonia colombiana posee 12 de los 18 géneros actualmente existentes, de los cuales *Glomus* y *Acaulospora* son los mas frecuentes y abundantes en todos los

suelos de la región, incluidos suelos naturales (con o sin periodos de inundación periodica) y antrópicos (específicamente asociados a *Terras Pretas*). La dominancia de estos dos géneros concuerda con reportes previamente hechos para otros puntos de la cuenca amazónica (Leal et al. 2009; Freitas et al., 2014).

Tabla 2-11: Géneros y especies de hongos formadores de micorrizas arbusculares reportados para la Amazonia colombiana por técnicas moleculares y técnicas espora-dependiente

Género	Especie	Morfoespecies	Por técnicas moleculares	Por técnicas espora-dependiente
<i>Acaulospora</i>	<i>colombiana</i>	1		1
<i>Acaulospora</i>	<i>foveata</i>	1		1
<i>Acaulospora</i>	<i>rehmii</i>	1		1
<i>Acaulospora</i>	<i>mellea</i>	1		1
<i>Acaulospora</i>	<i>morrowiae</i>	1		1
<i>Acaulospora</i>	<i>tuberculata</i>	1		1
<i>Acaulospora</i>	sp.	6	4	2
<i>Archaeospora</i>	sp.	3	3	
<i>Ambispora</i>	<i>leptoticha</i>	2	1	1
<i>Ambispora</i>	<i>fennica</i>	1	1	
<i>Claroideoglossum</i>	<i>clarum</i>	1	1	
<i>Claroideoglossum</i>	<i>lamellosum</i>	1	1	
<i>Claroideoglossum</i>	sp.	2	2	
<i>Gigaspora</i>	<i>decipiens</i>	1	1	
<i>Gigaspora</i>	<i>gigantea</i>	1		1
<i>Gigaspora</i>	<i>margarita</i>	1	1	
<i>Gigaspora</i>	sp.	2		2
<i>Glomus</i>	<i>aggregatum</i>	1		1
<i>Glomus</i>	<i>brohultii</i>	1		1
<i>Glomus</i>	<i>glomerulatum</i>	1		1
<i>Glomus</i>	<i>magnicaule</i>	1		1
<i>Glomus</i>	<i>microaggregatum</i>	1		1
<i>Glomus</i>	<i>pansihalos</i>	1		1
<i>Glomus</i>	<i>reticulatum</i>	1		1
<i>Glomus</i>	<i>sinuosum</i>	1		1
<i>Glomus</i>	<i>tortuosum</i>	1		1
<i>Glomus</i>	sp.	98	70	28
<i>Funneliformis</i>	<i>geosporum</i>	2		2
<i>Paraglomus</i>	<i>occultum</i>	1	1	
<i>Paraglomus</i>	sp.	1	1	
<i>Rhizophagus</i>	<i>manihotis</i>	2	1	1
<i>Rhizophagus</i>	<i>intraradices</i>	2	1	1
<i>Sclerocystis</i>	<i>rubiformis</i>	1		1
<i>Scutellospora</i>	<i>castanea</i>	1	1	
<i>Scutellospora</i>	<i>heterogama</i>	1	1	
<i>Scutellospora</i>	<i>pellucida</i>			1
<i>Scutellospora</i>	<i>spinosisima</i>			1
<i>Scutellospora</i>	sp.	2	1	1

Fuente: Peña-Venegas et al. 2015; Peña-Venegas et al. 2006, Velandia 2006.

Es importante mencionar que en estos estudios, hasta un 25% de las esporas o secuencias definidas como de hongos del phylum Glomeromycota no pueden ser identificadas ni siquiera hasta género, pudiendo corresponder a nuevos géneros o especies para la ciencia los cuales hasta la fecha no han sido descritos. En el caso de la Amazonia colombiana el género *Glomus* parece ser uno de los que presenta una mayor diversidad en la región pero poca asignación con una especie taxonómica definida. Estos resultados están acordes con previos trabajos en donde se indica que los Glomerales son el grupo de hongos formadores de micorrizas mas común en los suelos y a su vez mas desconocido (Ohsowski *et al.*, 2014).

Muchas de las especies de hongos formadores de micorrizas arbusculares reportadas para la Amazonia colombiana son de distribución mundial. Algunas han sido reportadas exclusivamente para ambientes con suelos ácidos y de baja fertilidad como *Acaulospora colombiana*, *Rhizophagus manihotis* o *Rhizophagus intraradices*. Otras han sido solo descritas en suelos colombianos como *Glomus brohultii*. La distribución mundial de especies y géneros de estos hongos no es aún clara y aún se requieren muchos mas estudios para tener una visión mas clara de los ambientes en que predominan algunas especies. Un ejemplo claro de ello es la especie *Ambispora fennica* la cual había sido reportada como especie endémica para Finlandia, pero que fue recuperada de suelos de la Amazonia colombiana recientemente (Peña-Venegas et al. 2015), por lo que su distribución es mucho mas amplia de los que se pensaba.

A la fecha, todas las especies naturales del bosque, de cultivos nativos o introducidos que han sido muestreados presentan micorrizas arbusculares en sus raíces (Peña-Venegas et al. 2006). Se ha determinado que las especies nativas del bosque pueden ser colonizadas en promedio por 18 especies de hongos formadores de micorrizas arbusculares diferentes, mientras que las especies domesticadas en promedio son colonizadas por 5 especies (Öpik et al. 2006). Una de las especies amazónicas con mayor afinidad por establecer asociaciones micorriza arbuscular con estos hongos es la yuca (*Manihot esculenta* Crantz), la cual puede ser colonizada hasta por 16 hongos formadores de micorrizas arbusculares a la vez (Peña-Venegas et al. 2015), teniendo un comportamiento más cercano a las especies del bosque que a las de cultivo. Dado que esta especie generalmente domina los sistemas de cultivo tradicional como son las chagras indígenas y los agroforestales, estos

sistemas promueven el mantenimiento de estos hongos en el suelo y sus servicios ecosistémicos asociados.

Se ha observado que en zonas en donde el bosque fue transformado en pasturas para ganadería, la diversidad de hongos formadores de micorrizas arbusculares es menor. A la fecha, se ha encontrado que en estos suelos las comunidades bacterianas son mas abundantes que las de hongos y que en estos suelos la capacidad de fijación de carbono se reduce (Peña-Venegas et al. 2013). Aún cuando no se tienen evaluaciones de la concentración del micelio y de glomalina en suelos bajo potero en la Amazonia colombiana, se deduce que estos deben ser menores que en suelos bajo bosque, cultivos o agroforestales.

El desconocimiento de los servicios ecosistémicos que prestan los hongos formadores de micorrizas arbusculares en términos de fijación de carbono como micelio en el suelo, y en la formación de agregados es generalizado para los suelos de Colombia, ya que no existen a la fecha reportes que hayan evaluado este componente. Dada la fragilidad de los suelos amazónicos a los procesos de degradación, se hace necesario entender cómo se ven afectados estos hongos, su producción de micelio extraradicular y su producción de glomalina en relación con los procesos de degradación y erosión. Las próximas investigaciones deben estar encaminadas en este sentido.

Bibliografía hongos y micorrizas:

I. M. Cardoso, T. W. Kuyper. 2006. Mycorrhizas and tropical soil fertility. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 116: 72-84.

R. O. Freitas, E. Buscardo, L. Nagy, A. B. S. Maciel, R. Carrenho, R. C. C. Luizão. 2014. Arbuscular mycorrhizal fungal communities along a pedo-hydrological gradient in a Central Amazonian terra firme forest. *Mycorrhiza* 24: 21-32.

T. Helgason, A. H. Fitter. 2009. Natural selection and the evolutionary ecology of the arbuscular mycorrhizal fungi (Phylum Glomeromycota). *Journal of Experimental Botany* 60 (9): 2465-2480.

P. L. Leal, S. L. Stürmer, J. O. Siqueira. 2009. Occurrence and diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in trap cultures from soils under different land use systems in the Amazon, Brazil. *Brazilian Journal of Microbiology* 40: 111-121.

B. M. Ohsowski, P. D. Zaitsoff, M. Öpik, M. M. Hart. 2014. Where the wild things are: looking for uncultured Glomeromycota. *New Phytologist* 204 (1): 171-179.

M. Öpik, M. Moora, J. Liira, M. Zobel. 2006. Composition of root-colonizing arbuscular mycorrhizal fungal communities in different ecosystems around the globe. *Journal of Ecology* 94: 778-790.

M. Öpik, A. Vanatoa, E. Vanatoa, M. Moora, J. Davison, J. M. Kalwij, Ü. Reier, M. Zobel. 2010. The online database MaarjAM reveals global and ecosystemic distribution patterns in arbuscular mycorrhizal fungi (Glomeromycota). *New Phytologist* 188 (1): 223-241.

C. P. Peña-Venegas, G. I. Cardona, A. Mazonra. 2006. *Micorrizas Arbusculares de la Amazonia colombiana. Catálogo Ilustrado.* Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI. 90pp.

C.P. Peña-Venegas, E. Mendoza, B. Betancourt, M.T. Garzón, C.H.Rodríguez, G. Cardona. 2013. C fixing capacity of Amazonian soils and its relationship with their state of degradation. XVII Conference of the International Soil Conservation ISCO 2013. 324-326 ISBN: 978-958-57973-0-7

C.P. Peña-Venegas, T. W. Kuyper, T. J. Stomph, P. C. Struik. 2015. Arbuscular mycorrhization of manioc in natural and anthropogenic soils of the Colombian Amazon region. En preparación.

D. Redecker, A. Schüßler, H. Stockinger, S. Stürmer, J. Morton, and C. Walker. 2013. An evidence-based consensus for the classification of arbuscular mycorrhizal fungi (*Glomeromycota*). *Mycorrhiza* 23 (7): 515-531.

Ü. Saks, J. Davison, M. Öpik, M. Vasar, M. Moora, M. Zobel. 2014. Root-colonizing and soil-borne communities of arbuscular mycorrhizal fungi in a temperate forest understorey. *Botany* 92: 277-285.

I. R. Sanders. 2004. Plant and arbuscular mycorrhizal fungal diversity: Are we looking at the relevant levels of diversity and are we using the right techniques? *New Phytologist* 164 (3): 415-418.

Velandia, D. 2006. Evaluación y caracterización de micorrizas arbusculares asociadas a yuca (*manihot esculenta* sp) en dos regiones de la Amazonía colombiana. Trabajo de grado microbiología agrícola y veterinaria. Facultad de Ciencias. Pontificia Universidad Javeriana. P 139.

2.4.10 Uso y conservación de la biodiversidad en la Amazonía[MATB5].

(Maria Soledad Hernández. Sostenibilidad e Intervención. Instituto Sinchi).

Las especies de la diversidad Amazónica poseen amplia aptitud para su aprovechamiento. Los nichos en los que encuentran sus principales aplicaciones se encuentran identificados en los sectores cosmético, nutraceutico y agroalimentario. Dentro de sus principales propiedades se distingue su carácter funcional y fitoterapeutico que se mantiene en la cadena de uso, desde las especies mismas, así como en sus derivados. La siguiente tabla indica los principales componentes bioactivos y funcionales que ha sido evaluados e identificados bajo las metodologías ajustadas en el laboratorio de uso de la biodiversidad del Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi.

La selección de las especies que son estudiadas y las formas de los compuestos que son de interés de acuerdo con las tendencias actuales y demanda del mercado se sistematizan en la tabla continuación:

PRODUCTO	COMPUESTOS ACTIVOS/COMPUESTOS DE INTERÉS
<i>Ingrediente natural</i>	
1 Aceite de canangucha o miriti (<i>Mauritia flexuosa</i>)	Carotenoides
2 Aceite de mil pesos o seje (<i>Oenocarpus batawa</i>)	Ácido oléico
3 Aceite de mil pesillos (<i>Oenocarpus mapora</i>)	Ácido oléico
4 Aceite de andiroba (<i>Carapa guianensis</i>)	Ácido oléico
5 Colorante líquido de achiote (<i>Bixa orellana</i>)	Carotenoides
6 Colorante en polvo de achiote (<i>Bixa orellana</i>)	Carotenoides

7	Colorante en polvo de ñame morado (<i>Dioscorea spp</i>)	Antocianinas
8	Grasa de copoazú (<i>Theobroma grandiflorum</i>)	Ácido oléico
9	Deshidratado microencapsulado de asaí (<i>Euterpe precatória</i>)	Antocianinas
10	Deshidratado para reconstituir de asaí (<i>Euterpe precatória</i>)	Antocianinas
11	Deshidratado microencapsulado de camu camu (<i>Miriciarya dubia</i>)	Vitamina C y antocianinas
12	Deshidratado para reconstituir camu camu (<i>Miriciarya dubia</i>)	Vitamina C y antocianinas
13	Mezclas de deshidratados para bebidas y otras aplicaciones	
14	de copoazú (<i>Theobroma grandiflorum</i>)	Epicatequina

Producto transformado

15	Ají molido (Capsicum frutescens, chinenses,	Capsaicina, vitamina C
16	Cobertura de chocolate (<i>Theobroma bicolor</i> H.B.K)	Ácidos grasos insaturados
17	Cobertura de chocolate (<i>Theobroma grandiflorum</i>)	Ácidos grasos insaturados
18	Yogur de asaí (<i>Euterpe precatória</i>)	Antocianinas
19	Salsa para uso final y salsa base para yogur de arazá (<i>Eugenia stipitata</i> Mc Vaugh)	Antioxidante
20	Laminados comestibles de arazá (<i>Eugenia stipitata</i> Mc Vaugh)	Antioxidante
21	Confites de arazá (<i>Eugenia stipitata</i> Mc Vaugh)	Antioxidante
22	Confites de Copoazú (<i>Theobroma grandiflorum</i>)	
23	Gomas de asaí (<i>Euterpe precatória</i>)	Antioxidantes
24	Gomas de camu camu (<i>Miriciarya dubia</i>)	Antioxidantes
25	Productos de panadería a partir de mil pesos o seje (<i>Oenocarpus batawa</i>)	Ácidos grasos insaturados
26	Productos de panadería a partir de asaí (<i>Euterpe precatória</i>)	Antocianinas
27	Pulpa de arazá (<i>Eugenia stipitata</i> Mc Vaugh)	Vitamina C
28	Pulpa de asaí (<i>Euterpe precatória</i>)	Antocianinas
29	Pulpa de camu camu (<i>Miriciarya dubia</i>)	Vitamina C y antocianinas

30	Pulpa de canangucha o miriti (<i>Mauritia flexuosa</i>)	Carotenoides
31	Pulpa de Copoazú (<i>Theobroma grandiflorum</i>)	Epicatequina, Vitamina C
32	Pulpa de Cocona (<i>Solanum sessiliflorum</i>)	Antioxidante
33	Pulpa de piña amazónica (<i>Ananas comosus</i> L. Merr)	Vitamina C, azúcares
34	Pulpa de carambolo (<i>Averrhoa carambola</i> L.)	Vitamina C
35	Pulpa de borojó (<i>Borojoa patinoi</i>)	Antioxidante

Fuente: Base de datos desarrollada por los investigadores del grupo de Sostenibilidad e Intervención, énfasis uso de la biodiversidad (Carrillo et al, 2014)

2.4.10.1 Bibliografía estado del conocimiento amazonia.

-Alvard, M.S, J.G. Robinson, K.H. Redford & H. Kaplan. 1997. The sustainability of subsistence hunting in the neotropics. *Conservation Biology*, 11 (4): 977-982.

Carrillo, M., Cardona, J.E.C. , Diaz, R.O., Mosquera, L.E. Garcia, A., Peña L.F. Guerrero, D. y

- Barns SM, Cain EC, Sommer ville L, Kuske CR. 2007. *Acidobactetia* phylum sequences in uranium-contaminated subsurface sediments greatly expand the known diversity within the phylum. *Appl. Environ. Microbiol.*73:3113-3116.

-Bedoya, M. 1997. Patrones de cacería en una comunidad indígena Ticuna en la Amazonia Colombiana. Trabajo de grado para optar al título de Biólogo. Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ciencias, Carrera Biología. Bogotá.

-Bedoya, M. 1999. Patrones de cacería en una comunidad indígena Ticuna en la Amazonía colombiana. En: Fang T., O. Montenegro & R. Bodmer (Eds.). Manejo y conservación de fauna silvestre en América Latina. Instituto de Ecología. La Paz. Pp. 71-75.

- Bennett, E. & J.G. Robinson. 2000. Hunting for the sustainability: the start of a synthesis. En: Robinson, J.G. & E.L. Bennett (Eds.). Hunting for sustainability in tropical forests. Columbia University Press. New York. Pp. 499-519.
- Betancur, J., & Garcia, N. 2006. Las bromelias. In N. Garcia & G. Galeano (Eds.), Libro de Rojo de Plantas de Colombia. Vol. 3: Las bromelias, Las labiadas, y Las pasifloras. Serie de Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Instituto Alexander von Humboldt - Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia - Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.
- Bijayalaxmi Devi, N. & Yadava, P.S. 2006. Seasonal dynamics in soil microbial biomass C, N and P in a mixed-oak forest ecosystem of Manipur, North-east India. *Appl. Soil Ecol.*, 31:220-227, 2006.
- Bodmer, R.E., P.E. Puertas, A. Escobedo, M. Inga & D. Gallardo. 2006. Manejo de fauna silvestre por las comunidades Kandozi del Chapuri. Informe técnico, WCS.
- Bonkowski M. 2004. Protozoa and plant growth: themicrobial loop in soil revisited. *New Phytol.*162:617-631.
- Burgos, D.E. 2010. Uso de la leña: normatividad, consumo y contaminación intramuros en Rincón Chamula, Chiapas, México. Tesis para optar a título de Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural. Colegio de la Frontera Sur. México.
- Caldeira Costa, H., M. Ribeiro Moura & R. Neves Feio. 2013. Taxonomic revision of *Drymoluber Amaral*, 1930 (Serpentes: Colubridae). *Zootaxa* 3716 (3): 349-394.
- Campos, C. 1987. Aspectos etnofisiológicos relacionados con la actividad de la caza de los indígenas Ticuna, San Martín de Amacayacu (Amazonas-Colombia). Trabajo de grado para optar al título de Biólogo, Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ciencias, Carrera de Biología. Bogotá.
- Cárdenas, D., Castaño, N., Zubieta, M., & Jaramillo, M. 2008. Flora de las formaciones rocosas de la serranía de La Lindosa. Bogotá, Colombia: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas - Sinchi.
- Cárdenas López, D., N.L. Marín & N. Castaño. 2012. Plantas Alimenticias No Convencionales en Amazonia colombiana y anotaciones sobre otras plantas alimenticias. *Revista Colombia Amazónica* 5: 59-81.

- Cárdenas López, D., N. Castaño, C.A. Gutiérrez, I. Jaramillo & L.F. Jaramillo. 2012a. La madera un Combustible Milenario de los pueblos Amazónicos. *Revista Colombia Amazónica* 5: 43-57.
- Castro HF, Classen AT, Austin EE, Norby RJ, Schadt CW. 2010. Soil microbial community responses to multiple experimental climate change drivers. *Appl. Environ. Microbiol.*76:999-1007.
- Chu H, Fierer N, Lauber CL, Caporaso JG, Knight R, Grogan P. 2010. Soil bacterial diversity in the Arctic is not fundamentally different from that found in other biomes. *Environ Microbiol* 12 (11):2998–3006.
- Collins, J. P. & A. Storfer. 2003. Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions* 9: 89–98.
- Condit, R., Hubbell, S. & R. Foster. 1996. Changes in tree species abundance in a Neotropical forest: impact of climate change. *Journal of Tropical Ecology* 12: 231-256
- Condit, R. 1998. *Tropical forest census plots*. Springer-Verlag Berlin.
- Corredor, P. 2000. Estructura de la comunidad edáfica del género *Streptomyces* en bosques relictuales y agroecosistemas del Quindío (Andes Colombianos). Tesis de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia.
- Costa-Neto, E.M. & J. Ramos-Elorduy. 2006. Los insectos comestibles de Brasil: etnicidad, diversidad e importancia en la alimentación. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*, 38: 423-442.
- Cruz, D. 2011. Cambio cultural, economía e instituciones: Análisis de la sostenibilidad de la actividad de cacería en la comunidad de La Ceiba, río Inírida (Guainía-Colombia). Trabajo de grado para optar al título de Ecólogo, Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Carrera de Ecología, Bogotá.
- Cräutlein, M., Korpelainen, H., Pietiläinen, M., & Rikkinen, J. 2011. DNA barcoding: a tool for improved taxon identification and detection of species diversity. *Biodiversity and Conservation*, 20(2), 373–389. <http://doi.org/10.1007/s10531-010-9964-0>.
- Crump, M. L. 1974. Reproductive strategies in a tropical anuran community. University of Kansas, Museum of Natural History. *Miscellaneous Publications*, 61, 1-68.

- De la Hoz, N. 1998. Caracterización de los patrones de cacería en la comunidad Aduche y el asentamiento de Puerto Santander-Araraucara, Medio Caquetá, Amazonía colombiana. Trabajo de grado para optar al título de Bióloga, Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ciencias, Carrera de Biología. Bogotá.
- De la Montaña, E. 2013. Cacería de subsistencia de distintos grupos indígenas de la Amazonía Ecuatoriana. *Ecosistemas*, 22 (2): 84-96.
- De Sá, R. O, Grant, T., Camargo, A., Heyer, W. R., Ponsa, M. L & E. Stanley. 2014. Systematics of the Neotropical Genus *Leptodactylus* Fitzinger, 1826 (Anura: Leptodactylidae): Phylogeny, the Relevance of Non-molecular Evidence, and Species Accounts. *South American Journal of Herpetology*, 9:51-100.
- De Souza-Mazurek, R., T. Pedrinho, X. Feliciano, W. Hilário, S. Gerônimo & E. Marcelo. 2000. Subsistence hunting among the Waimiri Atroari Indians in central Amazonia, Brazil. *Biodiversity & Conservation*, 9 (5): 579–596.
- Díaz-Cárdenas, C., Cardona, G., Cárdenas L., D & Peña-Venegas, C.P. 2012. Composición de las comunidades bacterianas de suelos de bosques húmedos tropicales con diferente composición florística del departamento de Caquetá – Amazonía Colombiana. *Revista Colombia Amazónica* 5. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI (3): 73-77.
- Duellman, W. E. 1978. The biology of an equatorial herpetofauna in Amazonian Ecuador. *Miscellaneous Publications, Museum of Natural History, University of Kansas*, 65, 1-352.
- Duellman, W. E. 1985. Reproductive modes in anuran amphibians: phylogenetic significance of adaptive strategies. *S Afr J Sci* 81:174–178.
- Duellman, W. E. & L. Trueb. 1986. Reproductive strategies. En W. E. Duellman, *Biology of Amphibians* (págs. 13-50). Baltimore-London: The John Hopkins University Press.
- Feyer, F., M. L. Nobriga & T. R. Sommer. 2007. Multidecadal trends for three declining fish species: habitat patterns and mechanisms in the San Francisco estuary, California, USA. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Science*. 64: 723–734 (doi:10.1139/F07-048).
- Fierer N., Bradford MA., Jackson RB. 2007. Toward and ecological classification of soil bacteria. *Ecol.* 88:1354-1364.

-Fierer N, Morse JL, Berthrong ST, Bernhardt ES, Jackson RB. 2007. Environmental controls on the landscape-scale biogeography of stream bacterial communities. *Ecol.* 88:2162-2173.

-Frézal, L., & Leblois, R. 2008. Four years of DNA barcoding: current advances and prospects. *Infection, Genetics and Evolution : Journal of Molecular Epidemiology and Evolutionary Genetics in Infectious Diseases*, 8(5), 727–36. <http://doi.org/10.1016/j.meegid.2008.05.005>.

-Garrity, G. M., D. J. Brenner, N. R. Krieg & J. T. Staley. 2005. *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*, 2nd ed., vol. 2. The Proteobacteria, part C. The Alpha-, Beta-, Delta-, and Epsilon proteobacteria. Springer. - See more at: <http://coo.fieldofscience.com/2012/08/the-rhodospirillales-its-photosynthesis.html#sthash.RATSI0hD.dpuf>.

-Gibbons, J. W., D. E. Scott, T. J. Ryan, K. A. Buhlmann, T. D. Tuberville, B. S. Metts, J. L. Greene, T. Mills, Y. Leiden, S. Poppy & C. T. Winne. 2000 The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. *Bioscience* 50: 653–666.

-González, J., T. Vanegas, F. Valencia, & I. Valencia. 2010. Investigación participativa sobre la actividad de cacería de subsistencia. En: Cabalzar. A. (Ed.). *Manejo do mundo: Conhecimentos e práticas dos povos indígenas do Rio negro, Noroeste Amazónico*. ISA - Instituto SocioAmbiental & FOIRN - Federação das Organizações Indígenas do Rio Negro. São Paulo. Pp.104-113.

-Gregory, T. R. 2005. DNA barcoding does not compete with taxonomy. *Nature*, 434, 1067.

-Guerrero G, Peralta H, Aguilar A, Diaz R, Villalobos M, Medrano-Soto A, Mora J. 2005. Evolutionary, structural and function all relationships revealed by comparative analysis of syntenic genes in Rhizobiales. *BMC Evol Biol* 5(1):55-59.

-Gutiérrez – Rey, F, L.E. Acosta – Muñoz & C.A Salazar - Cardona. 2004. *Perfiles urbanos en la Amazonia Colombiana: un enfoque para el desarrollo sostenible*. Bogotá, Colombia. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi, p. 260.

-Guzmán, J. 2005. *Actividad de cacería y percepciones de la fauna en la comunidad de Punta Pava, Reserva Nacional Natural Puinawai, Guainía, Colombia*. Trabajo de grado para optar al título de Ecólogo, Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Carrera de Ecología, Bogotá.

-Haddad, C. F. & C. P. A. Prado. 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. *BioScience*, 55, 207-217.

- Harshbarger, J. C., M. J. Coffey & M. Y. Young. 2000. Intersexes in Mississippi River shovelnose sturgeon sampled below Saint Louis, Missouri, USA. *Marine Environment Restoration* 50: 247–250 (doi:10.1016/S0141-1136(00)00055-6).

- Herlemann, D.P.R., Geissinger, O., Brune, A. 2007. "The Termite Group I phylum is highly diverse and widespread in the environment." *Appl. Environ. Microbiol.* 73 (20): 6682–6685. doi:10.1128/AEM.00712-07. PMC 2075069. PMID 17704269.

Hernandez, M.S.(XXXX). Estado del conocimiento, uso y conservación de la biodiversidad. Ficha Técnicas de Productos No Maderables. (En preparación). Instituto Amazonico de investigaciones Cientificas Sinchi.

-Hero, J. M. 1990. An illustrated key to tadpoles occurring in Central Amazon rainforest, Manaus, Amazonas, Brazil. *Amazoniana* 11(2):201–262

-Heyer W.R. 1998. The relationships of *Leptodactylus diedrus* (Anura, Leptodactylidae). *Alytes* 16:1–24.

-Hiraishi A & Ueda Y. 1994. *Rhodoplanes* gen. nov., a new genus of phototrophic bacteria including *Rhodopseudomonas rosea* as *Rhodoplanes roseus* comb. nov. and *Rhodoplanes elegans* sp. nov. *Int. J. Syst. Bacteriol.*, 1994, 44, 665-673.

-Hödl, W. 1990. Reproductive diversity in Amazonian lowland frogs. *Fortschritte der Zoologie*, 38, 41-60.

-IDEAM, IAvH, Invemar, SINCHI e IIAP. 2013. Estado de la Biodiversidad, de los ecosistemas continentales, marinos, costeros y avances en el conocimiento. Informe del Estado del Medio Ambiente y los Recursos Naturales Renovables 2011, Tomo 2. Bogota, D. C. 268 pag.

- Janssen PH. 2006. Identifying the dominant soil bacterial taxa in libraries of 16S575 rRNA and 16S rRNA genes. *Appl. Environ. Microbiol.* 72:1719-1728.

-Jerzolimski, A. & C.A. Peres. 2003. Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. *Biological Conservation*, 111: 415–425.

- Jones, F. A., Erickson, D. L., Bernal, M. A., Bermingham, E., Kress, W. J., Herre, E. A., ... Turner, B. L. 2011. The roots of diversity: Below ground species richness and rooting distributions in a tropical forest revealed by DNA barcodes and inverse modeling. *PLoS ONE*, 6(9). <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0024506>.
- Leeuwenberg, F. 1997. Manejo adaptado para fauna cinegética en reservas comunales indígenas: el ejemplo Xavante. En: Fang, T., R. Bodmer, R. Aquino & M. Valqui (Eds.). Manejo de fauna silvestre en la amazonia. Instituto de Ecología. La Paz. Pp. 119-128.
- Little, D. P., & Gulick, P. 2014. Authentication of Ginkgo biloba herbal dietary supplements using DNA barcoding. *Genome*, 57(9), 513–516. <http://doi.org/10.1139/gen-2014-0130>
- Kenny, J. S. 1969. The Amphibia of Trinidad, *Studies on the Fauna of Curacao*, 29, No. 108, 1-78.
- Kinupp, V. & I. Barros. 2008. “Teores de proteínas e minerais de espécies nativas, potenciais hortaliça e frutas”. *Ciênc. Tecnol. Aliment.*, Campinas 28(4): 846-857.
- Kulichevskaya IS., Ivanova AO., Baulina OI., Bodelier PL., Damsté JS., Dedysh SN. 2008. *Singulisphaera acidiphila* gen. nov., sp. nov., a non-filamentous, Isosphaera-like planctomycete from acidic norther wetlands *Int J Syst Evol Microbiol.* 2008 May 58 (Pt 5):1186-93. doi: 10.1099/ijs.0.65593-0.
- Lynch, J. D. 2006a. The tadpoles of frogs found in the lowlands of Northern Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*, 30(116), 1143-457.
- Lynch, J. D. 2009. Snakes of the genus *Oxyrhopus* (Colubridae: Squamata) in Colombia: taxonomy and geographic variation. *Papéis Avulsos de Zoologia* 49 (25): 319-337.
- Lynch, J. D. 2012. El contexto de las serpientes de Colombia con un análisis de las amenazas en contra de su conservación. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 36 (140): 435-449.
- Lynch, J. D. & Suárez-Mayorga. 2011. Clave ilustrada de los renacuajos en las tierras bajas al oriente de los Andes, con énfasis en Hylidae. *Caldasia*, 33(1), 235-270.
- Maldonado, A. 2010. The impact of subsistence hunting by Tikunas on game species in Amacayacu National Park, Colombian Amazon. Thesis submitted in partial fulfillment of the requirements of the

award of Doctor of Philosophy, Oxford Brookes University, Department of Anthropology and Geography.

- McDiarmid, R. W. & R. Altig. 1999. Tadpoles: The biology of anuran larvae. United States of America: The University of Chicago Press.

-Mena, P., J. Stallings, J. Regalado & R. Cueva. 2000. The sustainability of current hunting practices by the Huaorani. En: Robinson, J.G. & E.L. Bennett (Eds.). Hunting for sustainability in tropical forests. Columbia University Press. New York. Pp. 57-78.

-Mendoza, A. 2004. Seguimiento y monitoreo participativo de la actividad de cacería en la región de Puerto Nariño, Amazonas - Colombia. Trabajo de grado para optar al título de Biólogo. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología. Bogotá.

-Montenegro, O. L. 2007. Mamíferos terrestres del sur de la Amazonia. En: Ruiz, S.L., E. Sánchez, E. Tabares, A. Prieto, J.C. Arias, R. Gómez, D. Castellanos, P. García & L. Rodríguez (Eds.). Diversidad Biológica y cultural del Sur de la Amazonia Colombiana –Diagnóstico. Corpoamazonia, Instituto Humboldt, Instituto Sinchi & UAESPNN. Bogotá D.C. Pp. 136-141.

- Naether A., BU.Foesel., V. Naegele., P.K. Wust., J.Weinert., M.Bonkowski., F. Alt., Y. Oelmann., A. Polle., G. Lohaus., S. Gockel., A. Hemp., E.K.V. Kalko., K. E. Linsenmair., S. Pfeiffer., S. Renner., I. Schoning., W.W. Weisser., K.Wells., M.Fischer., J. Overmann and M.W. Friedrich. 2012. Environmental Factors Affect Acidobacterial Communities Below The Subgroup Level in Grassland and Forest Soils. Applied and Environmental Microbiology. 78 (20): 7398-7406

- Nithaniyal, S., Newmaster, S. G., Ragupathy, S., Krishnamoorthy, D., Vassou, S. L., & Parani, M. 2014. DNA Barcode Authentication of Wood Samples of Threatened and Commercial Timber Trees within the Tropical Dry Evergreen Forest of India. PLoS ONE, 9(9), e107669. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0107669>

-Odhav, B., S. Beekrum, U. Akula & H. Baijnath. 2007. Preliminary assessment of nutritional value of traditional leafy vegetables in KwaZulu-Natal, South Africa. Journal of Food Composition and Analysis 20(5): 430-435.

- Osorno-Muñoz, M., N. Atuesta-Dimian, L.F. Jaramillo, S. Sua-Tunjano, A. Barona & N. Roncancio Duque. 2014. La despensa del Tiquié: Diagnóstico y manejo comunitario de la fauna de consumo en

la Guayana colombiana. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas "SINCHI", Bogotá D.C. 140p.

-Palacios, M. 2007. Chorrobocón, el territorio indígena Puinave sobre paisajes del río Inírida, Guainía, Colombia. Cuadernos de Desarrollo Rural, 59: 179-200.

-Pires, A. C., & Marinoni, L. 2010. DNA barcoding and traditional taxonomy unified through Integrative Taxonomy: a view that challenges the debate questioning both methodologies. *Biota Neotropica*, 10(2), 339–346.

-Peña-Venegas, C. P & G. I. Cardona. 2010. Dinámica de los suelos amazónicos: procesos de degradación y alternativas para su recuperación. Editorial Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI. Primera edición. P: 94.

- Plata, A. 2012. Importancia de la fauna silvestre en la etnia Sikuani, comunidad de Cumariana, selva de Matavén, Vichada, Colombia. *Colombia Cátedra Ambiental Ciudadana, una multiconstrucción para la Universidad Colombiana*, 1 (1): 1-21.

-Politis, G. & J. Rodríguez. 1994. Algunos aspectos de la subsistencia de los Nukak de la Amazonía colombiana. *Colombia Amazónica*, 7(1-2): 169-207.

-Politis, G., G. Martinez & J. Rodríguez. 1997. Caza, recolección y pesca como estrategia de explotación de recursos en forestas tropicales lluviosas: los Nukak de la amazonia colombiana. *Revista Española de Antropología Americana*, 27: 167–197.

- Pombal, P. J. & Haddad, C. F. 2007. Estratégias y modos reproductivos em anuros. En L. B. Nascimento, *Herpetologia no Brasil II* (págs. 110-116). Soc. Bras. Herpetologia - SBH.

-Quiroz-Carranza, J. & R. Orellana. 2010. Uso y manejo de leña combustible en viviendas de seis localidades de Yucatán, México. *Medra y Bosques* 16 (2): 47-67.

- Reading, C. J. 2007. Linking global warming to amphibian declines through its effects on female body condition and survivorship. *Oecologia* 151: 125–131. (doi:10.1007/s00442-006-0558-1)

- Reading, C. J., L. M. Luiselli, G. C. Akani, X. Bonnet, G. Amori, J. M. Ballouard, E. Filippi, G. Naulleau, D. Pearson & L. Rugiero. 2010. Are snake populations in widespread decline?. *Biology Letters*. Publishing online 9 June 2010 (doi: 10.1098/rsbl.2010.0373).

- Redford, K.H. 1992. The empty forest. *BioScience*, 42 (6): 412-422.
- Robinson, J.G. & K.H. Redford (Eds.). 1991. Neotropical wildlife use and conservation. University of Chicago Press. Chicago.
- Rodríguez, C. & M. Van der Hammen. 2003. Manejo indígena de la fauna en el medio y bajo río Caquetá (Amazonia colombiana). Tradición, transformaciones y desafíos para su uso sostenible. En: Polanco-Ochoa, R. (Ed.). Manejo de fauna silvestre en Amazonía y Latinoamérica. Selección de trabajos V Congreso Internacional. Cites, Fundación Natura. Bogotá. Pp. 325-337.
- Rodríguez JLM., Pellizari VH., Mueller R. 2013. Conversion of the Amazon rainforest to agriculture results in biotichomogenization of soil bacterial communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 110, 988-993.
- Rodríguez, L. & W. E. Duellman. 1994. Guide to the frogs of the Iquitos Region, Amazonian Peru. Special Publication, Natural History Museum, University of Kansas, 22, 1-80.
- Saldaña, J. & V.L. Saldaña. 2011. La cacería de animales silvestres en la comunidad de Bretaña, río Puinahua, Loreto-Perú . *Revista Colombiana de Ciencias Animales*, 3 (2): 225-237.
- Salthe, S. N. & W. E. Duellman. 1973. Quantitative constrains associated with reproductive mode in anurans. En J. L. Vial, *Evolutionary biology of anurans. Contemporary research on major problems.* (págs. 22-249). Columbia: University of Missouri Press.
- Sánchez, D. A. 2013. Larval morphology of Dart-poison frogs (Anura: Dendrobatoidea: Aromobatidae and Dendrobatidae). *Zootaxa* 3637 (5):569-591.
- Sarmiento, A. 1998. Composición y distribución de fauna silvestre utilizada para cacería en la comunidad indígena Andoque y el asentamiento de Puerto Santander-Araracuara, medio Río Caquetá – Amazonía colombiana. Trabajo de grado para optar al título de Biólogo. Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ciencias, Carrera Biología. Bogotá.
- Schmeda-Hirschmann, G., G. Feresin, A. Tapia, N. Hilgert & C. Theoduloz. 2005. Proximate composition and free radical scavenging activity of edible fruits from the Argentina Yungas. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 85(8): 1357-1364.

- Shapcott, A., Forster, P. I., Guymer, G. P., McDonald, W. J. ., Faith, D. P., Erickson, D., & Kress, W. J. 2015. Mapping Biodiversity and Setting Conservation Priorities for SE Queensland's Rainforests Using DNA Barcoding. PLOS ONE, 10(3), e0122164. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0122164>.
- Sotomayor, H.A., D. Mahecha, C.E. Franky, G. Cabrera & M.L. Torres. 1998. La nutrición de los Nukak. Una sociedad amazónica en proceso de contacto. *Maguare*, 13: 117-142.
- Suárez Mayorga, A. & J. D. Lynch 2001a. Los renacuajos colombianos de *Sphaenorhynchus* (Hylidae). Descripciónes, anotaciones sistemáticas y ecológicas. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 25:411-418.
- Suárez Mayorga, A. & J. D. Lynch 2001b. Redescription of the tadpole of *Hyla vigilans* (Anura: Hylidae) and notes about possible taxonomic relationships. *Caribbean Journal of Science* 37(1-2): 116-119.
- Tabuti, J. R. S., S. S. Dhillion & K. A. Lye. 2003. Firewood use in Bulamogi County, Uganda: Species selection harvesting and consumption patterns. *Biomass and Bioenergy*, 25 pp 581-596.
- Tafur, M. P. 2010. Evaluación de la sostenibilidad de la cacería de mamíferos en la comunidad de Zancudo, Reserva Nacional Natural Puinawai, Guainía-Colombia. Tesis para optar al título de Magister en Ciencias-Biología, Universidad Nacional de Colombia, Facultad Ciencias, Departamento de Biología, Bogotá.
- Townsend, W.R. 1996. Nyao itõ: Caza y pesca de los Sirionó. Instituto de Ecología, Universidad Mayor de San Andrés, FUND-ECO. La Paz.
- Vanegas, M. 2006. Caracterización de la cacería y su importancia en la seguridad alimentaria familiar de una comunidad indígena Piaroa en el resguardo unificado selva de Matavén, Vichada, Colombia. Trabajo de grado para optar al título de Ecólogo, Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Carrera de Ecología, Bogotá.
- Ventura M, Canchaya C, Tauch A, Chandra G, Fitzgerald GF, Chater KF, Dv S. 2007. Genomics of actinobacteria: tracing the evolutionary history of an ancient phylum. *Microbiol Mol Biol Rev* 71(3):495-548.

- Vickers, W.T. 1991. Hunting yields and game composition over ten years in an Amazonian village. En: Robinson, J.G. & K.H. Redford (Eds.). Neotropical wildlife use and conservation. University of Chicago Press. Chicago. Pp. 53-81.
- Wagner, M., Horn, M., 2006. The Planctomycetes, Verrucomicrobia, Chlamydiae and Sisterphylacomprise a super phylum with biotechnological and medical relevance. Current Opinion in Biotechnology 17, 241-249.
- Wassersug, R. 1975. The adaptive significance of the tadpole stage with comments of the maintenance of complex life cycles in anurans. American Zool., 15, 405-417.
- Whitehead, H., J. Christal & S. Dufault. 1997. Past and distant whaling and the rapid decline of sperm whales off the Galapagos Islands. Conservation Biology 11: 1387–1396.
- Winne, C. T., J. D. Willson, B. D. Todd, K. M. Andrews & J. W. Gibbons. 2007. Enigmatic decline of a protected population of eastern kingsnakes, *Lampropeltis getula*, in South Carolina. Copeia 2007: 507–519.
- Yamada, A., T Inoue., D. Wiwatwitaya., M. Ohkuma., T. Kudo & A. Sugimoto. 2006. Nitrogen Fixation by Termites in Tropical Forest, Thailand. Ecosystems 9 (1):75-83
- Youssef, N. H., and M. S. Elshahed. 2009. Diversity rankings amongbacteriallineages in soil. ISME J. 3:305-313.
- Zapata-Ríos, G. 2001. Sustentabilidad de la cacería de subsistencia: el caso de cuatro comunidades quichuas en la Amazonía nororiental ecuatoriana. Mastozoología Neotropical, 8 (1): 59–66.
- Zhang L & Xu Z .2008. Assessing bacterial diversity in soil. J Soils Sediments 8 (6):379–388.

2.4.11 Dinámicas socio ambientales en los ecosistemas amazónicos

Porcentaje de superficie dentro del anillo de poblamiento amazónico:

(Elizabeth Riaño y Carlos Ariel Salazar C. Programa Dinámicas Socioambientales Instituto Sinchi)

El porcentaje de superficie dentro del anillo de poblamiento amazónico, es un indicador que representa la proporción de la superficie de un determinado municipio o corregimiento departamental que se encuentra dentro del área de poblamiento continuo y jerarquizado (anillo de poblamiento), con respecto a la superficie total del anillo en un momento de tiempo determinado. Los datos calculados a partir de los mapas de anillo de poblamiento para los años 2002, 2007 y 2012 se presentan en las Figura 2-28, Figura 2-29 y Figura 2-30

Los datos presentados están ponderados para generar cinco grupos en función del porcentaje de participación de cada entidad territorial con respecto a la superficie total del anillo de poblamiento amazónico para los años señalados. Las cifras no muestran grandes variaciones entre 2002, 2007 y 2012 una vez ponderados. Para el año 2012 las entidades territoriales que tuvieron la máxima participación en el anillo de poblamiento amazónico fueron San Vicente del Caguán, La Macarena y Cumaribo.

El proceso de poblamiento en el anillo presentaba una direccionalidad manifiestamente organizada en sentido occidente-oriente, hasta finales de la década del 90, de acuerdo con el curso de los ríos

y manteniendo una orientación concéntrica en relación con un eje epicentral formado por municipios como San José del Guaviare, Florencia y Mocoa. Sin embargo el análisis de los anillos de poblamiento de 2002, 2007 y 2012 evidencian que a pesar de mantenerse la tendencia y direccionalidad indicada, surgen nuevos vectores de ocupación desde la periferia hacia el centro, principalmente procedentes de los centros urbanos conocidos hace una década como enclaves geopolíticos y económico extractivos hacia el centro buscando conectarse con las también conocidas puntas de colonización.

La descentralización administrativa, los nuevos derechos legales a minorías y grupos étnicos, el auge de las actividades mineras, las políticas de integración transfronteriza, el auge de los cultivos ilícitos y sus múltiples consecuencias, entre otros, han logrado constituir verdaderas urbes presentes en varios corredores viales y fluviales de nuestra Amazonia.

Los centros urbanos más importantes pertenecientes al anillo de población de la Amazonia colombiana del Noroeste de la región hacia el Sureste son: San José del Guaviare (Guaviare), San Vicente del Caguán, Puerto Rico, Florencia, Morelia y Belén de los Andaquíes (Caquetá); Mocoa, Villagarzón, Puerto Asís y Puerto Leguízamo (Putumayo). Su importancia no siempre está determinada por el número de habitantes, sino porque son relativamente autónomos en cuanto a un tipo de economía urbana (sector financiero y de servicios –sociales, públicos y de producción-).

El resto de asentamientos que están en el anillo, son los "centros poblados de campesinos" o "pueblos rurales", su economía depende del campo y no se origina en el mismo centro. El comportamiento de este indicador permite concluir que en los diez años del análisis la tendencia de mayor crecimiento del anillo de poblamiento se concentra en los departamentos de Caquetá, Meta, Guaviare y Putumayo. Las superficies de Vaupés y Amazonas registraron menores valores en 2007 comparados con 2002 pero en 2012 vuelven crecer. Guainía aunque no crece en la misma proporción que los departamentos del Occidente de la región mantiene su participación en aumento constante. Los departamentos Vichada, Cauca y Nariño presentaron los valores más bajos de la escala departamental.

Además de los anteriores, se mantienen en la Amazonia colombiana "centros enclaves geopolíticos" donde la economía se mueve por efecto de traslados presupuestales, más que por su dinámica interna, como es el caso de los municipios de Leticia y Puerto Nariño (Amazonas), Mitú (Vaupés) e Inírida (Guainía). También se hallan los "centros enclaves económico-extractivos": municipio Taraira

(Vaupés) y los corregimientos departamentales de Tarapacá, La Pedrera, El Encanto y La Chorrera (Amazonas) y la inspección de policía de Aracua (Solano - Caquetá).

Esta red de asentamientos urbanos está creciendo sin la adecuada planeación y orientación en sus procesos de urbanización, de integración social, de equidad, de calidad de vida para su población y con pocos criterios para pensar en su desarrollo sostenible, existiendo un profundo desconocimiento de las condiciones de configuración urbana en que se desenvuelve esta inmensa porción del territorio fronterizo sur de Colombia.

Las dinámicas demográficas y urbanas de la denominada Colombia andina, se caracterizan por la crisis de las pequeñas localidades urbanas, la concentración urbana, la desaceleración de los procesos de urbanización, la concentración de la pobreza en las zonas urbanas. Por su parte, la Colombia amazónica construye e incrementa pequeñas y medianas localidades, aumenta la población tanto en las cabeceras municipales, centros poblados y áreas rurales, acelera los procesos de urbanización, y aunque manifiestan niveles preocupantes de pobreza, esta se relaciona con una pobreza por necesidades básicas insatisfechas y no por ingresos, puesto que la economía de la coca y la minería ilegal que se ha expandido, irriga grandes flujos de dinero al circuito económico.

Este proceso de ocupación de la Amazonia colombiana, muestra en las tres últimas décadas un persistente y sostenido crecimiento de población y de áreas construidas y adecuadas para el uso productivo, el dominio territorial político y administrativo como también, para la dotación de infraestructura de vivienda, vías, servicios comerciales y sociales.

En resumen, el comportamiento de este indicador permite concluir que en los diez años del análisis, la tendencia de mayor crecimiento del anillo de poblamiento se concentra en los departamentos de Caquetá, Meta, Guaviare y Putumayo. Las superficies de Vaupés y Amazonas registraron menores valores en 2007 comparados con 2002 pero en 2012 vuelven crecer. Guainía aunque no crece en la misma proporción que los departamentos del Occidente de la región mantiene su participación en aumento constante. Los departamentos Vichada, Cauca y Nariño presentaron los valores más bajos de la escala departamental.

Figura 2-28: Porcentaje de superficie dentro del anillo de poblamiento amazónico, 2002.

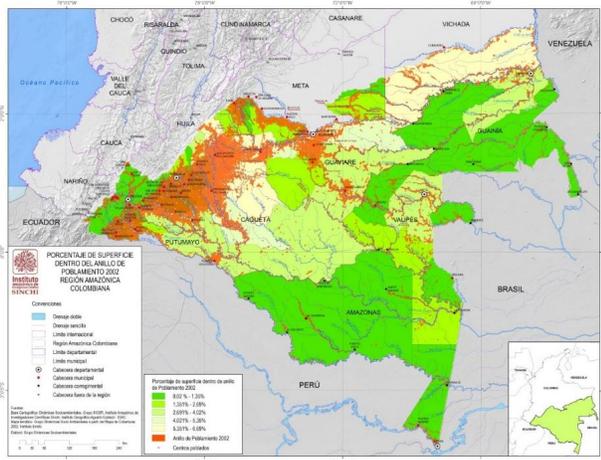


Figura 2-29: Porcentaje de superficie dentro del anillo de poblamiento amazónico, 2007.

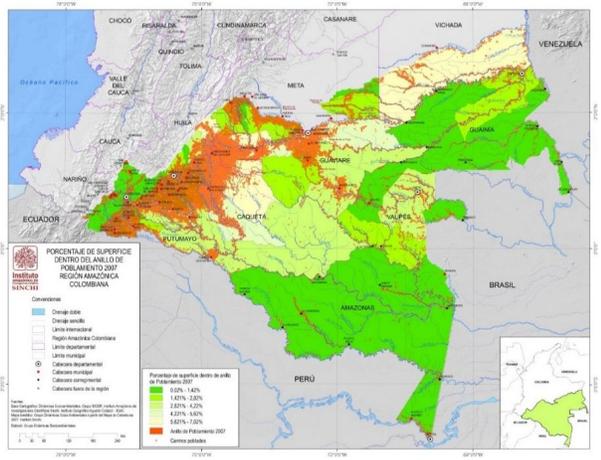
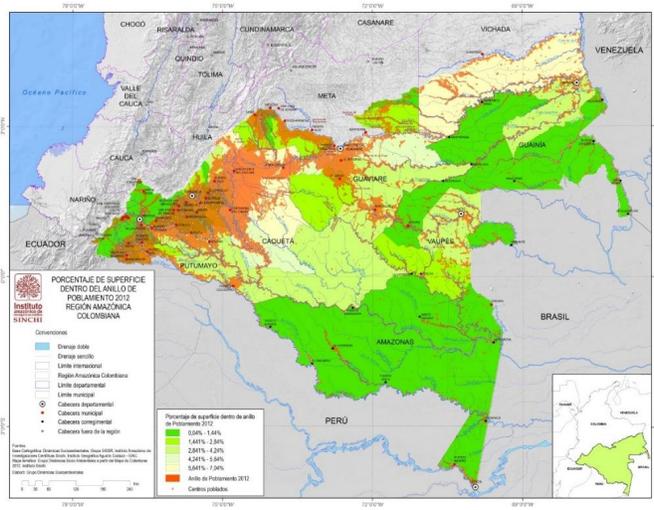


Figura 2-30: Porcentaje de superficie dentro del anillo de poblamiento amazónico, 2012.



2.4.12 Planes de Manejo para la Conservación de especies Amenazadas

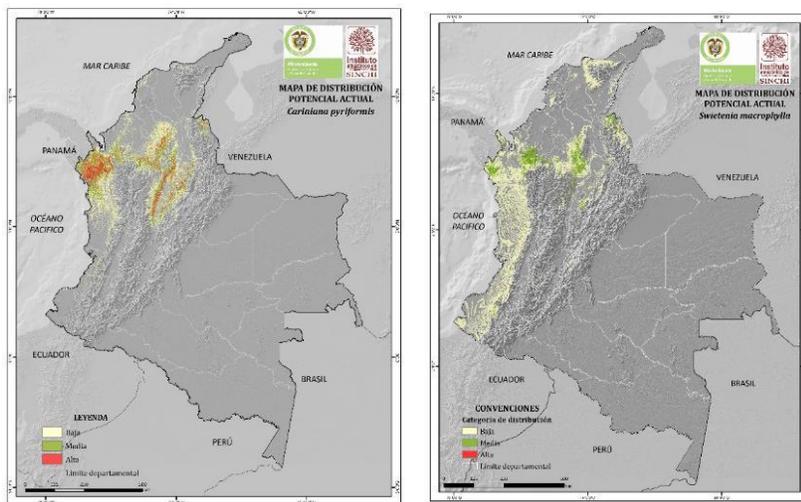
(Autores: Dairon Cárdenas, Nicolás Castaño, Sonia Sua & Lorena Quintero.)

Como un aporte a los compromisos frente al Convenio de Diversidad Biológica y de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres – CITES; así como un avance en las metas propuestas por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible para procurar la conservación de la biodiversidad del país se generaron los Planes de Manejo para la Conservación Abarco, Caoba, Cedro, Palorosa y Canelo de los Andaquíes (ver Cárdenas *et al.* 2015).

La sobre explotación y la reducción de su hábitat natural han llevado a estas cinco especies a diferentes grados de amenaza en el territorio nacional y por ende requerir de estrategias que aseguren la conservación de sus poblaciones naturales remanentes.

A partir de los registros históricos obtenidos, se realizó el mapa de distribución histórica y la caracterización biofísica (altura sobre el nivel del mar, clima, humedad, precipitación y temperatura) de las áreas de distribución natural de cada una de las especies. A su vez se hicieron entrevistas estructuradas en las Corporaciones Autónomas Regionales, Corporaciones de Desarrollo Sostenible y Secretarías de Ambiente, con jurisdicción en las áreas de distribución natural de éstas especies, con el fin de identificar poblaciones naturales remanentes que puedan estar sometidas actualmente a aprovechamiento y para conocer información de las especies evaluadas en los Planes de Ordenamiento Forestal (POF) existentes. Adicionalmente, se realizaron entrevistas en los depósitos y/o sitios de transformación de madera en las principales ciudades del país, para establecer cómo se encuentra en la actualidad el comercio de estas especies y contar con información sobre procedencias de las mismas. Finalmente se entrevistaron a 20 expertos botánicos con amplio conocimiento de los bosques naturales en diferentes regiones del país.

Se elaboró un modelo de distribución potencial actual para cada especie a partir de los registros de presencia y el uso de las capas ambientales que caracterizan las condiciones biofísicas del área de distribución natural de cada especie (altura sobre el nivel del mar, clima, humedad, precipitación y temperatura) (Figura PM1).



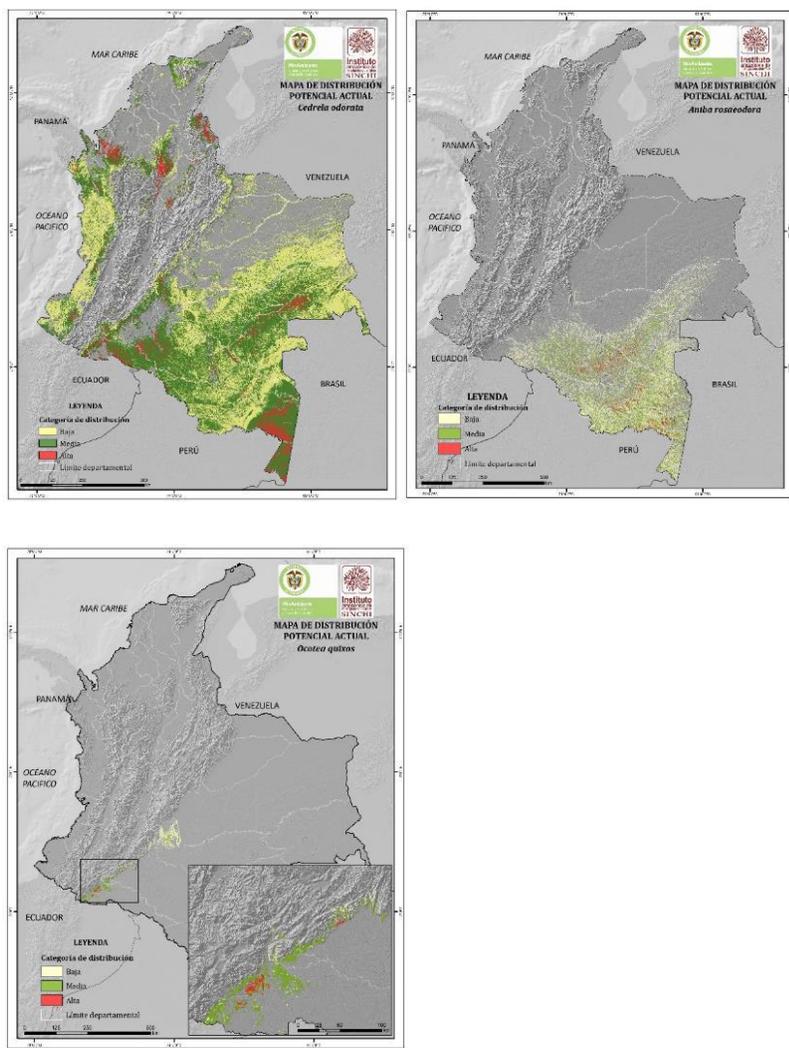


Figura PM1. Mapas de distribución potencial de Abarco, Caoba, Cedro, Palorosa y Canelo de los Andaquíes.

A su vez se realizaron evaluaciones de campo, que evidenciaron el mal estado de conservación de los remanentes de las poblaciones de las especies.

Se evaluó la estructura poblacional en su hábitat natural y el estado de conservación de las poblaciones de cada especie. Por otro lado, de cada individuo encontrado se tomó una muestra foliar con el fin de desarrollar códigos de barra de ADN y huellas genéticas (DNA fingerprinting) de las poblaciones, con el propósito de aportar elementos en el desarrollo de herramientas para la identificación de maderas, así como a la trazabilidad de especies sometidas a sobre explotación y tráfico ilegal. Para las cinco especies de estudio se obtuvieron los códigos de barra de ADN, siendo para Abarco, Palorosa y Canelo de los Andaquies los primeros reportes para estas especies. En cuanto las huellas genéticas se encontraron diferencias para poblaciones naturales de Cedro y Caoba.

Con base en los resultados de la evaluación del estado de conservación de cada especie se procedió a identificar acciones prioritarias de corto, mediano y largo plazo, con el fin conservar o restaurar las poblaciones amenazadas, siguiendo la propuesta metodológica de Kattan et al. (2005)

Para el Abarco, los resultados de campo evidencian que: i) la oferta de árboles aprovechables actualmente es muy limitada, por lo cual es urgente poner en marcha acciones rápidas de conservación y de buen manejo. ii) Las poblaciones naturales de Abarco con algún grado de intervención suelen tener buena presencia de individuos juveniles, lo que convierte estos escenarios como potenciales para proponer herramientas de manejo para la especie. iii) Este estudio permite justificar un Diámetro Mínimo de Corte para el Abarco de al menos 70 cm. iv) La especie tiene características óptimas de forma, resistencia y crecimiento y, es excelente candidata para ser una de las especies forestales más cultivadas en el país. En este sentido los lineamientos de manejo más representativos apuntan a: Establecer veda nacional al aprovechamiento de Abarco proveniente de poblaciones naturales; incluir al Abarco en el Certificado de Incentivo Forestal CIF, para estimular sus plantaciones.

Para la Caoba los resultados de campo evidencian que: i) Las poblaciones naturales de Caoba en Colombia han sido fuertemente diezmadas y que aún permanecen relictos poblacionales “muy reducidos” en condiciones de bosque natural. Las poblaciones más significativas se encontraron en las localidades de Juradó (Chocó), Colosó (Sucre) y Cuchilla del Minero (Santander), aunque con un número de individuos muy por debajo en relación con poblaciones naturales presentes en otros países. Sin embargo, dichas poblaciones naturales conforman los pocos bancos genéticos aún disponibles para nuestro país. ii) En las poblaciones naturales remanentes evaluadas en Colosó (Sucre) y Cuchilla del Minero (Santander), la escasa regeneración natural encontrada, sumada a la baja densidad de individuos adultos permite concluir que existen problemas estructurales que ponen en riesgo la supervivencia de la especie. iii) En Juradó (Chocó) el buen estado de conservación de la población indica que aparentemente nunca ha sido aprovechada, lo que se debe en gran medida a las restricciones de aprovechamiento que ejercen las autoridades del cabildo indígena de los resguardos de Juradó y Nussi Purru y a las dificultades de acceso al sitio. En este sentido los lineamientos de manejo más representativos apuntan a: Vedar a nivel nacional el aprovechamiento de Caoba proveniente de poblaciones naturales; establecer mecanismos para la comercialización sostenible de semillas de Caoba como incentivo económico para conservación de la especie. Identificar poblaciones naturales de Caoba en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas, entre otros.

Para el Cedro los resultados de campo evidencian que: i) Las poblaciones remanentes de Cedro en los bosques maduros de Colombia son muy escasas y es necesario resguardar los pocos relictos aún existentes. ii) Según las evaluaciones de densidad y estructura poblacional, se evidencia que las poblaciones naturales de cedro en Colombia se encuentran seriamente deterioradas debido al proceso extractivista histórico, lo que no permite disponibilidad de fuentes semilleras necesarias para los posteriores procesos de regeneración natural. iii) La oferta de árboles aprovechables de las poblaciones naturales remanentes de Cedro en Colombia es muy baja y no permite aprovechamientos comerciales sostenibles, ante lo cual se debe promover su conservación permanente y promover procesos de restauración de poblaciones. iv) En la actualidad los bosques secundarios son el hábitat más común del Cedro en Colombia, lo que potencializa su incorporación productiva mediante el desarrollo de investigación y transferencia tecnológica. v) Es importante que cualquier esfuerzo de repoblamiento o reforestación de Cedro, contemple los requerimientos silviculturales de la especie y las condiciones biofísicas particulares de cada sitio. Este procedimiento

redundará en mayores posibilidades de sobrevivencia, mayores tasas de crecimiento y una mayor calidad fenotípica y sanitaria, con miras a su aprovechamiento futuro. En este sentido los lineamientos de manejo más representativos apuntan a: Vedar a nivel nacional el aprovechamiento de Cedro proveniente de poblaciones naturales; Identificar poblaciones naturales de Cedro en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas.

Para el caso del Palorosa los resultados de campo evidencian que: i) En Colombia las poblaciones de Palorosa son extremadamente escasas, y las existentes, se encuentran en su mayoría agrupadas en pequeños relictos, los cuales a su vez suceden a muy baja frecuencia. ii) El aprovechamiento de Palorosa en el siglo pasado, generó una extinción local en la mayoría de áreas aprovechadas, lo que limitó la disponibilidad de fuentes semilleras viables que garantizaran al menos en parte, los posteriores procesos de regeneración natural. En este sentido los lineamientos de manejo más representativos apuntan a: Establecer una veda temporal al aprovechamiento de poblaciones naturales de Palorosa en la Amazonia colombiana, Identificar poblaciones naturales de Palorosa en el SINAP.

Por último para el caso del Canelo de los Andaquíes los resultados de campo evidencian que: i) Las poblaciones remanentes de Canelo de los Andaquíes del Caquetá se encuentran actualmente bajo mayores niveles de presión y transformación del hábitat natural que los remanentes presentes en el Putumayo. ii) La escasa regeneración natural de la especie genera una alta incertidumbre sobre la viabilidad de las poblaciones naturales remanentes evaluadas. iii) Los remanentes de las poblaciones naturales del Canelo de los Andaquíes en el país están gravemente reducidos y es una especie que exige poner en marcha inmediatamente un plan de acción. En este sentido los lineamientos de manejo más representativos apuntan a: Crear incentivos forestales para la conservación y propagación de Canelo de los Andaquíes en bosques naturales, Establecer un programa de enriquecimiento con Canelo de los Andaquíes en los bosques de su distribución natural.

Como aspectos generales de los lineamientos de manejo para la conservación de las especies se identificó la necesidad de Reestructurar el sistema de registro de las plantaciones y arreglos agroforestales para que sea responsabilidad de las CARs; Implementar sistemas de cadena de custodia para plantaciones de especies amenazadas; Establecimiento de parcelas permanentes para el monitoreo de poblaciones naturales de estas especies.

Bibliografía planes de manejo:

-Cárdenas López, D., N. Castaño, S. Sua, L. Quintero, M. Bernal, L. Maniguaje, S. Guerrero, M. Rodríguez, L.E. Rivera, H. Arango, Á.J. Vásquez, J.C. Cabrera, A. Giraldo, J.C. González, A. Mena, C.A. Gutierrez, L.L. Rivera, M. Morales, L.M. Pedraza & G.C. Martínez. 2015 Planes de Manejo para la Conservación de Abarco, Caoba, Cedro, Palorosa, y Canelo de los Andaquíes. Bogotá, Colombia: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible - Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas-Sinchi.

-Kattan G., P.A. Mejía y C. Valderrama. 2005. Protocolo para la Formulación de Planes de Conservación y Manejo de Especies Focales. CARDER, Fundación EcoAndina, WCS Programa Colombia. Cali. 81p.

2.5 Impactos de las actividades antrópicas sobre los ecosistemas y la biodiversidad en el chocó biogeográfico: minería en río quito.

El sistema socioeconómico y productivo de las comunidades negras de la cuenca hidrográfica del río Quito, está ligado a los bienes y servicios ambientales y ecosistémicos asociados alrededor de los cuales se desarrollan los sistemas tradicionales y las principales actividades productivas como la minería, agricultura, pesca y caza, las cuales son desarrolladas bajo la categoría de económica de subsistencia. Pese a esto, en los últimos tiempos se viene desarrollando sobre el cauce de esta cuenca, prácticas mineras mediante tecnologías introducidas a los territorios con maquinaria pesada que implican el establecimiento de entables con retroexcavadora, dragas y otros sistemas mecanizados de producción, los cuales vienen generando un deterioro y pérdida de ecosistemas, rompimiento del tejido sociocultural y económico, debido a las ocupaciones extractivas foráneas.

El Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico IIAP, en cumplimiento de su misión investigativa para el desarrollo progresivo de las comunidades y el sostenimiento del equilibrio ambiental ha desarrollado investigaciones con el fin de generar conocimiento cualitativo y cuantitativo acerca de los efectos que ha producido la actividad minera sobre los recursos naturales de la región, en este sentido se han realizado protocolos de caracterización de impactos causados por esta actividad, sobre los componentes bióticos y abióticos del ecosistema en el Chocó Biogeográfico como en los municipios de Condoto, Tadó, Istmina entre otros, en las cuales las fuentes hídricas estudiadas, han presentado condiciones como destrucción de la vegetación ribereña y alteraciones morfométricas de las orillas por la remoción del suelo, reducción del caudal por el represamiento y desviación de cauces, altos niveles de turbiedad por el transporte de sedimentos provenientes del lavado de las gravas en los frentes de producción, entre otros.

Por todo lo anterior, el IIAP fundamentado en la generación de conocimiento como herramienta básica para el emprendimiento de programas de restauración de áreas degradadas y planes de manejo regional, presenta los resultados de la investigación en relación al análisis del estado y calidad de las fuentes hídricas, y de los ecosistemas asociados representados en la flora, fauna y sistema social en el municipio de Río Quito, los cuales padecen diversos problemas ambientales y sociales originados principalmente por la explotación de recursos naturales. Contiene además, un análisis sobre los posibles efectos ocasionados por la minería a cielo abierto sobre estos recursos y se plantean estrategias de conservación y aprovechamiento sostenible del recurso hídrico del río Quito y sus ecosistemas asociados.

2.5.1 Área de estudio

La Cuenca Hidrográfica del Río Quito, espacialmente, se encuentra localizada en la parte central del Departamento de Chocó, con un área de drenaje de 166.889,04 hectáreas (1668,89Km²) y drena sus aguas al Río Atrato a la altura de la cabecera municipal del municipio de Quibdó. Esta Cuenca Hidrográfica empieza a llamarse Río Quito al momento de unirse las aguas de los Ríos Cértégui y San Pablo a unos 4,5 Kms Aguas Debajo de la Comunidad de Puerto Povel.

La red hidrográfica del Río Quito es amplia, al afluente de Cértégui drenan las quebradas de Paredes, Ibordó y Guandandó; al Afluente de San Pablo drenan las quebradas Suruco, Río Raspadura, Río Chigorodó, Rijoró, las quebradas Managrucito, Otó, Las Ánimas y Río Taridó, Luego de la unión de estos dos ríos (Cértégui y San Pablo) Aparecen las quebradas Chigorodó, Jeguedó, Río Paimadó, Pató y las quebradas Caripató, Curundó y Tumadandó.

La Cuenca en su morfometría presenta un perímetro de 273 Km, y una Longitud Axial aproximada de 60Km; presenta elevaciones entre los 400 a 45 msnm, siendo la parte más alta la zona Occidental en área del nacimiento del Río Pató, cerca de la serranía del Baudó.

Según la división político administrativa, en la Cuenca del Río Quito hacen presencia 6 municipios, siendo el Municipio de Río Quito en que presenta mayor área 68.098,56ha, correspondiente al 40,8

% seguido por los municipios de El Cantón de San Pablo y Cértegui con un 18,84 y 16,97 % Respectivamente (véase tabla 1).

Tabla 2-12. Relación superficial en hectáreas de los municipios presentes en la cuenca del Río Quito

Item	Municipio	Área (Ha)	Porcentaje (%)
1	Istmina	16.984,77	10,18
2	Cértegui	28.319,51	16,97
3	El Cantón de San Pablo	31.436,13	18,84
4	Río Quito	68.098,56	40,80
5	Atrato	7.320,87	4,39
6	Unión Panamericana	14.729,20	8,83
	Total	166.889,04	100,00

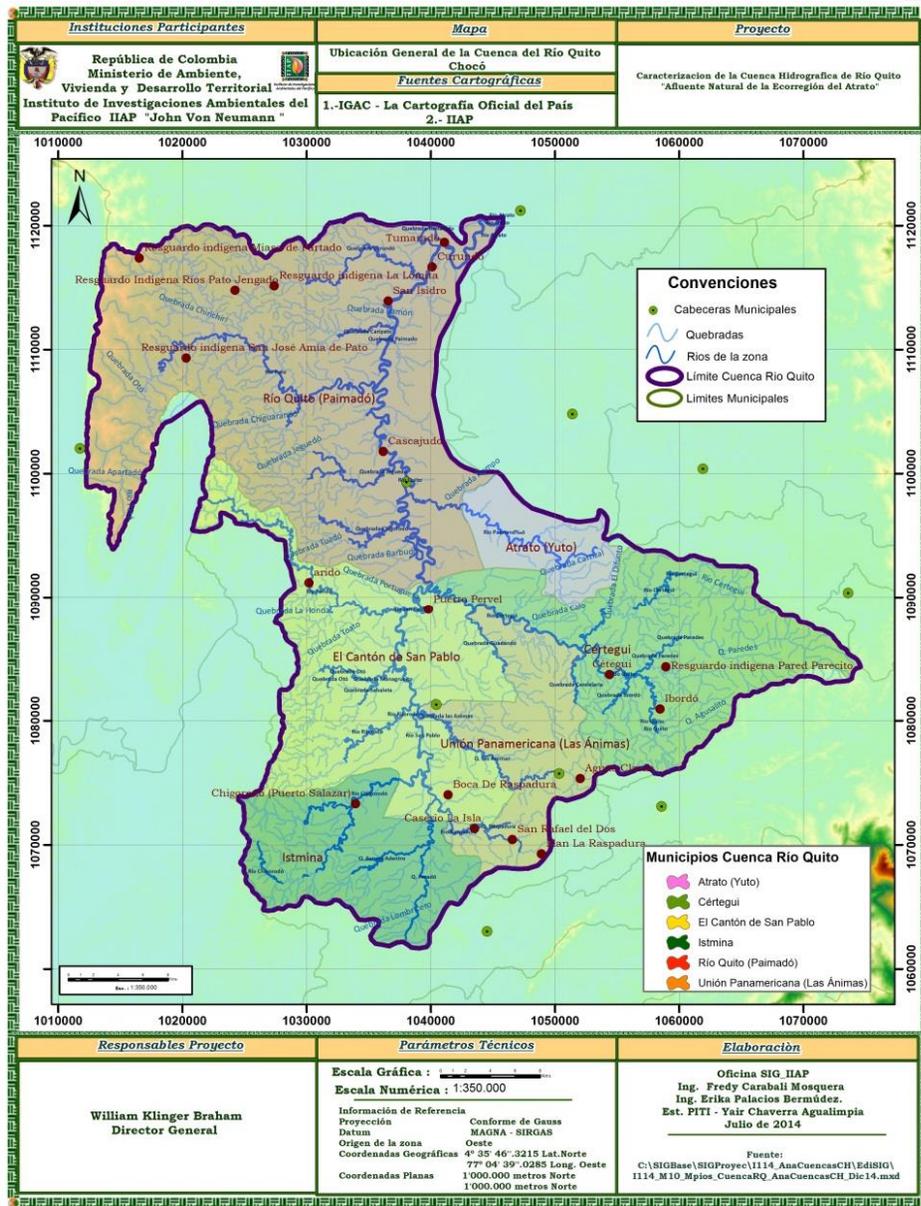


Figura 1. Contexto regional de la cuenca del río Quito

El municipio del Río Quito se encuentra en la cuenca del río Atrato, sobre la subcuenca del Río Quito, del cual toma su nombre, fue creado mediante ordenanza 004 del 25 de abril de 1999, segregado del municipio de Quibdó.

El municipio está compuesto por 8 corregimientos, 12 veredas y 4 resguardos indígenas, que se puede detallar a continuación.

Tabla 2-13. División política – administrativa del municipio de Río Quito

Cabecera municipal	Corregimientos	Veredas	Resguardos
Paimado	Corregimiento de Paimado	Vereda el Tigre Vereda boca de Jenguedo	Miasa de Partadó
	Corregimiento de Tuadó	Vereda Puerto Juan	Pato y Gengadó
	Corregimiento de San isidro	Vereda Calle larga Vereda Tumaradó Vereda La Lomita	San José Amia Pato
	Corregimiento La soledad	Vereda Guayabalito Vereda Baudatica	La lomita
	Corregimiento de Villaconto	Vereda Pueblo Nuevo Vereda Calle Caliente (Calle Juan B) Vereda Changarí Vereda Boca de Paimadó	
	Corregimiento Boca de Apartadó	Vereda Benedicta	
	Corregimiento Chiguarandó alto	Vereda Chiguarandó bajo Vereda Chiviguidó	
	Corregimiento La punta Antadó	Vereda Sal Vijo	

Aspectos climáticos: El municipio de Río Quito está situado en la región de las calmas ecuatoriales y según el sistema de Holdrige, corresponde a la zona de vida de bosque muy húmedo tropical (bmh-T). Caracterizándose por presentar una temperatura mayor de 24°C y precipitaciones desde 8.000 a 10.000 mm. El clima del municipio se encuentra determinado por: Vientos marítimos que circulan del océano hacia el continente. De igual forma, La humedad relativa se mantiene en general por encima del 88%, tanto en el período lluvioso como en el seco, sin embargo es importante destacar que hacia el oriente se eleva alcanzando valores que superan el 90%.

Hidrografía: El río Quito, se constituye en la corriente principal que surca el territorio del municipio del mismo nombre, el cual tiene un caudal en verano de 200 m³ /seg. lo que lo hace navegable todo el año.. Este río y la mayoría de sus afluentes nacen en el Cerro de Chachajo en las estribaciones de la Serranía del Baudó. Durante su recorrido recibe las aguas de numerosas fuentes hídricas en las que se destacan las quebradas Grande, Antadocito y Madre Vieja, Caripató, Queguedó, Chigorodó. Otras quebradas menores se presentan como afluentes del río Quito: Paimadocito, Mejardo, Paimadó, Guayacán, El Cano, entre otras. De igual manera recibe aguas de otras corrientes importantes sobre la margen derecha como lo es el caso del río Paimadó el cual confluye desde el municipio de Atrato y se une al éste al frente de la cabecera municipal.

Geomorfología: La unidad litológica del municipio de Río Quito contiene una secuencia sedimentaria de origen marino de más de 10 km de espesor, de edad Mioceno – Plioceno superior, en la cual se identifican distintas formaciones del como son la formación Sierra (Tms), con extensión considerable, se localiza al occidente del río Atrato, está conformada por una sucesión calcárea, con intercalaciones de limolitas duras, grises oscuras, que gradan localmente a lodolitas y areniscas

arcillosas, de grano fino en la base, y de lodolitas con niveles de areniscas de grano medio, grises azulosas, conglomeráticas y carbonáceas en el techo.

Aspectos socioculturales: El 60% de la población del municipio de Río Quito se encuentra localizada en los corregimientos de Paimadó, San Isidro y Villa Conto distribuidos de esta manera: Hombres 3009 y Mujeres 5588 sumando la totalidad del área urbana y rural. Donde las comunidades indígenas corresponden a un 9 % totalizando 850 habitantes repartidos en 320 hombres y 530 mujeres. Destacando que la distribución etarea de la población del municipio del Río Quito es relativamente joven, donde se destaca que más del 25 % de la población es menor de 10 años, y más del 54 % es menor de 24 años; Un 65 % corresponde a las mujeres.

Transporte y comunicaciones : El sistema vial está conformado básicamente por la red hídrica del municipio, especialmente los ríos Quito, y Pató que desembocan al río Atrato, los cuales constituyen la principal vía de comunicación y transporte de las poblaciones y de la producción, utilizando como medio el motor fuera de borda. La comunicación se establece desde el nacimiento del río Quito pasando por la cabecera municipal Paimadó, y pueblos intermedios hasta Quibdó y por el río Pató afluente del Quito hasta el municipio de Alto Baudó, atravesando las comunidades que están asentadas a lo largo de su cauce. La otra vía de comunicación es la terrestre a través del transepto de la carretera Panamericana que atraviesa las comunidades localizadas hacia el sector sur oriental del Municipio, sirve de comunicación de las poblaciones de, Puerto Juan, Tuadó, La Punta, hacia El Cantón de San Pablo (Managrú) que lo comunica con la red que Quibdó Pereira y el centro del país. El transporte en el municipio del río Quito no tiene regularidad, ya que no cuenta con flotas formalmente constituidas, la movilidad se presenta de acuerdo a la productividad y es básicamente fluvial a través de la amplia red hídrica, entre los corregimientos hacia Quibdó.

2.5.2 Línea base de información fisicoquímica, ambiental y sociocultural

La siguiente línea base está fundamentada en el conocimiento de la diversidad de las riquezas del Chocó y de manera general, de los esfuerzos encaminados a examinar los factores ambientales, socioeconómicos y culturales, además de la flora, fauna que integran las cuencas hidrográficas presentes en el Departamento. Sin duda alguna muchas referencias importantes sobre estos elementos existen y que hoy nos ponen en contexto sobre sus procesos evolutivos. Sin embargo, son pocas los textos que se refieren a las riquezas hidrográficas de estas tierras, además, son casi nulos los escritos que hacen una descripción holística de las diversas interacciones y perturbaciones que en estas se presentan.

En este capítulo, se trata entonces de satisfacer esa necesidad cognoscitiva sobre las características ambientales, biológicas, sociales, económicas, y culturales que se hacen presentes en la cuenca del río Quito, la cual obedece a la interacción y/o afectaciones sobre la calidad de la fuente hídrica entendida como un ecosistema que integra varios componentes.

Los objetivos de la presente sección se enmarcan en la elaboración de una línea base que describe el estado del conocimiento sobre los componentes ambientales que integran el ecosistema hídrico asociado al desarrollo de la actividad minera, en la cuenca hidrográfica del río Quito.

El método utilizado para el levantamiento y análisis de la línea base de información sobre el estado del conocimiento de los diferentes componentes que integran el ecosistema hídrico asociado con el desarrollo de la actividad minera en la cuenca del río Quito, partió de una revisión de la información disponible relacionada con el tema de estudio. Para ello se revisaron bases de datos, páginas web y centros de documentación de instituciones educativas y ambientales de la región. Además de la identificación de los principales aspectos biofísicos mediante el uso de la cartografía base del IGAC a escala 1:100000 el cual reposa en las bases de datos del Sistema de Información geográfica del IIAP. Posteriormente la información fue analizada y consolidada como base de la investigación.

Aspectos fisicoquímicos de las fuentes hídricas:

El análisis de la información encontrada, permitió determinar que existen pocos reportes, sobre estudios de calidad fisicoquímica del agua, y no se encontraron estudios reportados para el río Quito referente al uso de las comunidades biológicas (Macroinvertebrados Acuáticos) como indicadores de calidad del ecosistema, al ser este grupo ampliamente usados en la evaluación para predecir la calidad de las aguas ya que son capaces de integrar los cambios que ha sufrido el ecosistema a lo largo de la vida de los organismos, e informar las perturbaciones más allá de la propia contaminación del agua, puede ser la alteración física del cauce y de la ribera, debido a los impactos ocasionados por las actividades mineras que vienen azotando la región desde hace algún tiempo. Estos impactos ambientales se ven reflejados en los efectos sobre el ambiente y los recursos naturales, y de manera especial en alteraciones en sus relaciones y funciones ecosistémicas, alterando su calidad y disponibilidad principalmente para abastecimiento de las poblaciones ribereñas, suelo, flora, fauna, recursos hídricos y el desarrollo de otras actividades antropogénicas que a su vez se manifiestan en la oferta de bienes y servicios ecosistémicos indispensables para garantizar la vida humana, su desarrollo y bienestar.

En cuanto a estudios fisicoquímicos, se destaca el realizado por Palomeque 2005, quien realizó un monitoreo y caracterización fisicoquímica y microbiológica en el río Quito, con el fin de desarrollar acciones de monitoreo, seguimiento y control, para apoyar las actuaciones administrativas y de planificación regional en torno al manejo integral del recurso hídrico. Se establecieron diferentes puntos de muestreo y se analizaron parámetros como: Turbiedad, Salinidad, pH, Sólidos Suspendidos y Totales, DBO5, DQO, Fosfato, Nitritos Nitratos, Coliformes Totales y Fecales, pues, Los resultados de esta investigación muestra que estos parámetros presentaron valores por debajo del nivel establecido en el decreto 1594 de 1984, para cualquier uso que se le de al recurso, los Coliformes Fecales y Turbiedad, se encontraron por arriba del nivel admisible de acuerdo al decreto antes mencionado, los niveles de concentración de Nitritos y Nitratos, Temperatura, pH estuvieron

dentro de los límites permisibles establecido. A pesar de que no existe una norma colombiana con la cual comparar los parámetros de DBO5 y DQO. Cabe resaltar que la microcuenca Manuel María, tributaria del río Quito es la fuente de acueducto de Paimadó cabecera municipal del río Quito. En el marco de esta investigación se manifiesta, que dicha fuente cumple con los límites permisibles enmarcados en el decreto 1594/84, por lo que solo requiere desinsectación.

En general, existe poca información sobre calidad fisicoquímica y biológica en el río Quito. Sin embargo se han realizado algunas investigaciones en otros ríos cercanos como se detallan a continuación:

Rivas y Mosquera 2002, realizaron Calidad Ecológica de las aguas de la parte media del río Cabí (Quibdó- Chocó) utilizando la comunidad de Macroinvertebrados acuáticos como indicadores. El Oxígeno disuelto es uno de los gases más importantes en la dinámica y caracterización de los ecosistemas acuáticos, estos valores registrados no fueron muy altos comparados con estudios realizados en otras altitudes, quizás debido a la poca pendiente que presentó el río en el tramo estudiado, lo cual limita la reoxigenación y el poco caudal; en la estación 3 hubo variación de este, debido a la intervención antrópica de tipo minero, la presencia de cultivos y tala de bosque en esta área; el pH, presentó poca variación, el cual no perjudica la vida acuática y es el resultado de la alta estabilidad del medio. En cuanto a la comunidad de Macroinvertebrados acuáticos, se colectaron 3.194, distribuidos en 10 órdenes, 27 familias y 40 géneros, según este estudio la calidad ecológica de las aguas de la parte media del río Cabí es buena y no evidencia signos de alteración

Por su parte, Beltrán *et al* 2004, realizó una evaluación de la calidad del agua del río Atrato en el sector la paloma a partir de la comunidad de Macroinvertebrados acuáticos, en el cual se reportaron 215 individuos distribuidos en 8 órdenes, 19 familias y 33 géneros. Mostrando altos valores correspondiendo a aguas de buena calidad.

De modo semejante, Sinesterra y Chaverra 2002. Realizaron una investigación calidad de agua en la parte baja del río cabí, mediante el uso de indicadores fisicoquímicos y biológicos en el Municipio de Quibdó. Las variables físicas y químicas entre estaciones de muestreo, mostraron estabilidad y sus valores, en especial el oxígeno disuelto, temperatura del agua, pH estuvieron en un rango reportado para corrientes claras, destacando que todo esto favorece la presencia y colonización de la comunidad biológica estudiada (véase tabla 3). Para el caso de la comunidad de Macroinvertebrados acuáticos colectándose 1019 individuos, los cuales estuvieron distribuidos en 8 ordenes, 15 familias y 16 géneros, según estos resultados de la composición y estructura numérica se obtuvo que la calidad ecológica del agua es dudosa, debido a la intervención en algunos tramos.

Tabla 2-14. Variables fisicoquímicas medidas

VARIABLES FISICOQUIMICAS	Rivas y Mosquera 2002 (Cabí)	Sinesterra y Chaverra 2002(Cabí)	Estudios de saneamiento básico(Río Quito)
pH	7,09	7,15	6,3
Temperatura del Agua	25,3	28,4	-
Oxígeno Disuelto	6,46	6,1	-
Turbiedad	-	-	7,0
Hierro Total	-	-	2,5

Adicionalmente, en el año 2009 se llevó a cabo una implementación del plan de manejo ambiental parcial de recuperación y conservación de la cuenca hidrográfica del río cabí fase I: plan de monitoreo y suspensión de minería mecanizada año 2009. En este estudio se tuvieron en cuenta análisis fisicoquímicos, microbiológicos y biológicos.

Análisis fisicoquímicos y microbiológicos:

Para este análisis se tuvieron en cuenta un total de 11 parámetros medidos en tres secciones de la cuenca, ubicadas a lo largo del cauce principal y en algunos afluentes, estos puntos fueron seleccionados de acuerdo al posible grado de perturbación ambiental ocasionado por la actividad

minera. De esta forma las primeras estaciones de muestreo incluían la parte alta de la cuenca, el río Pacurita, y desembocaduras de corrientes aledañas, las segundas estaciones se localizaron en una amplia área comprendida entre el río Purré (parte baja y desembocadura) y la sección media del río Cabí. Los últimos sitios de muestreos correspondieron a la parte baja ó urbana de este río destacándose lugares como la bocatoma del acueducto de la ciudad de Quibdó y desembocaduras de las quebradas La Cascorba, La Playita y Beteguma.

En general los valores promediados de los parámetros medidos presentaron algún tipo de variabilidad entre muestreo y estación sin embargo algunas de estas no demostraron diferencias estadísticas significativas entre los datos registrados en los diferentes puntos ($p < 0.05$), esta relativa homogeneidad de los registros, puede ser debida al mismo rango limitado de estas variables, las cuales posiblemente no fluctúan ampliamente ante algún tipo de intervención ó pueden recuperar sus valores estándares rápidamente después de una perturbación debido a la alta pluviosidad y a los niveles que alcanza el río.

Los parámetros que demostraron diferencias estadísticamente significativa ($p > 0.05$) entre sus valores para cada estación de muestreo fueron: Turbiedad, temperatura, oxígeno disuelto, coliformes totales y fecales, parámetros que indican claramente algún tipo de contaminación en el medio acuático. En este caso las variables que indican perturbación resultaron más altas en los lugares de la cuenca que están siendo sometidos a mayor presión y contaminantes de distintos orígenes. Es así que la turbiedad, la temperatura y los coliformes mostraron sus valores más altos en la parte media y baja del río; zonas que además de ser las más habitadas se reportaron como las de mayor actividad minera en la cuenca. Por el contrario, los promedios de oxígeno disuelto obtenidos, son más altos para la zona uno (alta) (8.12 ± 0.74) que para la parte media (6.46 ± 0.29) y baja (respectivamente y baja (5.95 ± 1.11), siendo esta última la que presenta la mayor desigualdad entre datos y sugiriendo una mejor calidad de agua para la estación uno o parte alta de la cuenca. Aunque no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre los registros de cada nuestros de variables como la DBO y la alcalinidad, estas presentaron una considerable variabilidad entre localidades, exponiendo valores más representativos en la parte baja y evidenciando posiblemente un tipo de contaminación al parecer causada por fuentes orgánicas.

Macroinvertebrados:

Los macroinvertebrados acuáticos (bentos) representan la mayoría de las comunidades acuáticas y se consideran como indicadores biológicos de calidad de agua, de acuerdo con el porcentaje de individuos por espacios encontrados, número de individuos, importancia ecológica y papel en la transferencia de energía en el ecosistema. Los macroinvertebrados bénticos revelan las condiciones ecológicas en los ecosistemas acuáticos, debido a su reducida movilidad y su ciclo de vida prolongada. En comparación con otros organismos, poseen, entre otras ventajas, un número relativamente alto de grupos taxonómicos, lo cual facilita una buena evaluación de las condiciones ambientales del medio.

En general se ha considerado que los grupos taxonómicos de los ephemérotos, Plecópteros y Trichópteros son individuos de aguas claras y limpias. Los grupos taxonómicos de Dípteros, Odonatos, Hemípteros, Anélidos y Moluscos son indicadores de aguas contaminadas. Uno de los métodos para determinar la calidad de un ambiente es el estudio de la estructura de la comunidad, de la cual podemos determinar las corrientes energéticas del ecosistema y su homeostasis.

El río Cabí presentó diferencias en cuanto a la calidad de sus aguas a lo largo del río en el punto 1 se obtuvo un puntaje de 113 mostrando que su calidad es buena sus aguas son limpias, para el caso del punto 2 de este río encontramos que el puntaje que obtuvo fue de 59 haciendo evidente que son aguas de dudosa calidad lo que significa que son moderadamente contaminadas y en el punto tres se obtuvo un puntaje de 51 mostrando que la calidad del agua del río Cabí en este punto es dudosa y significa que son moderadamente contaminada.

Fauna:

El análisis sobre la información existente de la fauna asociada a los ecosistemas de la cuenca del Ríoquito, muestra que para tal zona hasta el momento son pocas las investigaciones referente al tema, por tal razón se extendió la búsqueda de información secundaria a cuencas, tributarios y Ciénagas del Río Atrato.

Ictiofauna:

Los peces son de los mejores grupos faunísticos estudiados en la cuenca del Atrato. Maldonado-Ocampo *et al.*,(2006) registraron 134 especies de peces, que se agrupan en 30 familias, donde Characidae, Loricariidae, Cichlidae y Heptateridae son las familias con mayor riqueza. Jaramillo-Villa & Jiménez-Segura (2008), muestra concordancia con lo anterior al registraron 25 familias, donde Characidae, Cichlidae y Loricaridae fueron las de mayor diversidad; estos investigadores sostienen que de las 43 especies registradas en su estudio *Prochilodus magdalena*, *Centropomus undecimalis* y *Hoplias malabaricus*. *Caquetaia kraussii* y *Ageneiosus pardalis*, Presentaron el mayor número de individuos. El IIAP (2011) y CODECHOCO & CORPARIEN (2012) reportaron resultados idéntico en términos de composición al encontrar que gran parte de la familias (Characidae, Prochilodontidae y Cichlidae) y especies antes mencionadas (*Astyanax stilbe* , *Prochilodus magdalena* y *Aequidens latifrons*). Presentaron los más altos datos.

Por otro lado es importante manifiesta, que gran parte de las investigaciones ícticas han estado direccionados al conocimiento de su taxonomía y algunos aspectos ecológicos; destacándose Eigenmann (1920, 1922), Fowler (1942), Dahl (1960), Castillo (1981), Román-Valencia (1990), Rivas (1993), Lozano y Rivas (2002), donde incluyen listados taxonómicos, algunos aspectos ecológicos y de distribución en diferentes afluentes y humedales de la cuenca, así mismo en los últimos años el conocimiento de la fauna íctica del Atrato se ha ampliado gracias a los esfuerzos de las diferentes

entidades del orden investigativo de la región; trabajos como los de Mena *et al.*, (2003), para el río Cabi, donde reporta la presencia de 30 especies ícticas, que son importantes en la dinámica ecológica de este sistema acuático, igualmente, Casas *et al.*, (2005), quienes registran para el sistema hídrico del medio Atrato, 25 especies, asimismo Camacho y Tello (2006), realizaron en el río Tanando un estudio de la Estructura y composición de peces en este afluente del Atrato y por último Maldonado Ocampo *et al.*, (2012), quienes realizan una recopilación de trabajos ícticos en el Atrato, donde mostro que la ictiofauna de la cuenca del Río Atrato posiblemente esté cambiando su composición, este autor registra 116 especies de peces para esta zona del Chocó, además sostiene que en esta cuenca se encuentran el mayor número de especies amenazadas. 4 vulnerable, 5 casi amenazadas, 1 con baja preocupación. Con relación a los estudios de peces realizados directamente en la cuenca del río Quito los trabajos han sido escasos, donde hay notables vacíos de información, sin embargo es importante mencionar las dos últimas investigaciones hasta el momento. Ambas presentaron composición icticas muy similares donde se encontró que para tales fecha era posible encontrar entre 24 y 38 especies de peces donde las familias Loricaridae y Chacaridae, se posesionaron como las diversas. *Astyanax stilbe*, *Astyanax sp* y *Pimelodus sp* reportaron los más altos valores de abundancia (UTCH., 2008) y (INVIA – UTCH, 2012).

Herpetofauna:

Según la literatura revisada se puede manifestar que posiblemente la fauna de anfibio que explora los ecosistemas hídricos del Río Quito, puede estar representada por dos órdenes (Anura y Caudata); ocho familias y 25 especies. Hylidae y Brachycephalidae muestran un patrón de abundancia similar a los ecosistemas del medio Atrato. *Eleutherodactylus gularis*, *Lithobates vaillanti*, *Eleutherodactylus tinkler*, *Smilisca phaeota*, *Craugastor longirostris* y *Allobates talamancae* son las especies más comunes en la zona. Referente a la fauna reptiliana se puede decir que es posible identificar 35 especies y 14 familias. *Rhinoclemmys nasuta*, *Basiliscus galeritus* y *Lepidoblepharis sp* se pueden encontrar probablemente con mayor número de individuos comparadas con otras especies.

Con respecto al estado de conservación de la herpetofauna, basándonos en el libro rojo de reptiles de Colombia (Castaño 2002), para el ecosistema hídrico Río Quito se reporta a *Kinosternon duni* como la única especie amenazada incluídas en la categoría Vulnerables y se registran 2 especies en categorías menores (en DD, *Rhinoclemmys melanosterna* en NT y *Rhinoclemmys nasuta* en DD), estos evidencia una vez más que las tortugas son los grupos más amenazados dentro de los reptiles a nivel mundial y que dicha tendencia es mantenida para esta región.

Avifauna:

Según CODECHOCO 2006 - 2010, UTCH., 2008, y INVIA – UTCH, 2012 La ornitofauna de la parte media de la cuenca del Río Atrato, se caracteriza por que existe una alta representatividad del orden Paseriformes, lo cual puede estar relacionado con la plasticidad ecológica y la alta radiación adaptativa de este grupo a distintos tipos de hábitats incluyendo ecosistemas de humedales y pantanosos donde a pesar que, no presentan adaptaciones particulares al medio acuático, utilizan estos ambientes en forma temporal, encontrando disponibilidad de alimento y hábitat. Estas mismas entidades en sus investigaciones coincidieron en comprobar que las familias de mayor representatividad para estas zonas son: Thraupidae, Tyrannidae, Trochilidae y Emberizidae,

Vegetacion:

Coberturas vegetales:

Según Anderson³, la cobertura terrestre describe la vegetación natural, el agua y las construcciones artificiales que cubren la superficie terrestre. En forma más amplia la cobertura incluye todos los atributos de la tierra: cuerpos de agua, vegetación natural, vías y otro tipo de construcciones, rocas, nieve, etc., algunos naturales y otros productos de las necesidades del hombre. Las coberturas vegetal están determinadas por condiciones abióticas tales como el clima, relieve, paisaje, y la parte social que tiene que ver con el nivel tecnológico, tamaño de las explotaciones, la tenencia de la tierra y las preferencias por parte de la comunidad, que involucra además, todo un soporte cultural respecto al uso y aprovechamiento de los recursos naturales, convirtiéndose esta variable, en un elemento indispensable para la definición de estrategias encaminadas a la conservación uso y manejo de los recursos naturales.

La cobertura comprende todo lo que ocupa un espacio determinado dentro de un ecosistema y su conocimiento es indispensable para definir, determinar y cartografiar unidades ecológicas homogéneas. Existen diferentes tipos de cobertura los cuales se agrupan en clases de acuerdo con sus características, y estas últimas, se agrupan en unidades que en su orden jerárquico son vegetales, degradadas, hídricas y construidas.

En la cuenca del río Quito las principales coberturas están representadas por el Bosque natural denso no fragmentado con 112.254,65 hectáreas que corresponden al 67,26 % del total de la

³ Anderson. Clasificación del uso de tierra y cobertura, en revista SIG – PAF. 1993. 10p.

superficie, seguido por los Arbustos y matorrales con 6.735,72 hectáreas correspondientes al 4,04% de la superficie, las demás coberturas tienen menor representatividad en el territorio.

La cobertura de nombre Tierras desnudas o degradadas con 65,22 hectáreas y 0,04% de representatividad porcentual en la cuenca llama mucho la atención por cuanto inicialmente su valor es irrisorio comparado con datos de las áreas explotadas por minería en la cuenca las cuales según los datos de Klinger (2010). Superan las 10.000 hectáreas. De otro lado la cobertura que se encuentra sin identificación geográficamente representa el segundo lugar en la cuenca con 36.213,07 hectáreas correspondientes al 21,70%. Esta última cobertura debería al menos corresponder con los datos de áreas degradadas por las actividades mineras reportadas en los diferentes documentos consultados para que así guarde al menos una coherencia lógica con las realidades vivenciadas y reportadas en los documentos correspondientes. Los demás datos se ilustran en la tabla 4.

Tabla 2-15. Coberturas vegetales de la cuenca del río Quito

Ítem	Nombres	Área_ Ha	Porcentaje %
1	231 - Pastos limpios	1,74	0,00
2	112 - Tejido urbano discontinuo	26,22	0,02
3	333 - Tierras desnudas o degradadas	65,22	0,04
4	244 - Mosaico de pastos con espacios naturales	71,82	0,04
5	241 - Mosaico de cultivos	259,30	0,16
6	411 - Zonas Pantanosas	404,83	0,24
7	511 - Ríos (50 m)	1.104,76	0,66
8	243 - Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales	4.375,96	2,62
9	312 - Bosque natural fragmentado	5.375,77	3,22
10	322 - Arbustos y matorrales	6.735,72	4,04
11	99 - Sin datos	36.213,07	21,70
12	311 - Bosque natural denso (no fragmentado)	112.254,65	67,26
Total		166.889,04	100,00

Aspectos socioeconómicos y culturales del municipio de río quito:

En relación a los aspectos socioeconómicos y culturales del municipio de río quito, a continuación se presenta el análisis de la revisión de información existente para la zona.

- Aspecto socioeconómico

Las actividades económicas que se desarrollan en diferentes centros poblados son; agricultura, explotación forestal, pecuaria y/o caza, minería. De acuerdo el diagnóstico urbano del municipio

de Río Quito (2000), en todo el municipio se desarrollaban este tipo de actividades: en la tabla a continuación se describen las poblaciones dedicadas a actividades productivas en el Municipio del Río Quito (véase tabla 5).

Tabla 2-16. Descripción de actividades productivas en el municipio de Río Quito

RIO	COMUNIDAD	ACTIVIDAD PRODUCTIVA			
		Agricultura	Explotación Forestal	Pesca caza	Minería
QUITO	Guayabalito	x	x	x	-
	San isidro	X	x	x	-
	Paimado	x	x	x	x
	La loma	x	x	x	x
	Villa conto	x	x	x	x
	Chiviguido	x	x	x	x
PATO	Chiviguarand o B	x	x	x	x
	Chiguarando A	x	x	x	x
	Jengado	x	x	x	x
	B. Partado	x	x	x	x
	P to., Juan	x	x	x	x
CHIGOR ODO	Tuandó	x	x	x	x

El mismo diagnóstico urbano, revela que para esa misma época del año, existían habitantes dedicados a la producción agrícola en todo el municipio, tal como se muestra en la tabla 6.

Tabla 2-17. Producción agrícola por habitantes en el municipio de Río Quito

CULTIVO	PRODUCTORES	ÁREA SEMBRADA Ha	RENDIMIENTO Ton/Ha	VOLUMEN TON
Plátano-banano	150	60	5.5	330
Arroz	250	52	0.8	41.6
Chontaduro	100	30	6.5	195
Maíz	100	26	0.8	20.8
Borojó	54	16.2	4	64.8

Caña	33	15	12	180
Yuca y ñame	78	3	6	18

Además el informe puntualiza: “la minería ocupa el cuarto renglón en la economía de la población del Municipio de Río Quito, pero se realiza en forma muy artesanal, constituyendo una actividad de subsistencia, se practica por el sistema de barequeo, mazamorreo y en pocas circunstancias se utilizan las draguetas y motores de 8” y 16”. Se destaca en este municipio el uso de cunas californianas, con cierta modificación en el trabajo en las playas, en donde participan de dos a tres personas. Los sitios preferidos son las playas, principalmente en los corregimientos de San Isidro, Paimadó, Villa Conto, Chiguarandó y Boca de Partadó. En términos generales en la gran mayoría de los ríos se practica la minería especialmente en épocas de verano. La presencia de maquinaria pesada como retroexcavadoras no ha tenido muchos éxitos por la inseguridad social y por la vocación de la población que es más agrícola que minera”. (Municipal, S.d)

Demografía:

Gran parte de la población del municipio del Río Quito se localiza en las afueras de la cabecera municipal como se aprecia en la gráfica 1, tabla 7.

Gráfica 1. Distribución poblacional en el municipio de Río Quito

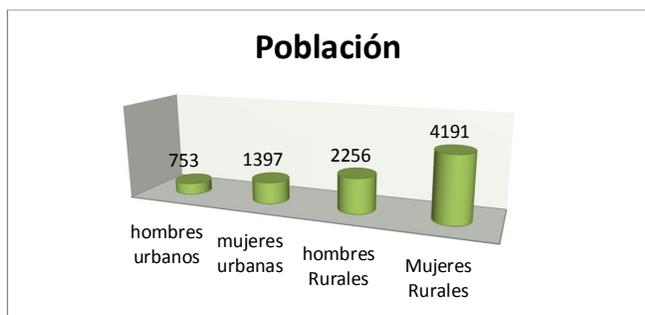
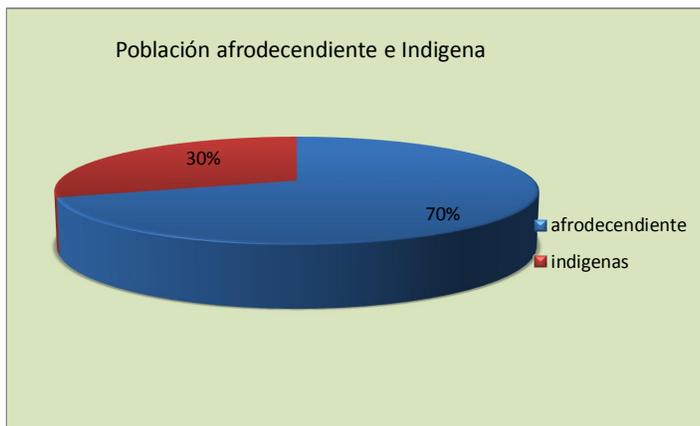


Tabla 2-18. Distribución poblacional en el municipio de Río Quito

HOMBRES URBANOS	MUJERES URBANAS	HOMBRES RURAL	MUJERES RURAL	TOTAL DE HOMBRES Y MUJERES
753	1397	2256	4191	8597

En cuanto a la mayor proporción de los habitantes, se resalta que un 60 % de la población está localizada en las afueras de los corregimientos de Paimado, San Isidro y Villa Conto, con vertiéndose así los centros rurales en una de las zonas con mayor población en el municipio.

No existen datos exactos sobre la población indígena en términos demográficos, se presume que la conformación de 4 resguardos en la jurisdicción del municipio del Río Quito, la población indígena pueda ascender al 30% de la población total del municipio, predominado en su mayoría la población afrodescendiente que ocupa aproximadamente el 70% de la población total del Municipio (véase gráfica 2).



Gráfica 2. Distribución de población afrodescendiente e indígena en el municipio de Río Quito

Dinámica socio cultural:

Entre los aspectos culturales que identifican a la población se encuentran las fiestas en honor a san Antonio, que se realizan entre el 13 y el 16 de mayo de cada año. La población afrocolombiana está afiliada al Concejo Comunitario de Comunidades negras, en cuanto la población indígena está afiliada a los cabildos indígenas del Resguardos.

Ambas poblaciones conviven en conjunto, son portadores de grandes tradiciones productivas, artesanales, medicinales, gastronómicas y entre otras. Poseen una dinámica propia de convivir su mundo, articularlo, socializarlos y de utilizarlo,

Bibliografía :

Beltrán et al 2004. Evaluación de la calidad del agua del río Atrato en el sector la paloma a partir de la comunidad de Macroinvertebrados acuáticos. Tesis de grado Universidad Tecnológica del chocó.

Calidris.2002. Evaluación de los humedales de las deltas de los ríos san Juan y Baudó y ciénagas de Tumaradó, Perancho, La Honda y La Rica – Bajo Atrato- departamento del Chocó. Santiago de Cali, Colombia. 42 pp.

Casas A y K. Gámez. 2008. Comunidad de ofidios diurnos presentes en Beté, Municipio del Medio Atrato, Chocó-Colombia. Trabajo de grado como requisito parcial para optar por el título de biólogo con énfasis en recursos naturales de la Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luís Córdoba”. 36 pp.

CODECHOCO CORPOURABA, FONDO DE COMPENSACIÓN AMBIENTAL. 2006, Plan de manejo integrado de los humedales del Bajo y Medio Atrato 540p-

CODECHOCÓ- UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA DEL CHOCÓ – INCODER. 2010. Plan de manejo y conservación de las especies de peces de importancia socioeconómica en la cuenca media y baja del Atrato, Chocó – Colombia 122pag.

Corporación Autónoma Regional para el Desarrollo Sostenible del Chocó. 2010. Diversidad de aves migratorias y residentes presentes en tres municipios de Bosque Pluvial Tropical (bp-t) en el departamento del Chocó, Colombia. Informe final. Quibdó-Chocó. 43 pp.

- Esquema de Ordenamiento Territorial del municipio del Río Quito.

Hurtado-Cuesta. Y. 2008. Caracterización taxonómica de la fauna de vertebrados presente en el municipio de Rio Quito. PP. 66

Instituto Nacional de Vías y Universidad Tecnológica del Choco.2009. Estudios y análisis para la investigación de la factibilidad técnica, socio-económica y ambiental del corredor Atrato-San Juan. Informe final 200 pp

INVIA – UTCH, 2012. Investigación para la complementación de los estudios de factibilidad (fase II) para la navegabilidad del rio Atrato. Informe técnico

Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico. 2011. Valoración integrar de los ecosistemas cenagosos del municipio del medio Atrato Choco-caso Ciénaga grande de Bete, 46 p.

Implementación del plan de manejo ambiental parcial de recuperación y conservación de la cuenca hidrográfica del río cabí. fase i: plan de monitoreo y suspensión de minería mecanizada año 2009

Jiménez. O. A. M., Mosquera. M. S., Quinto. M. J., Bechara. E. M., Mantilla. M. H. 2010. Avance en la implementación de un zocriadero comunitario del Zaino (Pecari tajacu) en Villaconto municipio de Río Quito como estrategia de manejo sostenible en la región Chocoana.

Maturin, M.; Palacios, J.; Lozano, Y. Casas, J. & Rivas, T. (2005). Biología reproductiva del bagre sapo *pseudopimelodus zungaro* en la cuenca media del río Atrato – memorias de VII simposio colombiano de ictiología. Capitulo (IV): 130-132

Mayo S y D. Maturin. 2004. Ecología Trófica de *Hoplias malabariscus* (Pisces: Actiopterygii:Erythrinidae) presente en la Ciénaga del Recuerdo Sanceno. Quibdó-Chocó. Trabajo de grado para optar por el título de biólogo con énfasis en recursos naturales de la Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luís Córdoba”. 31 pp

Mosquera–Magaña, H., J. Y. Casas., Y. Lozano-Largacha., M. Maturín., J. A. Palacios., T. Rivas & N. Pino. 2005. Hábitos alimenticios y Factor de Condición K de la *Doncella*. (*Ageneiosus pardalis*, Lütken, 1874) en el río Atrato – Colombia. Memorias de VII simposio colombiano de ictiología. Capitulo (VII): 330-332

Palacios M, J Y. 2012. Algunos aspectos biológicos y ecológicos del charre (*Pimelodus punctatus*), en la cuenca media del Río Atrato Chocó – Colombia. Trabajo de Grado Para Optar por el Título de Biólogas con Énfasis en Recursos Naturales de la Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luís Córdoba”. 41 pp.

PALOMEQUE. D.Y. 2006. Monitoreo y caracterización Físicoquímica y microbiológica del Río Quito, Atrato y San Juan en el Departamento del Chocó. Trabajo de grado, Universidad Tecnológica del Chocó

PLAN DE DESARROLLO MUNICIPAL RIO QUITO ES LO NUESTRO –COMPROMISO SOCIAL” 2012-2015.

Rangel-CH, O. 2004. Amenazas a la biota y a los Ecosistemas del Chocó Biogeográfico. 841-866 pp
En: J. O, Rangel-Ch. (Ed.), Diversidad Biótica IV. El Chocó Biogeográfico / Costa Pacífica. Bogotá, D.
C.

Rivas-Lara. T, S., Valencia-Robledo. J, M., Robledo-Moya. Y., Rentería-Moreno. L, E., Moreno-
Murillo. A, E., Lagarejo-Rentería. M, A., Ramírez. F., Mosquera-Hinestroza. L, A., Abella-
Sanclemente. C, S.,

Ríos. M., O. & H. T. García. 2004. Inventario preliminar de aves passeriformes en 4 zonas del área
urbana del municipio de Quibdó. Programa de biología con énfasis en recursos naturales. Faculta
de ciencias básicas. Tesis de pregrado Choco- Colombia.

Rincón, C., T. Rivas. 2002. Estudio de peces promisorios en dos ciénagas de la cuenca del río
Atrato, Chocó. Revista Institucional. Universidad Tecnológica del Chocó.16: 42-46

RIVAS.M Y MOSQUERA.Z. 2002. Calidad Ecológica de las aguas de la parte media del río Cabí
(Quibdó- Chocó) utilizando la comunidad de Macroinvertebrados acuáticos como indicadores.
Tesis de grado Universidad Tecnológica del chocó.

Sánchez-Botero, J I., D. Sequeira y J. Palacio. 2002. Ictiofauna y actividad pesquera en la
microcuenca del río Chajeradó, Atrato medio (Colombia). *Actual Biol* 24 (77): 67-71.

SINESTERRA.N.A Y CHAVERRA.R. 2002. De la calidad de agua en la parte baja del río cabí, mediante
el uso de indicadores fisicoquímicos y biológicos en el Municipio de Quibdó- Chocó. Tesis de grado
Universidad Tecnológica del chocó.

2.5.2.1 Caracterización ambiental del río Quito y sus ecosistemas asociados.

Componente hídrico:

Las fuentes hídricas y en especial los ríos, no solo constituyen un elemento vital para el desarrollo de la vida de los seres humanos, sino también para las comunidades biológicas en su interior, para las cuales son un ecosistema que incluye diferentes tipos de hábitat que les permite desarrollar todos sus procesos vitales. De modo similar las comunidades localizadas en el área de influencia del río Quito, ven en este un ecosistema que trae consigo multiplicidad de bienes y servicios, de ahí que la fuente hídrica sea utilizada como medio de sustento, desarrollo y en especial su principal medio de transporte.

Sin embargo, en la actualidad las actividades realizadas sobre las márgenes del río y sus afluentes, han generado impactos sobre el recurso, razón por la cual el río de estudio, presenta notables afectaciones sobre su estructura y funcionamiento ecosistémico, debido a que el desarrollo de actividades mineras realizadas con dragas y retroexcavadoras, que remueven del fondo del cauce y de las riberas toneladas de material que es filtrado para obtener metales, ha ocasionado no solo una modificación de los cauces, sino también importantes cambios en el balance de agua entre infiltración y escorrentía, debido a la modificación del suelo, la eliminación de la cobertura vegetal aumentando la capacidad erosiva.

Por otra parte, se han alterado las dinámicas socioeconómicas y culturales existentes entre el río y las comunidades negras de la zona, debido a que la desviación del cauce ha afectado su facilidad de transporte, así como la alteración de las condiciones fisicoquímicas y ambientales de la fuente ha reducido la posibilidad de obtener recursos hidrobiológicos para su alimentación, poniendo en

evidencia la existencia de un desequilibrio entre el aprovechamiento y la conservación del ecosistema que se refleja en la pérdida de su capacidad para ofertar bienes y servicios de una cuenca considerada de importancia socioeconómica, cultural y ambiental por sus características de ubicación dentro del complejo sistema hídrico de la cuenca del Atrato.

En este sentido, los resultados de una evaluación integral de la calidad del agua permite generar instrumentos de gestión y control del uso y manejo del ecosistema, lo que a su vez garantiza la conservación de organismos acuáticos, el mantenimiento del equilibrio ecológico al interior de estos ecosistemas y el mejoramiento de la calidad de vida de los asentamientos humanos en su área de influencia. De acuerdo a lo anterior, el Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico, presenta los resultados de dicho análisis como un aporte al conocimiento del estado de la cuenca del río Quito, información que sirve como base para el diseño de medidas, encaminadas a la prevención y mitigación de los impactos causados directa e indirectamente sobre la fuente en atención al estado de intervención minera actual.

Descripción del área de muestreo:

El área de muestreo abarcó la parte media y baja del río Quito, en los tramos de Villa Conto-Paimado y Villa Conto –Cunrundo respectivamente. Estos se localizaron en las coordenadas 5°25' N, 76°40' W y 5° 38' 33.9" N, 76° 43' 18.2 W. En general, dichas zonas de muestreo se encuentran dentro de un ecosistema intervenido por actividades mineras realizadas con dragas. Las zonas se caracterizaron por presentar espejos de agua dulce con cauces profundos y aguas turbias producto de las actividades en mención y con lechos cubiertos de arena y grava además de una vegetación discontinua sobre sus márgenes (véase figura 12)



Figura 2. a aguas caudalosas. b,c,d aguas turbias y actividades mineras sobre el río Quito

En la tabla 8 y figura 3 se indican los 17 puntos de monitoreo seleccionados para caracterizar la fuente hídrica de Río Quito

Tabla 2-19. Distribución y localización de los puntos de muestreo

PUNTO	DESCRIPCIÓN	COORDENADAS
1	Parte media del R. Certegui	5°24'51.9" - 76°43'10.7"
2	Desembocadura del R. Cetegui y San pablo al R. Quito	5°5'14.4" - 76°43'20.4"
3	Parte media del R. san pablo	5°24'55.4" - 76°43'37.7"
4	Agua bajo de la confluencia entre el R. Certegui y Sam. R. Quito	5°25'38.9" - 76°43'24.5"
5	Parte media de la Q. Chigorodo	5°27'45.2" - 76°43'15.3"
6	Desembocadura de la Q. Chigorodo al R. quito	5°27'46.7" - 76°44'08.2"
7	parte media de la Q. Paimado	5°28'53.6" - 76°43'41.9"
8	Desembocadura de la Q. Paimado al R. Quito	5°28'18.6" - 76°43'08.6"
9	Parte media de la Q. Queguedo	5°30'12.8" - 76°44'35.8"
10	Desembocadura de la Q. Queguedo al R. Quito	5°30'23.1" - 76°44'39.4"
11	Agua debajo de la confluencia entre la Q. Queguedo al R. Quito	5°27'47.7" - 76°45'22.8"
12	Parte media de la Q. Cari pato	5°36'26.1" - 76°44'51.4"
13	Desembocadura de la Q. Cari pato al R. Quito	5°36'33.9" - 76°44'46.6"
14	Agua debajo de la confluencia entre la Q. Cari pato al R. Quito	5°38'22.5" - 76°43'22.5"
15	Parte media de la Q. Curundo	5°38'33.9" - 76°43'18.2"
16	Desembocadura de la Q. Curundo al R. Quito	5°38'28.1" - 76°43'12.0"
17	Aguas abajo de la conflu. Entre la Q. Curundo y el R. quito	5°38'51.7" - 76°43'06.3"

De igual manera, la figura 3, muestra un resumen de los sitios monitoreados:

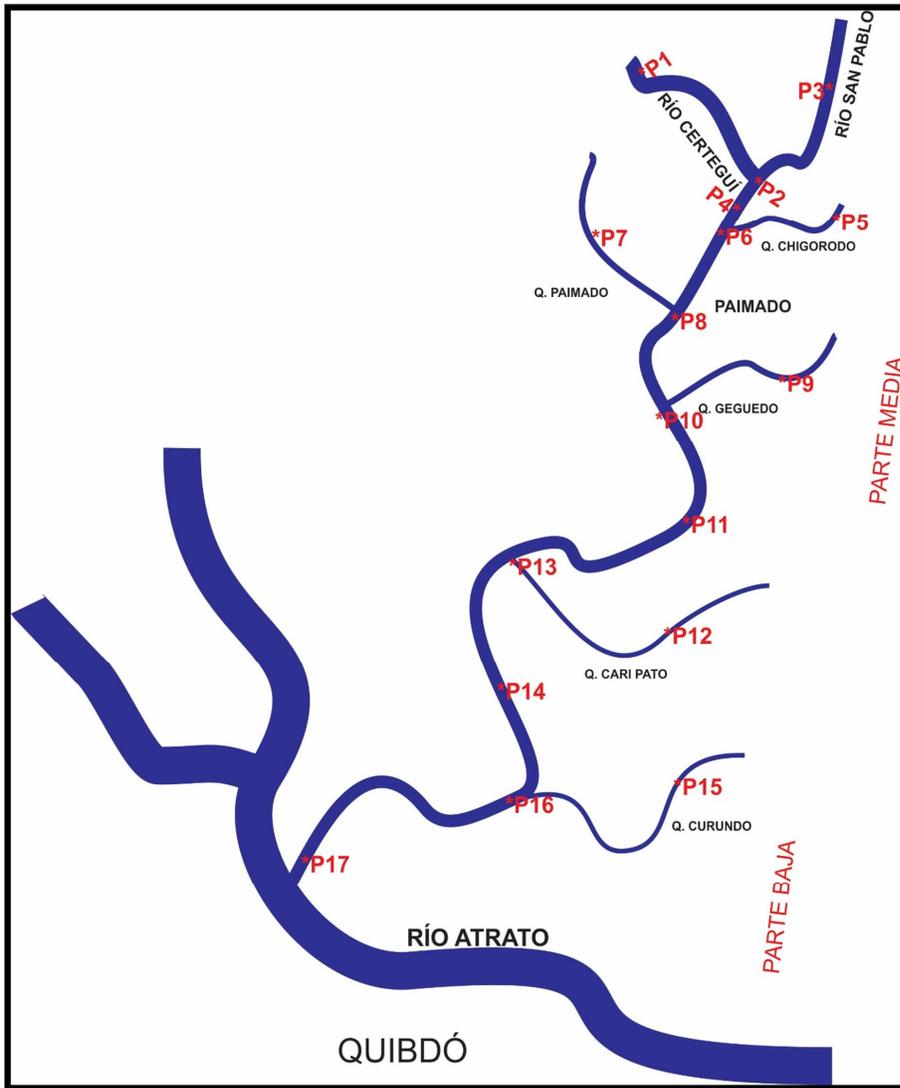


Figura 3. Esquema de distribución en el área de estudio

Métodos: medición de variables, toma y análisis de muestras:

Para evaluar la calidad fisicoquímica del agua en la parte media y baja del río Quito, se seleccionaron 17 puntos de muestreo previo a un recorrido por la zona, los cuales permitieron dar respuesta al análisis de calidad del agua, la dinámica flujo y usos de la misma. En cada punto se hicieron mediciones *in situ* de variables fisicoquímicas como temperatura, conductividad, sólidos disueltos, sólidos suspendidos, turbiedad, oxígeno disuelto, pH, hierro, nitrato, nitrito, sulfato, cloro y fosfato, utilizando un Colorímetro portátil HACH 850 y un Multiparámetro YSI PROFESIONAL PLUS QUICK 1700/1725 respectivamente, adicionalmente se utilizó un GPS para la georeferenciación de cada punto (ver figura 4). Aunado a esto, en los puntos 2, 6, 8, 10, 13, 16, se tomaron muestras de agua para análisis en el laboratorio de la Corporación Autónoma Regional del Chocó CODECHOCO de variables fisicoquímicas como coliformes fecales y totales, sólidos totales, grasas y aceites, para lo anterior, se tuvo en cuenta la ubicación de las dragas y algunos asentamientos humanos.

Con el objeto de analizar los aportes contaminantes de fuentes hídricas que vierten al río Quito se hicieron mediciones *in situ* de las variables fisicoquímicas antes descritas, en aras de saber la cantidad de contaminantes que estas aportan al río Quito. Para analizar el estado y la conservación del agua como ecosistema prioritario para el establecimiento de grupos biológicos al interior del río Quito, se hizo una comparación de los datos obtenidos con los estándares de calidad para la preservación de la fauna y la flora acuática, así como con los datos arrojados por otras investigaciones de calidad de agua en fuentes superficiales intervenida por actividades mineras. Así mismo, los resultados se relacionaron con las observaciones realizadas en campo sobre el estado del agua, su dinámica de flujo y su interacción con componentes biológicos.



Figura 4. Medición *in situ* de variables fisicoquímicas en el río Quito

Evaluación fisicoquímica del río Quito y de algunas fuentes hídricas que a el vierten:

Los resultados obtenidos permitieron determinar que la calidad del agua en el río Quito, y sus condiciones naturales se encuentran alteradas y se puede inferir que dicha alteración está asociada a la presencia de la actividad minera, pues variables como oxígeno disuelto y pH que determinan la presencia de vida en el agua se encuentran en concentraciones óptimas, sin embargo, las mayores alteraciones a nivel fisicoquímico se encuentran en parámetros como turbiedad, sólidos y algunos iones que están asociados al aporte de material particulado ejercido por esta actividad productiva

que ha redundado en una modificación del sistema hídrico como hábitat de grupos biológicos y fuente de desarrollo de las comunidades aledañas.

En este sentido, en la tabla 10 se presentan los resultados obtenidos para las concentraciones de variables fisicoquímicas medidas *in situ*. Se encontró, que los sólidos suspendidos alcanzaron hasta 770 mg/l en el río Quito y oscilaron entre 38 y 753 mg/l, sobre los 7 afluentes que se muestrearon, estas concentraciones están relacionados con la gran cantidad de material granulado que es aportado por los cerca de 18 entables mineros ubicados sobre todo el sistema hídrico, los cuales dentro de su proceso remueven las capas del suelo y captan el agua directamente del río para su lavado y obtención del mineral, vertiendo al cauce el material sobrante sin tratamiento previo, lo que ha ocasionado un incremento en la turbiedad del agua, la cual presentó concentraciones de 123 y 1100 FAU para el río y 38 y 877 FAU para los afluentes, mostrando las mayores concentraciones en el sector comprendido entre Paimado y el río San Pablo, lo que se explica teniendo en cuenta que en dicho sector se observó la existencia de otros entables mineros que aportan gran cantidad de partículas en suspensión (Véase figura 5). Todo este cumulo de material aportado por la minería practicada directamente sobre el cauce y sobre los afluentes del río, constituye una restricción en el desarrollo de la vida acuática y sus procesos biológicos, ya que modifican la turbiedad del agua y esta variable tiene responsabilidad en fenómenos tan importantes como la fotosíntesis, la cual a su vez es responsable de la producción primaria en el ecosistema y el mantenimiento de las cadenas tróficas en el mismo, situación corroborada por con Soáñez (1999), quien expresa que niveles altos de turbidez originados por materia orgánica, arcilla y material en suspensión reducen la luz en el agua, ocasionando que esta pierde habilidad de apoyar la diversidad de organismos acuáticos.



Figura 5. a, b material en suspensión en el río San Pablo y c, Turbiedad en el río Quito

El panorama antes expuesto, pone en evidencia las notables afectaciones del río Quito, como consecuencia de la actividades mineras, toda vez que estas se ejecuten sin ningún control y sus contaminantes sean vertidos sin tratamiento previo, por el contrario de un ecosistema en condiciones naturales y que no esté intervenido por actividades antrópicas, pues en estos las concentraciones de turbiedad y solidos suspendidos suelen ser bajas. Situación que contribuye al desarrollo óptimo de la fauna y flora presente en el ecosistema y eleva su productividad. Lo anterior se evidencia al hacer una comparación entre los datos obtenidos en esta investigación y los datos reportados por IIAP (2013), en su estudio caracterización ecológica de la zona alta del río Guangúí (cauca) en comunidades indígenas de Asiesca, en el cual se encontraron valores de turbiedad que oscilaron entre 7 y 9.5 FAU y concentraciones de solidos disueltos entre 20.3 y 21.9, lo que pone en

evidencia la buena calidad del recurso hídrico, no solo para los organismos acuáticos sino también para las poblaciones humanas aledañas

Por su parte, los nutrientes presentaron un comportamiento similar con tendencia a afectar el estado de salud del río como ecosistema. En Quito, los nitratos oscilaron entre 1.52 y 35.0 mg/l y en los afluentes entre 1.19 y 29.1 mg/l, indicando presencia de contaminación orgánica, que afecta el desarrollo de los organismos. Los nitritos, alcanzaron concentraciones entre 0.23 y 1.175 mg/l en todo el sistema ubicando sus mayores niveles en la parte media del río San Pablo con concentraciones >1.232 mg/l, manifestando aguas con cierto grado de contaminación orgánica relacionada principalmente con la existencia de asentamientos humanos representados por campamentos mineros y la comunidad en general, los cuales aportan aguas residuales y residuos sólidos domésticos que pueden incrementar este tipo de variables en el agua, a lo que se suma que todo el material orgánico contenido en el suelo es vertido directamente a la fuente durante la actividad de explotación mineral. Al respecto, autores como Kadlec y Knight (1996), Stummy Morgan, (1981); Martin (1995), indican que elementos como los nitritos generalmente son iones que existen de manera natural, en bajas concentraciones y no superan los 0.1 mg/l, pues, de no ser así se afecta notablemente a las comunidades biológicas que se encuentran inmersas en la fuente, lo que indica que el sistema hídrico de estudio presenta concentraciones muy por encima de este valor lo que junto con la modificación del cauce y la pérdida de hábitat y sustratos pueden estar afectando la permanencia de especies en el área.

En cuanto al hierro, se presentaron variaciones entre 2.23, >3.30 mg/l para el río Quito y 0.67, >3.30 mg/l para los 7 afluentes, situación que pudo estar influenciada por la remoción del sustrato durante el proceso de las actividades mineras evidenciadas durante la fase de monitoreo. Este resultado, indica aguas con niveles de hierro que no favorecen el desarrollo de la flora y fauna presente en el ecosistema ya que sobrepasan los valores límites permisibles por el Decreto 1594/84, el cual debe ser 0,1 mg/l, para que las especies puedan desarrollarse satisfactoriamente

Así mismo, las concentraciones de cloro oscilaron entre 0.34, >2.20 mg/l en el río y entre 0.12, >2.20 mg/l en los afluentes monitoreados. Lo anterior posiblemente como consecuencia de las descargas domésticas de los asentamientos humanos presentes en la zona y al lavado de los suelos producido por la actividad minera y las lluvias frecuentes. Cabe mencionar que las concentraciones de cloro en

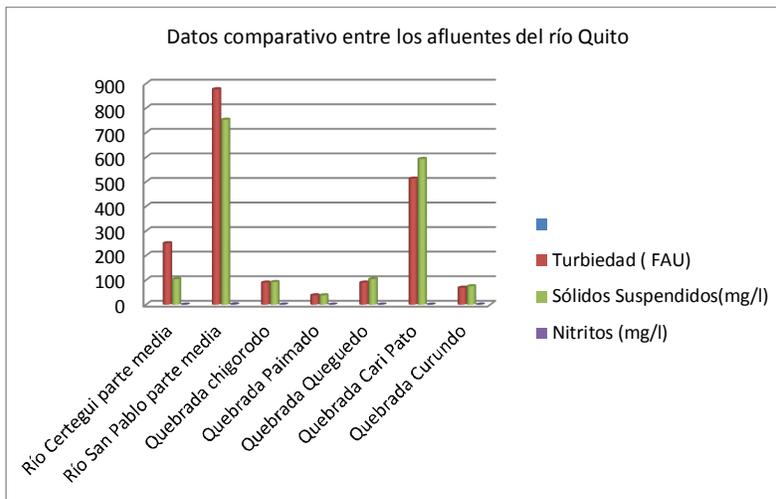
mención, sobrepasan los valores límites permisibles por el decreto 1594/84, para conservación de fauna y flora cuyo valor no debe superar 0,1 mg/l.

A todo lo anterior se suma, que las concentraciones de grasas y aceites arrojadas en el río Quito, variaron entre 18.5 y 27 mg/l, lo que evidencia aguas contaminadas como resultado de los vertidos de productos oleosos, lubricantes, combustibles de las diferentes dragas que se encuentran sobre todo el sistema hídrico desarrollando actividades mineras, además de las embarcaciones que se transportan en este medio acuático y las diferentes actividades domésticas realizadas por los habitantes en la zona de influencia, afectando así la calidad del recurso a nivel estético, físico y biológico. Las concentraciones arrojadas para esta variable se encuentran por encima de los parámetros permisibles para conservación de flora y fauna que según el Decreto 1594/84, no debe superar los 0.01 mg/l, ya que este tipo de materiales crean una capa sobre la superficie del agua, debido a sus características de baja densidad, poca solubilidad en agua y baja o nula biodegradabilidad, lo que hace que ocasione graves efectos en el medio acuático, relacionado con la reducción en la reoxigenación a través de la interfase aire-agua, disminuyendo el oxígeno disuelto y absorbiendo la radiación solar, afectando a la actividad fotosintética y, en consecuencia, la producción interna en el ecosistema.

Por otro lado, los coliformes fecales oscilaron entre 46 y 920 NMP/100ml, siendo estas concentraciones claras indicadoras de contaminación fecal, como consecuencia del vertimiento de aguas residuales domésticas y sanitaria a través de fuentes puntuales como se evidenció durante el proceso de monitoreo.

En síntesis, los resultados del estudio indican no solo el estado de deterioro actual sino también de todo el sistema hídrico que conforma con Quevedo, San Pablo, Cértegui, Chigorodó, Curundó, Cari Pato, sobre los cuales también son evidentes las alteraciones morfológicas y fisicoquímicas del agua y constituyen aportantes directos de contaminación al río. Al hacer una comparación por sectores como la indicada en la gráfica 3, se observa que los mayores aportes de sólidos ingresan por el punto 3 correspondiente a la parte media del río San Pablo, debido al aumento del material en suspensión como consecuencia de un mayor número de entables mineros en el sector y una mayor frecuencia de operación de los mismos. De ahí que las mayores concentraciones de turbiedad se evidenciaron en el mismo sector, como consecuencia a la remoción del suelo a mayor escala y

destrucción de la vegetación ribereña, lo que ocasiona afectaciones en el ecosistema y reducción de su productividad. Al respecto, Brack *et al*, (2011), expresan que el incremento de sólidos en suspensión en el agua por la acción de las dragas reduce la transparencia del agua y la penetración de la luz solar, disminuyendo la tasa de fotosíntesis en el fitoplancton y de las plantas sumergidas, que son la base de la cadena trófica, y así se reduce la productividad primaria del sistema. Todo lo anterior pone en evidencia la necesidad de intervenir con estrategias de gestión, control y restauración ambiental no solo sobre el río Quito sino sobre todos sus afluentes para alcanzar resultados que sean acordes a la problemática y sostenibles en el tiempo.



Gráfica 3. Datos comparativos entre la turbiedad, los sólidos suspendidos y los nitritos en los afluentes muestreados

Pese a que los resultados anteriores muestran un gran nivel de alteración en algunas variables fisicoquímicas de alta influencia en los procesos hidrobiológicos, como son los sólidos suspendidos y disueltos, nutrientes, hierro, grasas y aceites, variables como el oxígeno disuelto, el pH, la temperatura entre otras, se encontraron en rangos que podrían favorecer a los organismos acuáticos y la aplicación de procesos de restauración orientados al mejoramiento de la calidad del recurso hídrico y al restablecimiento de las condiciones naturales del ecosistema en general.

En este contexto, la temperatura y el pH presentaron rangos normales y pocas variaciones entre estaciones de muestreo, tanto para el río Quito como para sus afluentes. En este sentido se encontró que la temperatura en el río tuvo variaciones casi nulas en todos los puntos oscilando entre 26.3 y 27.5 °C y valores de pH entre 5.2 y 6.0 indicando aguas cálidas correspondientes al clima de la zona geográfica de estudio y tendientes a la acidez. Situación similar se presentó en las zonas muestreadas de los 7 afluentes y sus intersecciones con el río Quito, donde la temperatura osciló entre 25.7 y 27.3 °C y el pH entre 5.0 y 6.0 mostrando, aguas con temperatura y acidez que favorecerían el desarrollo de la biota acuática si se implementaran estrategias de control de contaminación, teniendo en cuenta que ambas variables son muy importantes en el equilibrio ecológico de las fuentes hídricas, por su relación de dependencia en el comportamiento de otros indicadores de la calidad del recurso como el oxígeno disuelto, los nutrientes y la conductividad. En este sentido, Seoáñez (1999), manifiesta que la temperatura tiene una incidencia determinante en el comportamiento de las variables antes mencionadas además de ser muy importante en procesos ecosistémicos debido a que tiene un efecto directo en las condiciones físicas y biológicas del ecosistema. (Véase tabla 10).

Del mismo modo, las mediciones y análisis realizados permitieron determinar que variables como oxígeno disuelto, sulfatos, DBO5 y la conductividad se encontraron en condiciones normales, las cuales son determinantes para que un ecosistema hídrico funcione adecuadamente y sea apto para el desarrollo de vida acuática. De acuerdo a ello el oxígeno disuelto sobre el río Quito osciló entre 5.3 y 7.3 mg/l y en los puntos muestreados sobre sus afluentes varió entre 5.3 y 8.5 mg/l, mostrando en general una buena disponibilidad de este elemento para grupos biológicos, teniendo en cuenta que se requieren concentraciones por encima de 4mg/l para que un ecosistema sea favorable para soportar vida, lo anterior, concuerda con lo indicado por el Ministerio de Agricultura (1984), Malina (1996) y Mitchell *et al* (1991), quienes argumentan, que aguas con concentraciones >4.0 mg/l son benéficas para el desarrollo de la fauna y flora al interior de la fuente, de ahí que ecosistemas con altos valores de este elemento, sean una señal positiva y por lo tanto muy importantes para mantener la vida acuática en el agua.

Situación similar ocurrió con los sulfatos, los cuales se encuentran ampliamente distribuidos en la naturaleza, sus concentraciones oscilaron entre 18 y >80 mg/l sobre el río y entre 5 y >80 mg/l, para

los 7 afluentes, hecho que pese al avanzado nivel de intervención de la cuenca como producto de las actividades mineras, no constituye un aspecto negativo ya que según la OMS (2003), el sulfato solo afecta la calidad de las fuentes hídricas y la salud de las personas, cuando sus concentraciones exceden los 500 mg/l.

Por su parte la conductividad también se encontró en niveles normales en el agua y entendida como su capacidad para transmitir corriente en relación con la presencia de iones disueltos osciló entre 8.3 y 19.2 $\mu\text{s/cm}$ sobre el río Quito y para los 7 afluentes, vario entre 8.3 y 23.5 $\mu\text{s/cm}$, lo que pudo estar relacionado con la poca presencia de material disuelto que pudiera incrementar esta variable en el agua. Así mismo la DBO5 no significó un punto crítico en la fuente ya que tuvo un comportamiento constante en todos los puntos de monitoreo, arrojando concentraciones $<2 \text{ mg/l}$, en el río, lo que muestra una baja proporción de materia orgánica biodegradable lo que además representó una relación positiva con la disponibilidad de oxígeno teniendo en cuenta que cuanto mayor sea la DBO, menor será las concentraciones de este elemento (SIT, 2006).

En síntesis, los resultados obtenidos, tanto en el río Quito como en los 7 afluentes, indican que algunas variables como el oxígeno disuelto, la temperatura y el pH se encuentran en condiciones normales, sin embargo, los sólidos disueltos y suspendidos, turbiedad entre otras, arrojaron concentraciones que se encuentran por encima de las normas establecidas lo que está asociado al desarrollo de actividades mineras. Sumado a esto, el trabajo de campo acompañado de entrevistas y observaciones directas pusieron en evidencia el avanzado estado de deterioro del río Quito en cuanto a sus condiciones físicas, pues su cauce y riberas, se encuentran totalmente modificadas (véase figura 6).



Figura 6. A,b,c,d. modificación del cauce, turbiedad y material en suspensión presente en el río Quito

Adicionalmente, estas alteraciones estructurales y fisicoquímicas pueden constituir la principal causa en la baja presencia de peces como consecuencia de un desequilibrio ecológico que parte de la modificación y sedimentación del cauce, la eliminación de la vegetación de ribera que aporta nutrientes necesarios para el flujo de energía al interior del ecosistema, el aporte de grandes cantidades de sólidos y grasas, lo que puede ocasionar una reacción en cadena que afecta procesos como fotosíntesis y producción primaria, generando un mal funcionamiento fisicoquímico y biológico del sistema, lo cual contrasta con una comparación de los resultados obtenidos en este estudio con los estándares de calidad para conservación de biota acuática, la cual pone en evidencia que el ecosistema presenta condiciones fisicoquímicas que afectan el desarrollo de las especies en el interior de este (véase tabla 9).

Tabla 2-20. Comparación del estado del río Quito con estándares de calidad de agua para la preservación de la biota acuática.

Parámetro	Criterios de calidad de agua para conservación de biota acuática por país					DATOS DE MUESTREO
	Panamá ⁴	Argentina ⁵	Uruguay ⁶	Colombia ⁷	México ⁸	Río Quito
pH	5.0 – 9.0	6.5 - 8.5	6.0 - 9.0	4.5 - 9.0	6.0 – 8.0	5.0- 6.0
Oxígeno Disuelto				>4.0mg/l	5.0mg/l	5.3 y 7.3 mg/l
Nitratos	<200mg/l	<30mg/l				1.52 y 35.0 mg/l
Nitritos	<0.6mg/l					1.133 y 1.232 mg/l
Sulfatos		< 500mg/l			0.005mg/l	18- 80mg/l
Fosfatos			0.025mg/l		0.025mg/l	1.03-2.75 mg/l
Hierro				0.1 mg/l		2.23 y 3.30 mg/l
Cloro				0.1 mg/l		0.12-2.20 mg/l
Grasas y aceites				0.01 mg/l		18.5 y 27 mg/l

Las comparaciones presentadas en la tabla muestran que variables como nutrientes, hierro, cloro, grasas y aceites presentaron concentraciones encima de los valores permisibles para el desarrollo de la vida acuática, lo que ratifica los análisis antes mencionados y permiten inferir que las alteraciones las intervenciones sobre el río Quito lo han transformado en un ecosistema con condiciones que restringen el desarrollo de vida acuática. Esta situación sugiere la necesidad de establecer controles sobre el proceso y los vertimiento mineros como una estrategia de reducción de los impactos y un aporte a la recuperación del ecosistema, las cuales deben ir acompañadas por mecanismos de intervención directa como recuperación de la cobertura vegetal en las zonas de ribera, recuperación del cauce natural del río y restauración del suelo, los cuales contribuyen al inicio de procesos de resiliencia a nivel integral.

⁴ Cooke R. Griggs J. Sanchez L. Diaz C. Carvajal D. 2001

⁵ Carrizo R. 2008

⁶ Ministerio de Vivienda, ordenamiento territorial y medio ambiente de Uruguay, 2007

⁷Decreto 1594 de 1984

⁸ S.E.D.U.E. 1989. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. Criterios Ecológicos de Calidad de Agua CE-CCA-001/89. Diario Oficial de la Federación, 2 de diciembre de 1989. Tomo CDXXX. No. 9. México, D.F.

Consideraciones finales:

La evaluación de la calidad del agua del río Quito, a partir del análisis de variables fisicoquímicas como elemento condicionante del estado del recurso para la prestación de diversos usos, pone en manifiesto que dicha fuente presenta condiciones que resultan restrictivo para el desarrollo de las comunidades biológicas en su interior, esto como consecuencia de la contaminación por grandes cantidades de material granulado vertido por la actividad minera practicada sin control ambiental en la zona, lo que ha ocasionado contaminación por sedimentos, afectación de las dinámicas hídricas, alteración de los sistemas de drenaje naturales y desviación del cauce y alteración de las características fisicoquímicas del agua como consecuencia del avance de dicha actividad.

Esta situación no solo del río Quito, sino también, de los 7 afluentes monitoreados, afecta todo un ecosistema del cual dependen grupos biológicos y asentamientos humanos localizados alrededor del mismo, ya que el notable incremento de variables como turbiedad, sólidos, grasas y aceites, así como la modificación del cauce y la deforestación de sus riberas afecta los lugares de alimentación, refugio y reproducción de muchas especies acuáticas, incluyendo los peces, panorama de constituye un impacto tanto en los procesos ecosistémicos como en las dinámicas socioeconómicas y culturales de las comunidades negras del área de influencia de este sistema, de ahí la importancia de diseñar e implementar medidas control y mitigación de los impactos ocasionados por la minería sobre el medio acuático y la realización de estudios que aporten elementos para tomar decisiones adecuadas en torno a la ordenación y manejo del recurso en el territorio.

Bibliografía:

Brack A, Ipenza C, Alvarez J, Sotero V; Minería Aurífera en Madre de Dios y Contaminación con Mercurio - Una Bomba de Tiempo, Ministerio del Ambiente, Lima abril del 2011.

Clark, J. 1995. Dredging can affect river flows, negatively impact wildlife, and release toxins from the sediments. Earth Sciences Branch, Scottish Natural Heritage, Edinburgh

Kadlec, R. H. y R.L. Knight, (1996). Treatment Wetlands. CRC Press/Lewis Publishers, Boca Raton, FL. 893 pp. En: Transformations of Nutrients in Natural and Constructed Wetlands. Editado por Jan Vymazal. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 2001.

Malina, J.F. 1996. Water quality. in: Mays, L. eds. Water resources Handbook. USA. McGraw-Hill. p. 8.3-8.49.

Ministerio de Agricultura. 1984. Decreto 1594 del 1984. Bogotá. 55p

Mitchell, M; Stapp, W; Bixby, K. 1991. Manual de campo de Proyecto del Río: una guía para monitorear la calidad del agua en el Río Bravo. Segunda edición. Proyecto del Río. New Mexico, USA. 200p.

Seoánez, M. 1999. Ingeniería del medioambiente aplicada al medio natural continental. Segunda edición, Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, España. 702 p.

OMS, 2003: Sulfate in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/114).

Stumm W.S. and J.J. Morgan. "Aquatic Chemistry. An Introduction Emphasizing Chemical Equilibrium in natural Water". Ed. Wiley-Interscience, Nueva York, London, Sydney, Toronto, pp. 583, 1981.

Tabla 2-21. Valores obtenidos *in situ* y de laboratorio de variables fisicoquímicas en el río Quito

Parámetros	Pto 1. Parte media del R. Certegui 10:0 a.m	Pto 2. Desembo cadura del R. cetegui y Sampablo al R. Quito 10:50 a.m	Pto 3. Parte media del R. san pablo II: 30 a.m	Pto 4. Agua bajo de la confluenc ia entre el R. Certegui y Sam. R. Quito 12: 10p.m	Pto 5. Parte media de la Q. chigorrod o 2: 05 p.m	Pto 6. Desembo cadura de la Q. chigorrod o al R. quito 3:0 p.m	Pto 7. parte media de la Q. paimado 3: 0 p.m	Pto 8. Desembo cadura de la Q. paimado al R. Quito 2: 30p.m	Pto 9. Parte media de la Q. Quegado 1:15 p.m	Pto 10. Desembo cadura de la Q. Quegado al R. Quito 1: 30 p.m	Pto 11. Agua debajo de la confluenc ia entre la Q. Quegado al R. Quito10: 30 a.m	Pto 12. Parte media de la Q. Cari pato9: 30 a.m	Pto 13. Desembo cadura de la Q. Cari pato al R. Quito 10: 0 a.m	Pto 14. Agua debajo de la confluenc ia entre la Q. Cari pato al R. Quito10: 45 a.m	Pto 15. Parte media de la Q. Curundo 11: 05 a.m	Pto 16. Desembo cadura de la Q. Curundo al R. Quito 11: 20 a.m	Pto 17. Aguas abajo de la conflu. Entre la Q. Curundo y el R. quito 11. 50 a.m
Temperatura (°C)	25.7	26.3	26.9	26.3	27.3	27.5	26.1	26.8	25.8	26.4	26.7	26.6	26.7	27.0	26.0	26.5	27.2
Oxígeno Disuelto (mg/l)	8.5	6.8	6.6	6.9	6.1	6.1	6.5	6.3	6.3	6.2	7.3	7.1	5.7	5.5	6.0	5.3	6.2
Conductividad (µs/cm)	11.4	10.6	10.1	11.7	17.4	10.1	8.3	8.3	10.1	9.1	10.0	23.56	19.2	15.23	17.1	17.56	17.15
Sólidos disueltos Totales TSD (mg/l)	7.15	424	6.6	7.16	11.05	232	5.2	80	6.50	84	6.5	14.95	220	9.53	11.03	156	1.72
PH	7.4	5.9	5.2	6.0	6.1	5.4	5.0	5.0	6.0	5.5	5.2	6.3	5.9	5.8	6.2	6.0	6.0
Nitratos (mg/l)	20.07	7.50	4.65	23.15	6.05	1.52	1.19	3.74	29.19	2.26	1.83	7.16	25.43	20.05	10.33	24.5	> 35.0
Turbiedad (FAU)	250	392	877	123	90	> 1100	38	330	90	172	> 1100	513	250	555	69	303	578
Sólidos Suspendidos(mg /l)	104	770	753	126	92	712	38	38	104	78	530	593	224	601	75	270	601
Nitritos (mg/l)	0.133	0.986	> 1.232	0.238	0.173	1.175	0.084	0.660	0.210	0.439	1.140	0.109	0.59	0.98	0.177	0.514	1.056
Sulfato (mg/l)	>80	60	> 80	18	12	> 80	5	55	14	19	> 80	6	49	69	9	57	74
Hierro (mg/l)	2.29	> 330	> 3.30	2.23	1.95	> 3.30	0.67	2.44	1.83	> 3.30	> 3.30	1.10	2.99	> 3.30	1.44	2.72	> 3.30
Cloro (mg/l)	1.88	1.01	> 2.20	0.58	0.39	> 2.20	0.12	0.34	0.55	0.91	> 2.20	0.31	1.3	> 2.20	0.41	1.68	1.9
Fosfato (mg/l)	1.06	2.67	> 2.75	1.03	1.08	> 2.75	0.45	1.41	0.91	1.32	> 2.75	0.55	1.62	2.73	0.74	1.93	> 2.75
Sólidos totales (mg/l)		952				728		116		140			296			308	

2.5.2.2 *Componente macroinvertebrados*

Los aspectos biológicos han adquirido una creciente importancia en el estudio de los sistemas acuáticos, por los que los organismos acuáticos, especialmente los macroinvertebrados han sido recomendados para valorar la calidad ambiental de las quebradas y ríos por ser muy sensibles a los cambios de su ambiente y más vulnerables a las perturbaciones antropogénicas por vivir en hábitats de pequeña escala. Las comunidades de macroinvertebrados se utilizan como testigos biológicos del nivel de deterioro ambiental de las corrientes superficiales, ya que reflejan las condiciones y los cambios ecológicos que ocurren en el sistema; la integridad de estos grupos depende mucho de la integridad estructural de la corriente y de los procesos asociados con el hábitat físico, es por ello que la degradación del hábitat impacta negativamente a estas comunidades, lo que a su turno da lugar al decrecimiento del ciclo de nutrientes y de otras comunidades acuáticas que tienen a los macroinvertebrados como eslabón de su cadena trófica

Por consiguiente, las comunidades de macroinvertebrados de la mayoría de los ecosistemas acuáticos son altamente diversos, y gracias a que presentan requerimientos y características especiales, pueden servir como guía para conocer y determinar el estado de éstos. Estas comunidades se ven afectadas por la heterogeneidad física y química de las aguas donde habitan así como del sustrato y la velocidad de la corriente, siendo factores importantes que pueden influenciar en la diversidad biótica.

El presente capítulo incluye un análisis del estado de la calidad del agua en el río Quito; a través del análisis de la comunidad de Macroinvertebrados, lo cual brinda una herramienta que contribuye a la toma de decisiones en torno al manejo, y conservación del ecosistema para el sostenimiento de la vida humana y animal.

Descripción del área de muestreo:

El área de muestreo estuvo comprendida en la parte media y baja del río Quito, en los tramos de Villa Conto-Paimado y Villa Conto –Cunrundo respectivamente. Se localizaron en las coordenadas 5°25' N, 76°40' W y 5° 38' 33.9" N, 76° 43' 18.2 W. En general, dichas zonas de muestreo, constituyeron un ecosistema intervenido por actividades mineras realizadas con dragas, Estas zonas y quebradas se caracterizan por ser zonas inundables impactadas por la actividad minera, con erosión en sus márgenes y alta turbiedad. Además se evidencio abundante material lodoso y sedimentos, vegetación ribereña sobre todo en la parte baja, presentando espejos de aguas de color café oscuro, materia orgánica en con cauces profundos y corrientosos, con lechos cubiertos de arena y grava además de una vegetación discontinua sobre sus márgenes hojarasca, y vegetación circundante predomina por palmas, helechos y Acacia. (Véase figura 7)

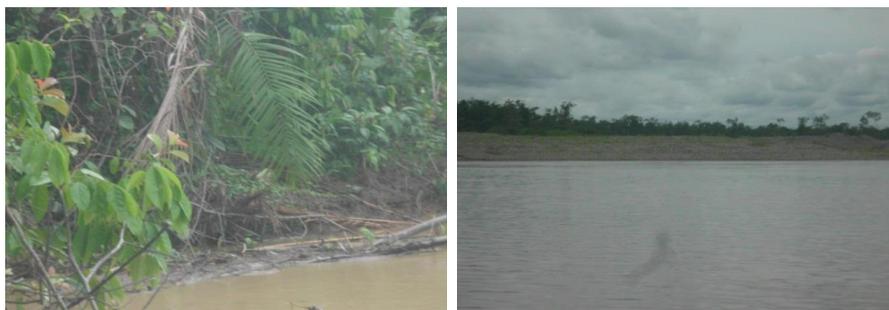


Figura 7. Área de muestreo río Quito

Métodos:

Se realizaron muestreos de macroinvertebrados acuáticos en 17 puntos ubicados a lo largo del río Quito, en los tramos de Villa Conto-Paimado y Villa Conto –Cunrundo respectivamente. (Se tomaron

como puntos de muestreos las quebradas Gueguedó, Cari pato, y desembocaduras al río Quito.) en cada punto se identificaron, vegetación ribereña (VR) y Sedimento (S) y hojarasca donde se aplicaron métodos dependiendo del tipo de sustrato, empleando dragas para el sedimento, cernidores, bandejas plásticas y pinzas (Figura 8) En cada punto de muestreo, las muestras colectadas se ubicaron en una bandeja blanca y de allí, con la ayuda de pinzas, se depositaron en recipientes plásticos, los cuales fueron fijados con alcohol al 70%, para su posterior identificación. La identificación de los macroinvertebrados se realizó en el laboratorio de Limnología de la Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luís Córdoba”, mediante un Estereomicroscopio y con las claves especializadas de Merrit & Cummis (1996), Domínguez *et al.* (2006) y Domínguez & Fernández (2009).



material, D) Identificación de organismos

Análisis de la calidad del agua basado en los macroinvertebrados acuáticos:

La comunidad de Macroinvertebrados acuáticos en el río Quito, estuvo representada por dos órdenes, 3 familias y 4 géneros, para un total de 5 individuos; de los cuales 4 pertenecían al orden Hemiptera. La presencia casi exclusiva de este grupo está relacionada con sus características ecológicas, en cuanto a que se los haya frecuentemente en zonas de remanso y posas poco profundas, como las que fueron observadas en la zona de estudio, como resultado de los procesos mineros que se adelantan en ella, generando un hábitat propicio para la permanencia de este grupo, aun a pesar del alto grado de perturbación del ecosistema; así mismo, su capacidad de vivir en la zona de interfase agua-aire, hace que los cambios en el sustrato y la fisicoquímica del agua del ecosistema generados por la minería en la zona, no tengan efecto significativo sobre ellos. Al respecto, Andersen (1982) y Polhemus & Manzano (1992), señalan que muchos hemípteros son altamente especializados en cuanto a su hábitat en la película superficial del agua en zonas de poca corriente, siendo muy comunes en los cuerpos de agua y muy numerosos en las zonas tropicales.

Por otro lado, autores como Mazzucconi *et al.*, (2009), manifiestan que la prevalencia de los hemípteros en la zona estudiada es un indicador de las condiciones ecológicas del sistema; y en este sentido, los miembros de este grupo son una parte esencial de los ecosistemas acuáticos, sobretodo como indicadores de calidad de agua junto a otros grupos de macroinvertebrados, puesto que su presencia y diversidad en ambientes relacionados con la actividad humana, puede proveer buenas indicaciones acerca de cómo las actividades antropogénicas afectan estos ecosistemas en comparación con áreas menos alteradas por el hombre.

Al comparar los datos de macroinvertebrados en el río Quito, con ecosistemas del mismo tipo en la región, se observa una gran diferencia para valores riqueza (4 Géneros) y abundancia de (5 individuos). Esta baja riqueza de organismos, es resultado directo de las transformaciones morfológicas a lo largo del todo el río y aquellos que desembocan a él; dando resultado a las bajas concentraciones de oxígeno, alta turbidez y sedimentación, como resultado de la actividad minera, generalizada en la zona, lo cual modifica los hábitats, altera la oferta trófica y afecta la dinámica

fisicoquímica del ecosistema, factores que son determinantes para el sostenimiento y permanencia de una abundante fauna acuática. Por su parte, autores como Posada (1996) y Borja *et al.* (2005), explican que altas concentraciones de turbiedad juegan un papel importante en la transmisión de la luz, incidiendo directamente en la productividad y en el flujo de energía dentro del ecosistema. Según la turbiedad es uno de los factores que inciden en la disminución de los habitantes de un medio acuático, ya que las partículas suspendidas se van acumulando y dificultan la supervivencia de ellos.

Otras investigaciones realizadas por el IAP en el año 2013 en la quebrada el Atajo (Guapi) y quebrada Chinchano en el río Timbiquí (Cauca), arrojaron resultados similares en riqueza y número de especies a causa de las operaciones mineras en estos ecosistemas. Esta situación se explica para el caso de la cuenca del río Quito, con la transformación total del cauce de estas fuentes hídricas, con el desarrollo de procesos mineros que genera una modificación directa de los diferentes microhábitats y la reducción acelerada de la riqueza y la abundancia grupos de Macroinvertebrados indicadores de buena calidad. Del mismo modo, autores como Lozano y Salas (2006) en el río Opogaodó-Condoto, en un tramo perturbado por la actividad minera, no registraron ningún tipo de organismo como resultado de la actividad antrópica que estaba más desarrollada en este sitio, lo que ocasionó la pérdida de hábitats y por lo tanto la de los organismos, ya que los macroinvertebrados acuáticos son muy sensibles a los cambios ocasionados por esta clase de disturbio. Estos resultados contrastan con los encontrados en ecosistemas que no han sido sometidos a procesos mineros, como los de Rivas *et al.*, (2003), Torres *et al.*, (2006); Asprilla *et al.*, (2006); Mosquera *et al.*, (2006); Casas *et al.*, (2006), Córdoba *et al.*, (2007), Salas *et al.*, (2011) en el departamento del Chocó, en los que se describe una comunidad de macroinvertebrados acuáticos diversa y abundante.

Otro aspecto que debe ser especialmente resaltado, es el hecho de que de las 17 estaciones ubicadas en el río Quito, solo fue posible registrar macroinvertebrados acuáticos en 4 de ellas, ubicadas en las zonas intermedias y bajas del río, lo que evidencia en gran medida el gran deterioro que han causado los procesos mineros que se vienen adelantado en los últimos años en la zona, los cuales han afectado directamente a la comunidad de macroinvertebrados, dada la alta sensibilidad de la misma a las modificaciones de su ambiente. Al respecto, Marques *et al.*, (2001) y Alonso y Camargo (2005). Señalan que las minas abandonadas son una importante fuente de contaminación

para los ríos cercanos a ellas, generando graves efectos sobre la estructura de las comunidades acuáticas, sobre todo las de macroinvertebrados, dada la alta sensibilidad de los grupos que la componen a las perturbaciones de su ambiente.

El análisis de la comunidad de Macroinvertebrados acuáticos en el río Quito, muestra un estado de degradación elevado, lo que se corrobora con la poca presencia de taxones identificados, puesto que ellos presentan la particularidad de responder a toda clase de disturbios en este caso la minería generalizada en la zona; que destruye los hábitats y altera calidad fisicoquímica de la misma, es por ello que la ocurrencia de los hemípteros no se vio afectada, ya que ellos prefieren como hábitat el espejo de agua. En este sentido se encontró una ausencia de grupos taxonómicos indicadores de buena calidad del agua como son los órdenes Trichoptera, Ephemeroptera y Plecóptera, que habitan en cauces poco intervenidos y sin alteración.

Resultados:

Las actividades extractivas que más daño han estado produciendo, según observación en la zona de estudio, es principalmente la minería, siendo esta una de las más perjudiciales para ambientes acuáticos debido a la contaminación con Mercurio y a la remoción de sedimentos, ocasionando el aumento de sólidos suspendidos en el agua; Teniendo en cuenta que los macroinvertebrados acuáticos, son una herramienta clave en la evaluación de un cuerpo de agua, al proporcionar un eslabón fundamental en las cadenas alimenticias y proveer excelentes señales sobre su calidad, De este modo, se evidencia una alteración de los parámetros ecológicos de este grupo y que al relacionarlos con las variables ambientales que también presentan un comportamiento similar, se puede concluir que las funciones básicas del ecosistema han sido alteradas en un alto porcentaje, esto como resultado del disturbio minero periódicamente en la zona, produciendo la desaparición de la fauna acuática y del mismo modo disminuyendo de forma evidente la salud del mismo; sin embargo situaciones como estas ponen de manifiesto no solo el daño ecológico sino también efectos a la salud humana.

Literatura citada

Casas, L., K.E. Córdoba-Aragón, S. Asprilla-Murillo y Z. Mosquera. 2006. Composición y distribución del orden Ephemeroptera en los ríos Tutunendo y Catugadó, Quibdó-Chocó (Colombia). *Asociación Colombiana de Limnología -Neolimnos*, 1: 92-97.

Rivas, M., Z. Mosquera-Murillo & S. Asprilla. 2003. Calidad ecológica de las aguas de la parte media del río Cabi utilizando los macroinvertebrados como indicadores. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó*. Vol. 19, 59 – 63.

Asprilla, S., Z. Mosquera-Murillo & M. Rivas. 2006. Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad ecológica del agua en la parte media del río Cabi (Quibdó – Chocó). *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*. Vol.18, 43 – 50.

Mosquera, Z., D. Bejarano & S. Asprilla. 2006. Estudio del orden Trichoptera (Insecta) en dos ecosistemas lóticos del municipio de Quibdó, Chocó – Colombia. *Libro de la Asociación Colombiana de Limnología*. Vol. 1, 85 – 91.

Córdoba, K., L. Casas, Z. Mosquera-Murillo & S. Asprilla. 2007. Composición y variación temporal del orden Ephemeroptera (Insecta) en los ríos Tutunendo y Catugado, Quibdó (Chocó - Colombia). *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*. Vol. 19, 34 – 41.

Torres Y, Roldan G, Asprilla S, Rivas T. 2006. Estudio preliminar de algunos aspectos ambientales y ecológicos de las comunidades de peces y macroinvertebrados acuáticos en el río Tutunendo, Chocó-Colombia. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Exactas Fis. Nat.* (30)114: 67-76.

Salas, Y., S. Geovo & S. Asprilla. 2011. Caracterización de las comunidades perifíticas y de macroinvertebrados acuáticos presentes en el río Pacurita, corregimiento de Pacurita, Quibdó-Chocó-Colombia. *Revista Biodiversidad Neotropical*. Vol 1 (2):

Alonso, A & J.A. Camargo. 2005. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas* 14 (3): 87-99.

Marqués, M. J., Martínez-Conde, E. y Rovira, J. V. 2001. Los macroinvertebrados como índices de evaluación rápida de ecosistemas acuáticos contaminados por metales pesados. *Ecotoxicology and Environmental Restoration* 4: 25-31.

Andersen Nm. The semiaquatic Bugs (Hemiptera: Gerromorpha) Phylogeny, Adaptations, Biogeography and Classification. *Entomograph* Vol. 3. Scandinavian Science Press LTD Klampenborg; 1982.

Mazzucconi, S., López Ruf, M. L. & Backmann, A. O. 2009. Hemiptera-Heteroptera: Gerromorpha y Nepomorpha. Pp. 167-231. En: E. Domínguez & H.R. Fernández (eds.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina. 656 p.

Polhemus, J. T. & M. R. Manzano. 1992. Pp. 302-320. En: D. Quintero & A. Aiello (eda.). *Marine Heteroptera of the Eastern Tropical Pacific (Gelastocoridae, Gerridae, Mesoveliidae, Saldidae, Veliidae)*. Oxford University Press, USA.

Najera, (1980) Ruben Iadrera fernandez. Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores del estado ecológicos de los ríos. página de información ambiental 2012

Lozano. E y Salas. Y (2006) Evaluación del impacto de la actividad minera sobre la calidad del agua en el rio Opagadó, Condoto-Chocó. Tesis de Grado Universidad Tecnológica del Chocó

IIAP 2013. Evaluación de calidad de una fuente hídrica disturbada por la actividad minera utilizando indicadores biológicos. (Macroinvertebrados acuáticos y peces). Quebrada el Atajo. Municipio de guapi – cauca

Fernández, H. R.& E. Dominguez. 2001. Guía para la determinación de los artrópodos sudamericanos. Editorial Universidad de Tucumán. Argentina

Merritt, r. w. & k. w. Cummins. 1996.An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Kendall/Hunt Publishing Company. Dubuque, Iowa. Univ. of California, Berkeley.Pág. 862.

2.5.2.3 *Componente vegetación*

La vegetación es uno de los principales componentes del mundo natural que sustentan la mayoría de los procesos en un eslabón vital en el funcionamiento y flujo energético y de nutrientes en los ecosistemas, desencadenando la base trófica para la vida, donde se desprenden múltiples servicios ambientales y ecosistémicos que han hecho posible el sustento de la especie humana y de la fauna en general. Dentro de los beneficios que ofrecen podemos destacar la protección del suelo, la regulación y determinación del clima regional, siendo esta una de las principales causas por la que se hace importante el estudio de la flora de un lugar o sitio determinado.

En este sentido, el departamento del Chocó ha sido catalogado como una región altamente biodiversa por presentar un alto endemismo de especies; así mismo, el municipio de Rio Quito, caracterizado por poseer una alta vegetación, viene presentado afectaciones en el componente hídrico, faunístico y florístico debido a la actividad minera indiscriminada que se desarrolla en las zonas boscosas y en las riberas de las fuentes hídricas, lo que ha desencadenado ruptura irreparable en los ecosistemas que hacen parte de esta región.

Por lo anterior, se realizó la caracterización de la flora asociada a la parte media y baja del río Quito, como una estrategia ambiental que servirá de soporte técnico en la aplicación de políticas públicas locales, regionales y nacionales que rigen la gestión del medio ambiente.

Áreas de muestreo:

Para la selección de los sitios o escenarios de muestreos, se identificaron 3 criterios.

- Criterio 1: Área con presencia de actividad antrópica desarrollada por actividad minera aluvial.
- Criterio 2: Área en donde se evidencia procesos de restauración, reforestación o rehabilitación paisajística
- Criterio 3: Área susceptible a inundación frecuente o en donde se evidencia procesos de erosión hídrica.

Para determinar la vegetación riparia del río Quito, se delimitó el área, se seleccionaron los sitios de muestreo por unidades paisajísticas estableciendo transeptos lineales de 25 x 100 metros en cada sitio de muestreo; posteriormente se realizó la toma de datos cuantitativos relacionados a la abundancia de especies vegetales y determinando por inspección ocular el estado de conservación.

Registro y procesamiento de la información:

Para el reconocimiento de la flora asociada en las márgenes del río Quito, se realizaron observaciones directas en campo, donde se establecieron transeptos lineales de 25 x 100 metros; de la misma manera, se obtuvieron testimonios suministrados por los guías de campo. El material se colectó y fotografió en estado fértil para su posterior identificación, el cual fue prensado, etiquetado e identificado con la ayuda de claves taxonómicas y las bases de datos de: Herbario Nacional Colombiano (COL), Jardín Botánico de Missouri (MO), New York Botanicals Garden (NY), Real Jardín Botánico (KEW), así como International Plant Names Index (IPNI), Neotropical Herbarium Specimens <http://fm.fieldmuseum.org/vrrc>, entre otros sitios disponibles.

Resultados:

- Descripción de los escenarios y puntos de muestreo:

Los muestreos, se desarrollaron en el municipio de Río Quito (Chocó- Colombia) en los corregimientos de Paimadó (parte media) y San Isidro (Parte baja); según el sistema de Holdridge (1.982) corresponden a la zona de vida bosque pluvial tropical (bp-T), que se caracteriza por presentar una temperatura mayor a 22°C y precipitación entre 8.000-10.000 mm anual. Una de las principales actividades económicas en la zona es la actividad minera, realizada sobre el cauce y márgenes del río Quito; así mismo, se desarrolla explotación forestal, pesca y agricultura a baja escala.

Los escenarios de muestreos son: 1. sector San Pablo, en este sitio se establecieron 2 puntos de muestreos (área en proceso de regeneración natural y un área con plantación forestal. 2 sector Congo se estableció un punto de muestreo (área de llanura aluvial)

Sector San Pablo:

Localizado en la parte media del río Quito, en su margen derecha, dista 25 minutos de Paimado, su cabecera municipal; en esta área, por su alta actividad minera se establecieron 3 sitios de muestreo que evidencian los cambios en la composición y su relación con la minería, que corresponden: 1. Área intervenida en regeneración natural 2. Área intervenida de recuperación forestal.

Composición Florística (Área intervenida en restauración).

Se registraron un total de 50 especies, agrupadas en 25 familias, donde sobresale notablemente la familia Arecaceae (Palmas) con 9 especies equivalentes al 18%, seguidas de Melastomatácea y Rubiácea con 4 Sp equivalente al 8% cada una (8%).

El considerable número de especies de palmas registradas en este punto de muestreo, demuestran la dominancia de este grupo en la selva pluvial tropical; lo cual es confirmado por Palacios et al (2.003), quienes consideran que un aspecto a tener en cuenta en los bosques del Chocó, es la fiel presencia de las palmas, las cuales en todos los estudios realizados aparecen ocupando un alto registro, tanto a nivel de composición florística como a nivel de importancia ecológica (IVI); así mismo, según Gentry (1.986; citado por Bernal & Galeano 1.993), desde el punto de vista de la composición de los bosques, este grupo se encuentra entre las siete familias de plantas leñosas con mayor número de especies en los bosques bajos del Pacífico.



Figura 9. Escenario 1. Restauración

Por lo anterior, si bien en este estudio, este taxón conserva su composición en este tipo de bosques, es relevante poner en alerta esta característica debido a la presión existente por el desarrollo de minería, la cual, cada vez se realiza de manera inconsulta, y sin tener en cuenta los criterios y principios de responsabilidad social y ambiental.

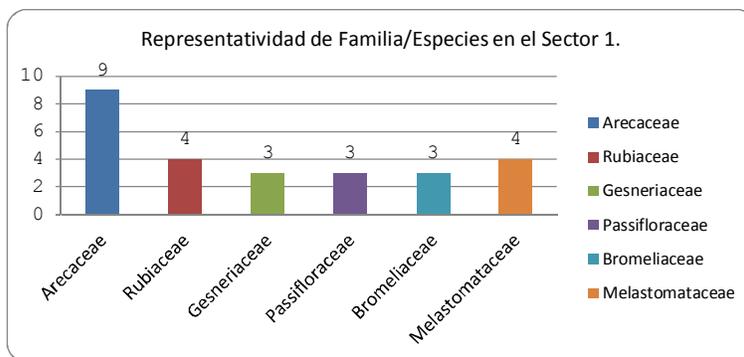
Así mismo, es de gran importancia destacar, la presencia de *Cespedecia macrophylla*, la cual registró la mayor cantidad de individuos (47) con diámetros a la altura del pecho superiores a los 25 centímetros y alturas entre los 12 y 20 metros. Esto demuestra su importancia en la estructura de este tipo de ecosistemas; de igual manera, es común observar rodales aislados de *Vochisia ferruginea*, y árboles dispersos de *Pithecellobium longifolium* (Pichindé) en las orillas o márgenes del río, cumpliendo con sus funciones ripiaría.

El Pichindé, entre múltiples funciones, cumple ecológicamente con la función de evitar la erosión de las mismas y es considerada como una excelente fijadora de Nitrógeno, importante fijadora de diques e ideal para el asocio de cultivos de banano y plátano (Conif- Holanda 1987).

Para las áreas fuertemente intervenidas aledañas a la actividad minera como el caso de los sitios de muestreo 1(Área intervenida en regeneración natural) y 2 (Área intervenida de recuperación forestal-Acacia), es notable la dominancia de especies pioneras como: Cañales de *Gynerium sagittatum* (Caña flecha), y *Paspalum repens* y *Mimosa púdica* (Cierrate puta) en asocio con árboles

dispersos de *Vismia macrophylla*, *Porouma chochoana* y *Luehea seemanii* (Guácimo colorado); mientras que el sitio dominados por las plantaciones de Acacia (Área intervenida de recuperación forestal) se registró el asocio, con especies pioneras como *Croton killipianus*, (Algodoncillo) con abundantes individuos en estado brinzal, condición que demuestra el posible empleo de esta especie como firme candidata a tener en cuenta en procesos de restauración con especies nativas.

Si bien es cierto, esta especie y otras se encuentran asociadas con la Acacia, vale la pena aclarar que lo hacen a una distancia considerable 1 a 3 metros, puesto que se observó que las especies más próximas, presentaron quemaduras e inhibición de su crecimiento fácilmente observable en los individuos de *Lasiacis* sp.



Gráfica 4. Representatividad de familias por especie en la parte media. Sector. San Pablo

Composición florística (Área intervenida de recuperación forestal):

En el transecto ubicado en el bosque secundario medianamente intervenido, se registraron 50 especies distribuidas en 25 familias; mientras que en aquellos ubicados directamente en sitios bajo afectación minera, se encontraron 17 especies distribuidas en 9 familias para el bosque en regeneración natural, 7 especies y 5 familias para el área de recuperación forestal (Cultivo de Acacia). *Arecaceae*, *Rubiaceae*, *Ochnaceae* y *Melastomataceae*, fueron las familias más representativas en zonas menos intervenidas; mientras que *Poaceae*, *Araceae*, dominaron en las zonas que habían sido sometidas a extracción minera.



Figura 10. Escenario 2. Parches de *Acacia mangium* Wild

En general, y a pesar que se registraron diferencias marcadas en la composición de los tres sitios, podemos afirmar que las especies dominantes reflejan un ambiente intervenido y disturbado por la acción de la actividad minera, como lo confirman las composiciones en otros estudios, donde para este tipo de ambientes ya sea por explotación minera o forestal, el comportamiento de la vegetación es el mismo.

En este sentido, Valoyes (2.013), en un estudio de la flora asociada en Timbiquí – Cauca, sostiene que las familias más representativas de ambientes disturbados, corresponden a grupos colonizadoras de ambientes intervenidos, situación que indica la alteración antrópica en que se encuentra el ecosistema.

Lo anterior, demuestra que se carece de elementos autóctonos de este tipo de ambientes, y a que las especies que allí se establecen, tienen la particularidad de sobrevivir a grandes disturbios ocasionados por actividades como la minería practicada en inmediaciones de la fuente abastecedora. Igualmente, Bonilla et al (2.011) en San Isidro, registraron menor número de especies en las áreas intervenidas por la actividad forestal y que en los claros y caminos de arrastre de madera, se encuentran especies pioneras, de las familias, Melastomatácea, Euforbiaceae, Rubiaceae, Aracaea y Poaceae.

Así mismo, según datos citados por el IIAP 2013, en el marco de la formulación del protocolo de restauración de áreas degradadas por actividad minera, citan que:

Acacia mangium presenta un gran potencial para la recuperación de sitios afectados por diferentes procesos degradativos, especialmente aquellos que dejan el suelo con bajos o nulos contenidos de materia orgánica y nutrientes, que impiden un adecuado y rápido proceso de colonización vegetal (Castellanos & León 2010).

Los experimentos realizados por Castellanos & León (2010) y León et al (2008) señalan que esta especie juega un papel fundamental a la hora de escoger tratamientos que se adapten fácilmente a suelos degradados y con altos contenidos de Hg no solo por la capacidad que presenta la especie en producir altos contenidos de biomasa que se descomponen fácilmente y adecuan el terreno, además de inmovilizar el Hg y evitar su flujo hacia acuíferos.

A pesar de no tener certeza se cree que A. mangium puede llegar a ser una especie nociva, foránea e invasiva y que podría con el tiempo reducir el potencial de rejuvenecimiento de la biota original e invadir bosques secundarios de montaña y bosques pluviales (FAO 2004).

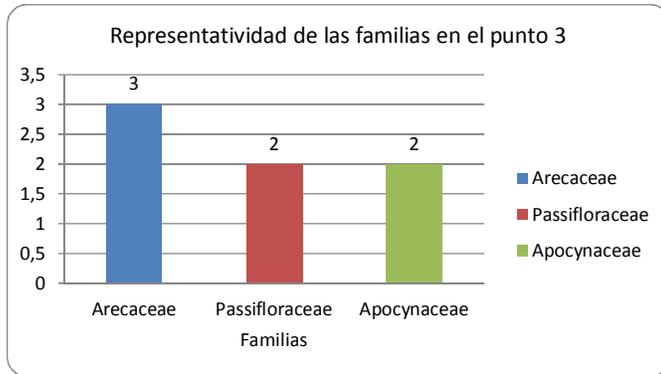
Sector Congo (Llanura aluvial):

Localizado en la parte baja del río, en los alrededores del corregimiento de San Isidro, esta zona de muestreo corresponde a una llanura aluvial, o área que se mantiene inundada o anegada.

Composición Florística:

Dominada notablemente en la orilla por bastas poblaciones de Paspalum repens y Spatiphyllum Friedencsthy (Niño en Cuna) y en tierra firme por la palma Euterpe precatoria (Murrayo). Para esta punto, se registró un total de 20 especies agrupadas en 16 familias, siendo su mejor representante la familia Araceae con 3 especies (15%), seguido de Passifloraceae y Apocynaceae con 2 especies cada una (2%). En este ambiente se puede distinguir a simple vista dos tipos de asociaciones

vegetales, que se distribuyen de forma uniforme respondiendo a un gradiente de inundaciones y un patrón geocológico, donde el río Quito es su principal determinante.



Gráfica 5. Representatividad Familia Punto 3.

En consecuencia a lo anterior, en primer plano nos encontramos con las dominantes poblaciones de *Spatiphyllum Friedencsthy*, acompañada de elementos arbóreos, donde podemos destacar la presencia de *Porouma Chocoana*, *Simphonia globurifera* y *pachira acuatica*. Contiguamente se consigue la asociación murrupal dominado por la palma *Euterpe precatória*, para la cual en un transepto lineal de 25 x 100 metros se registró una densidad poblacional de 294 individuos en tan pequeña superficie.

Estas especies tienen importancia socio ecológica para el Quito, las cuales debería ser declarada en algún grado de amenaza, debido a la extracción minera que ocurre en las orillas de la parte baja que menguan sus poblaciones, que son el mejor legado económico que tienen las comunidades futuras, debido al valor comercial que tiene el aprovechamiento de esta palma en la amazonia y otros lugares del pacífico



Figura 11. a. Panorama del punto 3. Zona inundable. b. Panorámica del sector Congo (Poblaciones Murrapo)

Consideraciones finales. Componente vegetación.

En este estudio, la flora asociada al río Quito, presentó una composición de especies diezmada en comparación con los resultados reportados en bosques pluviales tropicales, de las casi 8 familias que se reportan predominantes para estos ambientes, en el Quito únicamente es notable la dominancia de la familia *Arecaceae*; es evidente que la presión de la actividad minera está incidiendo drásticamente en la transformación de este ecosistema.

La no utilización de técnicas de exploración, extracción y beneficio de minerales precios bajo los lineamientos que emitidos por la autoridad minera, ambiental y étnica en zonas tituladas colectivamente a comunidades Negras e Indígenas, conlleva a que el recurso forestal el cual es el primer afectado en las etapas de exploración y extracción se afecte considerablemente sin realizar procesos de mitigación o compensación que coadyuven a la preservación de estos ecosistemas estratégicos. Ecosistema que presenta especies de gran potencial ecológico y económico como es el caso de la palma *Euterpe precatoria* (Murrapo), el cual se considera un recurso promisorio para el desarrollo sostenible de las comunidades asentadas en la parte media y baja del Quito; puesto que, de sus frutos y tallos se abastecen industrias agroalimentarias con gran demanda en el comercio local, nacional e internacional.

De acuerdo a la composición de especies, se evidencia que los individuos más representativos, pertenecen a especies pioneras que se encargan de cicatrizar los claros vegetales producto de la actividad minera como es el caso de *Ochorma pyramidales* e *inga sp.*

Por todo lo anterior, se puede decir que, las zonas sometidas a una intervención severa como la minería de aluvión difícilmente recuperarán la productividad perdida de sus suelos; sin embargo, mediante adecuadas técnicas de manejo y recuperación biológica de suelos, es posible restablecer plantas para sistemas agrícolas, pecuarios y/o forestales que requieran bajos insumos y con moderadas expectativas de producción.

Bibliografía componente vegetación:

Arroyo, E; Palacios, J; Ramos, Y; Mosquera, A; Castro & F; García. 1994. Estructura de un bosque pluvial tropical intervenido (Explotación selectiva de maderas. En memorias del I congreso Nacional sobre Biodiversidad. Biopacifico- Universidad del Valle.

Bernal, R & Galeano, G. 1993. Las palmas del andén Pacífico colombiano. En leyva (ed). Colombia Pacifico. Tomo I.

Gentry, A. 1993. Riqueza de especies y composición florística de la comunidad de plantas de la región del Chocó.

FAO - Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 2004. Unasylva - No. 217 - Las amenazas para los bosques. Revista internacional de silvicultura e industrias forestales - Vol. 55 2004/2.

Palacios, J; Ramos, Y; Mosquera, A; Castro, F; Garcia, F, Arroyo; E & Cogollo, A.2003. Estructura de un bosque pluvial Tropical, en salero unión panamericana. Salero Diversidad de un bosque pluvial tropical.

Tabla 2-22. Composición florística, parte media río Quito.

ESPECIE	FAMILIA
<i>Protium veneralense</i>	Burseraceae
<i>Manicaria saccifera</i> Gaertn	<i>Arecaceae (palma)</i>
<i>Micropholis sp.</i>	<i>Sapotaceae</i>
<i>Licania chocoensis</i>	Chrysobalanaceae
<i>Heisteria acuminata (Humb. & Bonp.) Englm)</i>	Olacaceae
<i>Tapiriria myrianthus</i>	Anacardiaceae
<i>Bactris maraja</i>	Arecaceae (palma)
<i>Apeiba membranaceae</i>	Tiliaceae
<i>Sagotia racemosa</i>	<i>Euphorbiaceae</i>
<i>Eutrepe precatória</i>	<i>Arecaceae (palma)</i>
<i>Oenocarpus mapora</i>	<i>Arecaceae</i>
<i>Licania sp</i>	<i>Chrysobalanaceae</i>
<i>Ocotea carnua</i>	<i>Lauraceae</i>
<i>Chrysochlamys dependens</i>	<i>Cluciaceae</i>
<i>Inga spuria</i>	<i>Mimosaceae</i>
<i>Sclerolobium sp</i>	<i>Caesalpinaceae</i>
<i>Eschweilera aff. Integrifolia</i>	<i>Lecythidaceae</i>
<i>Eschweilera pittieri R. Knuth</i>	<i>Lecythidaceae</i>
<i>Xylopia columbiana R. E. Fr.</i>	<i>Anonaceae</i>
<i>Couma macrocarpa</i>	<i>Apocynaceae</i>
<i>Oenucarpus bataua</i>	<i>Arecaceae (palma)</i>
<i>Eclimisia sp.</i>	<i>Sapotaceae</i>
<i>Virola reidii</i>	<i>Myristicaceae</i>
<i>Cespedecia macrophylla</i>	<i>Ochnaceae</i>
<i>Wettinia quinaria</i>	<i>Arecaceae (palma)</i>
<i>Orbignya cuatrecasanaDug</i>	<i>Arecaceae (palma)</i>

ESPECIE	FAMILIA
<i>Catoblastus radiatus</i>	<i>Arecaceae (palma)</i>
<i>Vochysia ferruginea</i>	<i>Vochysiaceae</i>
<i>Mabea chocoensis Croizat</i>	<i>Euphorbiaceae</i>
<i>Vismia macrophylla</i>	<i>Clusiaceae</i>
<i>Porouma chocoana</i>	<i>Cecropiaceae</i>
<i>Sammisia sp</i>	Ericaceae
<i>Miconia calvense</i>	Melastomataceae
<i>Psychotria poeppigiana</i>	Rubiaceae
<i>Faramea calimana</i>	Rubiaceae
<i>Guzmania eduardii</i>	Bromeliaceae
<i>Faramea sp</i>	Rubiaceae
<i>Columnea sp1</i>	Gesneriaceae
<i>Columnea sp2</i>	Gesneriaceae
<i>Tococa guianensis</i>	Melastomataceae
<i>Miconia piliata</i>	Melastomataceae
<i>Clidemia killipii</i>	Melastomataceae
<i>Aechmea dactylina</i>	Bromeliaceae
<i>Aechmea aff. germinyana</i>	Bromeliaceae
<i>Guzmania aff. Ligulata</i>	Bromeliaceae
<i>Episcia sp.</i>	Gesneriaceae
<i>Coccosypselum sp</i>	Rubiaceae
<i>Passiflora vitifolia HBK</i>	Passifloraceae
<i>Passiflora nítida HBK</i>	Passifloraceae
<i>Attalea allenii</i>	Arecaceae

Tabla 2-23. Composición florística, parte baja río Quito.

Inga spuria	Fabaceae
Porouma chocoana	Cecropiaceae
Vismia macrophylla	Clusiaceae
Psychotria poeppigiana	Rubiaceae
Passiflora auriculata	Passifloraceae
Peperomia sp	Piperaceae
Cayaponia sp	Cucurbitaceae
Ipomea phillomega	Convolvulaceae
Spathiphyllum friedrichsthalii	Araceae
Philodendrum sp.	Araceae
Rhodospatha sp	Araceae
Passiflora oerstedii	Passifloraceae
Odontenia sp1	Apocynaceae
Odontenia sp 2	Apocynaceae
Columnnea sp3	Gesneriaceae
Cissus erosa	Vitaceaea
Eutrepe precatória	Arecaceae (palma)
Vochysia ferruginea	Vochysiaceae
Pachira acuatica	Bombacaceae
Epidendrum sp	Orchidaceae

2.5.2.4 *Componente fauna*

Las cuencas hidrográficas son sistemas que proveen importantes bienes y servicios, que sustentan gran partes de las necesidades básicas de las comunidades humanas ubicadas en las inmediaciones de sus riberas. Además de esto, se constituyen como el eje central e integrador de muchos grupos faunísticos que interactúan en función de los mismos, utilizándolos como la base de toda su dinámica, la cual mantiene en gran medida la producción de ambientes, que son utilizados como sitios de alimentación, reproducción, refugio y lugares de paso para numerosos organismos. Así pues, cualquier disturbio en el sistema repercutirá en la fauna asociada a estos ambientes; afectando su estructura, funcionalidad y ciclo de vida. A pesar de esto, con el transcurrir del tiempo aumentan las amenazas sobre dichos ecosistemas, debido a diferentes actividades antrópicas; Como por ejemplo la minera de oro y platino, que en el ejercicio de sus actividades termina modificando gran parte de la estructura del sistemas hídricos y con ello la disponibilidad de diferentes ambientes que modelan la diversidad de la fauna dependientes de estos cauces.

En consecuencia con todo lo anterior y preocupado por el aumento del ejercicio de la actividad minera, en las riberas de la cuenca del Río Quito, el Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico; tuvo como finalidad realizar la caracterización ecológica de la fauna de vertebrados asociada (Aves, anfibios, reptiles y aves,), a la cuenca del Río Quito. Como un aporte al conocimiento del estado de las fuentes hídricas del mismo, ya que el bienestar de las comunidades asentadas en el territorio, la vida silvestre y los ecosistemas dependen de los suministros adecuados de agua limpia.

A continuación se presenta el análisis de la composición de los diferentes grupos faunístico, asociadas a la cuenca del Río Quito. Esperamos que esta información sirva de base a las autoridades ambientales y a los diferentes entes territoriales, para la toma de decisiones en caminadas a la recuperación de este ambiente.

Área de estudio:

El área de muestreo se encuentra ubicada entre las coordenadas 05° 30' 33,12" N. 076° 44' 52.7"W (zona media del Río Quito) y 05° 06' 35.08"N. 076° 45' 042"W (zona baja del Río Quito), corresponde a un ambiente fuertemente disturbado, donde la vegetación rivereña ha sido eliminada en gran parte de este, en el cual se observan grandes montículos de grava dejada por la actividad minera. El bosque se encuentra fragmentado, con amplias áreas desprovistas de vegetación, el suelo casi en su totalidad fue removido, ocasionando la destrucción de micro ambientes, como hojarasca, troncos de árboles, piedras y vegetación en general; principalmente árboles que albergan gran variedad de fauna como aves, mamíferos y una amplia gama de insectos. Gran parte de la vegetación que se observa en las áreas que han sido perturbadas tiempo atrás, corresponden a poblaciones de *Acacia magniun*, especie introducida, que probablemente inhibe el crecimiento de gran parte de la vegetación autóctona, otras especies como *Cespedezia sp* y otras. En las áreas poco intervenidas se observó una vegetación típica como *Heliconias*, *Cecropia sp*, *Vismia baccifera* entre otras. En las áreas que aún se conserva la cobertura boscosa, se evidencio una moderada existencia o parches de *Paspalum repens*, *Heliconia sp*, *Cecropia sp*, *Euterpe precatoria*, *Gynerium sagittatum*, *Calathea sp*, en donde se observó hojarasca, troncos de árboles caídos y vegetación en general.



Figura 12. Panorámica de los sitios de estudio

Para la caracterización ecológica de la fauna de vertebrados presente en la zona media y baja de la cuenca del Rioquito se seleccionaron múltiples sitios, atendiendo los requerimientos ecológicos de cada grupo faunístico, partiendo exclusivamente de la metodología aplicada para estos y complementados con la revisión de la información existente sobre la fauna presente y asociada en zonas de influencia de la caracterización ecológica. Los organismos fueron registrados mediante diferentes metodologías asignadas para cada grupo en particular, complementada con entrevistas a los habitantes de las comunidades asentadas en inmediaciones de los puntos de trabajo, con el fin de tener una aproximación detallada sobre la información del estado de cada uno de los grupos faunísticos que ocurren al interior y en los alrededores del lugar designado para la caracterización. En atención a lo anterior, se realizaron observaciones de campo enfatizadas en puntos de muestreo específicos por grupo taxonómico, aplicando la metodología Muestreos Ecológicos Rápidos “MER” (TNC 2002). A continuación se describen las metodologías asignadas para cada grupo faunístico.

Peces:

Para el levantamiento de información íctica, se utilizaron dos metodologías. El método indirecto soportado en charlas informales a pescadores claves de la zona, los cuales a través de sus experiencias explicaron en términos de composición como ha cambiado la fauna íctica en el a través del tiempo. También se utilizó el método de observación directa, basada en la realización de muestreos con atarraya y trasmallo, en sitios con características ambientales que permitieran capturar el mayor número de especies posibles. El trasmallo se ubicó en horas de la mañana, (6 am) para ser revisado en horas de la tarde y puestos nuevamente (6 pm), esto con la finalidad de capturar aquellas especies de mayor tamaño y cuyos hábitos hacen posible su captura. Los muestreos con atarrayas se dirigieron hacia las zonas litorales permitiendo las capturas de ejemplares con un ámbito de tallas variables.



Figura 13. Muestreos ícticos en fuentes hídricas del municipio de río Quito

Los peces capturados fueron determinados *in situ*, hasta el taxón más asequible. Se tomaron muestras de peces, depositados en bolsas plásticas almacenados en una nevera con hielo. Estas fueron depositadas en bolsas plásticas esterilizadas y marcadas con sus respectivos datos (nombre científico y común, lugar de captura y estado en que se encuentre el pez) y se conservaron a una temperatura de -20°C (Escobar - Sánchez., 2010). Por último, estas fueron enviadas al laboratorio GAIA de la universidad de Antioquia en Medellín, donde se determinó los niveles de mercurio presente en el musculo del pez analizado, por medio de un proceso de espectrometría de absorción atómica de vapor en frío. Descripta por Magos y Clarkson (1972). Adicional a esto, es importante aclarar que por las características longitudinales de algunas muestras (peces) solo fue posible a aplicar los análisis de mercurio a 10 especies ícticas.

Herpetos:

Para el registro de la comunidad de reptiles y anfibios se establecieron dos metodologías: La primera se fundamentó en revisión bibliográfica y charlas con personas claves que explotan o exploran el ecosistema, lo que se conoce como registros indirectos. La segunda metodología estuvo basada en la técnica directa comúnmente usada, para este tipo de estudio como es la inspección por Encuentro Visual (VES), para la cual se desarrolló muestreos diurnos y nocturnos, en los diferentes tipos de coberturas presentes en los sitios de muestreos, con recorridos direccionados en busca de individuos que se encontraran asociados a la vegetación, al borde del cuerpo de agua o los encontrados al remover troncos del suelo y hojarasca. (Heyeret al. 1994), para la preparación de los ejemplares capturados se utilizó la metodología estandarizada por Rengifo (2002), que básicamente consiste en sacrificarlos individuos con un anestésico (rixocaina), fijarlos en formol al 10% y conservarlos en alcohol al 70%.



Figura 14. Levantamiento de la información herpetológica

Aves:

Para determinar la composición de la avifauna se utilizó el método de censos por avistamiento, que consiste en realizar observaciones directas con la ayuda de binoculares Bushnell 10x40, en periodos que van de 06:00 - 16:00 horas, horario de mayor actividad de la avifauna; acompañadas de entrevistas a los pobladores con experiencia sobre la avifauna presente en las comunidades adyacentes a la cuenca del río Quito. La determinación taxonómica de las especies se realizó in-situ mediante la utilización de las guías ilustradas de campo de Restall *et al.*, (2006) y McMullan (2011). Para determinar los gremios tróficos, las especies identificadas fueron agrupados en 7 grupos tróficos, de acuerdo con Kattan *et al.* (1996).



Figura 15. Avistamiento de aves desde un punto fijo.

Resultados y discusión componente fauna:

Peces :

Los muestreos ícticos realizados en la cuenca de Río Quito, dejaron el registro de 33 individuos agrupados en 14 especies y 11 familias, de las cuales Heptapteridae, Sternopygidae y Characidae presentaron 2 especies cada una, y las familias restantes solo tuvieron una representatividad (ver Tabla 13). Los datos de abundancia total y riqueza fueron relativamente bajos en comparación con las 38 y 24 especies registradas por la UTCH (2008) e IIAP -INVIAS (2012) respectivamente para la

misma cuenca. Esto quizás se relaciona con las fuertes y continuas presiones antrópicas (actividad minera) que han existido sobre la cuenca, desde estas investigaciones hasta la fecha, lo que posiblemente ha provocado modificaciones aceleradas en su hidro-morfología y entorno, lo cual ha traído consigo grandes alteraciones y reducciones a su mínima expresión de elementos como hojarasca, vegetación acuática, piedras, troncos de árboles, que son ambientes esenciales para que se mantenga la diversidad íctica.

Con relación a lo anterior, Mancera-Rodríguez y Álvarez-León (2003), señalan que las actividades antrópicas como la minería aurífera causan notables impactos sobre los ecosistemas acuáticos y la dinámica ecosistémica de la biota asociada a estos, apreciación que es ratificada y ampliada por Hammond et al. (2013), quienes manifiestan que la minería altera la productividad primaria y la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos, producto del deterioro progresivo de cada uno de los componentes ambientales. En consecuencia con esto y entendiendo que las transformaciones aceleradas en el entorno impiden la presencia de elementos fundamentales que determinan en gran parte la diversidad íctica, es muy probable que los peces estén migrando en busca de nuevas condiciones que les permitan mantenerse en tiempo y espacio.

Otra forma de entender los bajos resultados de riqueza en esta investigación, se pueden explicar a partir de las alteraciones que sufren algunos elementos que determinan la calidad fisicoquímica del agua para la conservación de biota acuática, como el oxígeno, temperatura, sólidos suspendidos y turbiedad, como lo evidencia los datos de calidad fisicoquímica de las fuentes hídricas monitoreadas (Ver capítulo Componente Agua), que aunque están en los rangos mínimos permitidos para el desarrollo de la vida acuática, no favorecen la confluencia de algunos grupos ícticos como Astyanax, (Sardinas) Brycon (sabaletas, sardinas), Ciclidos (Mojarras), Ctenolucius (Agujas), Cynopotamus (boquiancha), Chaetostomas (guacucos, lambe palo, etc), Gilbertulus (Madreboquiancha), Roeboides (Jorobadas) Prochilodus (Bocachico), Leporinus (los rojisos) entre otros, lo que podría coincidir y validar las expresiones de diferentes pecadores de la zona, quienes expresan que algunas de las especies antes mencionados son poco o nada capturadas en las faenas de pescas. Lo que permite deducir, que realmente el proceso acelerado de extracción del valioso metal, termina alterando la dinámica ecológica de la biota asociada a este cuerpo de agua.

Tabla 2-24. Composición íctica presente en las zona de estudio.

Familia	N.científico	Representativida	N. Regional
Sternopygidae	<i>Sternopygus aequilabiatus</i>	6	Veringo
	<i>Eigenmannia virescens</i>	4	Lela
Heptapteridae	<i>Rhamdia quelen</i>	4	Barbudo
	<i>Pimelodella chagresii</i>	3	Charre
Pseudopimelodidae	<i>Pseudopimelodus schultzi</i>	3	Bagre sapo
Auchenpteridae	<i>Trachelypterus fisheri</i>	3	Caga
Cichlidae	<i>Andinoacara latifrons</i>	3	Coco
Ageneiosidae	<i>Angeneiosus pardalis</i>	1	Doncella
Pimelodidae	<i>Pimelodus punctatus</i>	1	Barbul
Loricariidae	<i>Sturisomathictys tamanac</i>	1	Guacuco
Characidae	<i>Astyanax caucanus</i>	1	Sardina lunareja
	<i>Astyanax fasciatus</i>	1	Sardina rabicolorada
Anostomidae	<i>Leporinus muyscorum,</i>	1	Denton
Bryconidae	<i>Brycon sp</i>	1	Sabaleta

Por otro lado, podemos decir que aunque las observaciones realizadas en el entorno muestran un ecosistema en avanzado estado de deterioro, las capturas ícticas evidencian que todavía es posible encontrar especies de importancia socioeconomicas como el veringo (*Sternopygus Aequilabiatus*), lela (*Eigenmannia virescens*), bagre sapo (*Pseudopimelodus schultzi*), Barbudo (*Rhamdia quelen*), Charre (*Pimelodella sp*), que soportan parte de la dieta de las comunidades asentadas en los territorios de la localidad de Río Quito.

En este contexto, es importante expresar que la presencia de dichas especies obedece posiblemente a la capacidad plástica de éstas para acoplarse a sistemas con grandes variaciones de parámetros físicos, químicos y ambientales, además el hecho de que estas especies sean en gran medida de hábito omnívoro (Rodríguez-Olarte 1996), facilita la vida de las misma en el medio, ya que, pueden aprovechar fácilmente todo la disponibilidad alimenticia presente en el ecosistema. En consecuencia con lo anterior, es muy probable que el Veringo, la Lela, el Barbudo, el Charre y el bagre sapo, no se ve han profundamente afectado ante las alteraciones ambientales que sufre la cuenca del Río Quito. Esta afirmación es corroborada con las expresiones de Karr (1986) y Araujo

(1998), quienes manifiestan que a aquellas especies ícticas tolerantes son un buen indicador de la degradación ambiental, ya que gracias a su plasticidad ecológica se adaptan mejor a los cambios en los cuerpos de agua, y por lo tanto son las últimas en desaparecer en este tipo de ecosistemas.

Por su parte Barbul (*Pimelodus punctatus*), Sabaleta (*Brycon sp*), Sardina rabicolorada (*Astyanax fasciatus*) y la Sardina lunareja (*Astyanax caucanus*), presentaron un individuo por especie, este resultado se puede utilizar como el testimonio real del alto nivel de perturbación que existe en las zonas muestreadas, situación que se relaciona con la falta de atributos fundamentales (aguas claras, grava fina, troncos, vegetación riverieña) para el mantenimiento la abundancia de organismos como estos, que seguramente en cuerpos de agua en buenas condiciones ambientales su número de abundancia sea mayor al encontrado en esta investigación.

Análisis del contenido de mercurio en peces:

Los análisis de mercurio aplicados a 10 de las 14 especies ícticas capturas, evidencian que el 100% de estas muestras contienen mercurio total. *Pseudopimelodus schultzi* (0,76 µg/g), *Pimelodella chagresii* (0.62 µg/g), *Pimelodus punctatus* (0,45 µg/g) obtuvieron las concentraciones más altas, mientras tanto, *Leporinus muyscorum* (0,07 µg/g), *Astyanax fasciatus* (0,16 µg/g), *Trachelypterus fisheri* (0,17 µg/g), y *Sturisomathictys tamanac* (0.17 µg/g), reportaron los valores más bajos. (Ver tabla 14).

Tabla 2-25. Concentraciones de mercurio en peces analizados

N. Científico	Nombre Local	Órgano analizado	Parámetro	Concentración
<i>Pseudopimelodus schultzi</i>	Bagre sapo	musculo	mercurio total	0,76 µg/g
<i>Pimelodella chagresii</i>	Charre	musculo	mercurio total	0.62 µg/g
<i>Pimelodus punctatus</i>	Charre-Barbul	musculo	mercurio total	0,45 µg/g

<i>Astyanax caucanus</i>	Sardina lunareja	musculo	mercurio total	0,38 µg/g
<i>Rhamdia quelen</i>	Barbudo	musculo	mercurio total	0,35 µg/g
<i>Eigenmannia virescens</i>	Lela	musculo	mercurio total	0,21 µg/g
<i>Trachelypterus fisheri</i>	Caga	musculo	mercurio total	0,17 µg/g
<i>Sturisomathictys tamanac</i>	Guacuco	musculo	mercurio total	0,17 µg/g
<i>Astyanax Fasciatus</i>	Sardina rabricolorada	musculo	mercurio total	0,16 µg/g
<i>Leporinus muyscorum,</i>	Denton	musculo	mercurio total	0,07 µg/g

Los datos de mercurio total obtenidos en los bagres como *Pseudopimelodus schultzi*, *Pimelodella chagresii*, *Pimelodus punctatus* y *Rhamdia quelen*, se pueden relacionar con el comportamiento bentónico y con la marcada tendencia carnívora de estos organismos, esta particularidad permite, que dichas especies se alimenten de otros grupos taxonómicos (Zooplancton y Algas) que se ubican en el fondo acuático y que por su naturaleza ecológica son de los primeros en incorporar a la cadena, el mercurio que llega de diferentes formas al sistema bentónico, en este sentido y entendiendo los procesos de la cadena trófica, la cual indican que la mayor parte de bagres se encuentran en los niveles más altos de la pirámide alimenticia (Roman – Valencia 2004), es posible que estas especies por presentar una marcada conducta omnívora con tendencia carnívora – ictiófaga, estén bioacumulando y biomagnificando concentraciones significativas de mercurio total. Sumado a esto, la características fisio-morfológico (piel lisa) de estos bagres, posiblemente facilita la bioacumulación de este metal por exposición directa de su piel con el medio.

Lo anterior, es ratificados por diferentes autores (Ruiz et al. 1995, Olivero-Verbel, Marrugo et al. 2007, Álvarez-León., 2009) quienes en sus investigaciones sobre los niveles de biocumulación de mercurio en peces en el canal de dique, encontraron que las especies ícticas de los eslabones más altos de la cadena trófica (consumidores terciarios) como el moncholo y algunos bagres presentaron las concentraciones más altas. Sumado a esto ECOPETROL-ICP et al., (1993), encontraron que en fuentes hídricas con influencia directa a desechos mineros (Río Ité, Pocuné y el Bagre-Antioquia), las especies de peces con mayores concentraciones fueron las asociadas al fondo de la columna del

agua y las pertenecientes a niveles tróficos superiores, como los bagres, que tienen una marcada tendencia bentónica y hábitos carnívoros. De la misma forma Cala-Cala(2001), identifico en el río Magdalena y alto río Meta, que los peces de conducta carnívora presentan los valores más alto de mercurios comparados con otros peces de conducta trófica, (iliófagas y herbívoras). Lo anterior muestra que el nivel de acumulación de mercurio en los peces, no es igual para todos los ejemplares, debido a que la concentración de este elemento en los peces, depende básicamente de la ubicación del organismo en la cadena trófica, habito alimenticio, la cercanía que tienen estos a los vertimientos mineros y posiblemente el tiempo de permanencia en el medio acuático (longevidad).

Por otro lado, la sumatoria total de los valores de mercurio obtenidos en los peces analizados, arrojaron un valor de 3,34 $\mu\text{g/g}$, de estos el 41,3% corresponde a 2 especies (Bagre sapo y Charre), los cuales presentan valores por encima de los rangos (0.2 $\mu\text{g/g}$ y 0.5 $\mu\text{g/g}$ Organización mundial de la salud) permitidos para el consumo humano, tanto para mujeres en estado gestación, como para niños y niñas. Un 35,3% que agrupan 3 especies, (Barbul, Sardina lunareja Barbudo,) mostró concentraciones de mercurio menores a los 0.5 $\mu\text{g/g}$ permitidos para el consumo humano, diferente de las poblaciones vulnerables (niños, niñas y mujeres embarazadas). Otro 17% distribuido en 4 especies (Caga, Guacuco, Sardina Rabicolorada, Denton) presenta valores de mercurio total por debajo de los estándares (0.2 $\mu\text{g/g}$ y 0.5 $\mu\text{g/g}$ Organización mundial de la salud) permitidos para el consumo de peces con mercurio; un último 6% está en el límite para el consumo de peces con mercurio por parte de niños, niñas y mujeres embarazada (Tabla 15). (WHO, 1991).

Tabla 2-26. Porcentaje de acumulación mercurial.

Especies	Concentración	Sumatoria de valores de mercurio	% de mercurio por
Bagresapo	0,76 $\mu\text{g/g}$	1,38 (41,3%)	20%
Charre	0,62 $\mu\text{g/g}$		
Barbul	0,45 $\mu\text{g/g}$	1,18 (35,3%)	30%
Sardina lunareja	0,38 $\mu\text{g/g}$		
Barbudo	0,35 $\mu\text{g/g}$		
Lela	0,21 $\mu\text{g/g}$	0,21 (6,3%)	10%

Caga	0,17 µg/g	0,57 (17,1%)	40%
Guacuco	0,17 µg/g		
Sardina rabicolorada	0,16 µg/g		
Denton	0,07 µg/g		
TOTAL		3,34 µg/g	100

Referente a lo anterior, se puede argumentar que es posible que el consumo constante de las especies ícticas que presentan valores de mercurio total, entre 0,35 µg/g - 0,76 µg/g puedan aumentar las posibilidades de contaminación por mercurio a las personas que utilicen este recurso. A demás, si tenemos en cuenta los aportes de Marrugo (2007), quien manifiesta que el consumo de 0.12 kg de peces contaminado con mercurio, especialmente carnívoros, incrementa el riesgo de envenenamiento a las poblaciones humanas que consumen estos organismos. Podemos sustentar que las especies de bagre (Bagre sapo y Charre) reportadas, se podrían considerar un riesgo para el consumo diario de las mismas.

Por su parte, los datos de mercurio encontrados en los peces como el Caga, Guacuco, Sardina rabicolorada y Denton, permiten sustentar que es posible que el consumo de estas especies tengan menos posibilidades de contaminación a las comunidades que las utilice (sustento alimenticio). Sin embargo es importante recordar una vez más, que el consumo diario permite acumular concentraciones de este metal en los órganos de quienes los consuman.

Estado de conservación de la ictiofauna:

De la fauna íctica registrada en esta investigación, se encontraron dos especies con algún grado de amenazas *Angeneiosus Pardalis* (VU) y *Pseudopimelodus Schultzi* (NT) (Mojica et al 2012). La situación de la doncella en esta categoría de amenaza, está relacionada a la historia de su aprovechamiento en cuencas del Atrato, y a la utilización de métodos de pesca inadecuados que terminan capturando ejemplares por debajo de la talla mínimas reglamentadas por las autoridades regionales.

- Herpetofauna:

Los anfibios de la localidad estuvieron representados por 11 individuos del orden anura (ranas y sapos), tres especies *Rhinella marina*, *Craugator sp.*, y *Dendrosophus phlebodes* (tabla 16). La especie de mayor representatividad para la zona fue *R. marina*, de la cual se registraron nueve individuos, la presencia de esta especie en el área de trabajo obedece a la capacidad de resistencia que posee el sapo común para soportar variaciones adversas en los ecosistemas naturales. Las alteraciones que pueden ser producto de fenómenos naturales y antropogénicos parecen no tener alta incidencia frente a comportamientos reproductivos ni de crecimiento poblacional de la especie; aspecto que le permite adaptarse y explorar áreas altamente intervenidas por la actividad minera de oro y platino, como en el caso del presente estudio, donde no solo se registraron los nueve individuos si no también numerosas posturas que evidencian la manera como la especie utiliza cuerpos de agua bastante inestables para el desarrollo de sus crías. Este fenómeno parece replicarse a lo largo y ancho de la región del Pacífico donde en varios entables mineros ha sido esta especie la más común. IIAP & MAVDS (2012), sostienen que esta especie aprovecha muy bien las pozas y charcas que dejan a su paso los entables mineros, donde este batrachio puede reproducirse y depositar sus huevos.

Tabla 2-27. Composición de la fauna de anfibios asociada a las fuentes hídricas del municipio de Río Quito.

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	ABUNDANCIA
Anura	Bufonidae	<i>Rhinella marina</i>	9
	Hylidae	<i>Dendrosophus phlebodes</i>	1
	Craugastoridae	<i>Craugastor sp.</i>	1

Un aspecto preocupante en el área de estudio es que las alteraciones antropogénicas realizadas en el entorno pueden estar causando impactos directos e indirectos en la comunidad de anfibios, lo cual basado en los registros directos, el disturbio está destruyendo y fragmentando los hábitats, alterando drásticamente los cuerpos de agua y en su efecto, la funcionalidad y estructura de este grupo taxonómico. Lo cual se evidenció el reportarse en este estudio una composición anfibia

característica de áreas abiertas o de áreas que presentan un importante índice de intervención antrópica; lo que sugiere que aquellas especies más críticas y especialistas pudieron verse directamente afectadas conllevando a una desaparición local de las mismas.

Con respecto a lo anterior Saunders et al (1991) y Dupuis et al (1994), coinciden en afirmar que la fragmentación y deforestación de los bosques inciden no solo en la riqueza y abundancia de los anfibios, sino también en la dinámica de sus poblaciones. También hay quienes sostienen que los anuros pueden ser particularmente sensibles a la fragmentación de los bosques debido a sus características fisiológicas y etológicas, y que factores ambientales como la temperatura, la precipitación y la humedad relativa del aire determinan su distribución ecológica y geográfica (Duellman & Thomas 1996, Osorno-Muñoz 1999). Estableciéndose por tanto, que para algunas especies de anuros es importante contar con cierto tipo de fisonomía vegetal relacionada con la madurez del bosque (Crump 1971), donde aspectos de microhábitat y microclima limitan su abundancia y distribución. Duellman y Trueb (1986), sostienen que las especies de anfibios permanecen ligadas directas o indirectamente a las fuentes hídricas, aunque algunas son poco dependientes, estas acuden a la cuenca o zonas adyacentes principalmente para garantizar su alimentación y para desarrollar las actividades propias de sus periodos reproductivos “amplexos, ovoposición y desarrollo larval”. Estas apreciaciones soportan la interrelación que existe entre los anfibios y el entorno natural, dado que la actividad minera afecta la integralidad y funcionalidad de los ecosistemas acuáticos y boscosos del municipio de Río Quito. Por último es importante precisar que las tres especies de la fauna anfibia, pueden considerarse un registro muy bajo comparado con el reportado por Moya & Rivas (2007) para la localidad donde estos reportan 25 especies asociadas a cuerpos de agua y bosques del Río Quito, aspecto que sugiere una real atención dada la diferencia abismal y la creciente proliferación de la actividad minera y damas actividades antropogénicas, que se desarrollan en la zona Tala de bosques y un sin número de actividades que ponen en riesgo la calidad de los bosque naturales, los ecosistemas acuáticos locales y la fauna en general.

Retomando las otras dos especies asociadas a los cuerpos de agua de la localidad, se reportó un solo individuo de *D. phlebodes*, que es una rana de mediano tamaño que también suele ser muy común cerca de cuerpos de agua y la llanura aluvial a lo largo del pacífico, en especial sobre charcas con vegetación emergente donde se perchan y emiten constantes llamados al atardecer y durante toda la noche, estas ranas por lo general se camuflan muy bien en su entorno pero, además establecen

poblaciones altas donde componen coros que son coordinados por machos focales y satélites. Esta especie, ha sido reportada como una de más abundante en diversos trabajos realizados en el departamento del Chocó Moya & Rivas (2008), IIAP & MAVDT 2008, IIAP & MAVDS (2012) a pesar de que solo se registró un individuo la población está compuesta por muchos más según los despliegues acústicos registrados durante la noche.

El caso de *Craugastor sp* suele ser similar al registrado, para *D. Phlebodes*, con la diferencia que espacialmente este craugastorido explora las playas de los cuerpos de agua. Un aspecto bastante llamativo es que esta especie fue registrada ampliamente durante un inventario realizado en área de influencia de esta localidad Moya & Rivas (2008). La presencia de este solo individuo podría estar asociada con diversas causas entre las que podríamos suponer, que puede ser debido a variaciones espaciotemporales de la especies, tiempo de muestreo o quizás sea producto de la afectación directa de la especies a causa de alteraciones a los ecosistemas acuáticos asociados a la ocurrencia de la misma.

Estado de conservación y especies de interés especial:

Durante el estudio de la comunidad de anfibios en la cuenca del río Quito no se encontraron especies ubicadas por la UICN (Rodríguez 2006) ni para la CITES, lo cual, no se debe entender como una comunidad protegida o conservada, puesto que se carece de estudios que permitan entender como las modificaciones del hábitat por actividades antrópicas afecta a las poblaciones allí existente, por lo tanto este aspecto crea la necesidad de tomar medida que permitan conocer el verdadero estado actual de dichas poblaciones de dicho ecosistema. De igual forma las especies registradas se caracterizan por tener un alta distribución en el pacífico y de habitar incluso hábitos semiurbanos exceptuando *Craugastor sp*, que presenta un rango de distribución un poco más estrecho en el pacífico pero que es común hacia la zona evaluada. Moya & Rivas (2008).

(Integrar_[MATB6])

2.5.2.5 Reptiles

Composición y estructura de la comunidad de reptiles asociados a fuentes hídricas del municipio de Rio Quito:

Durante los muestreos realizados en los ecosistemas asociados a la cuenca del rio quito, se registró una fauna reptiliana comprendida por un total de 9 especies, de las cuales 1 fue por muestreos indirectos (caiman crocodilus). las 9 especies estuvieron distribuidas en 7 géneros, igual número de familias y 3 ordenes (véase tabla 17); la composición de especie registrada en este estudio, presenta elementos que son característicos de áreas abiertas y con algún grado de alteración, vislumbrando con ello las evidentes presiones a las que estos ecosistemas están siendo sometido (principalmente por la actividad minera y deforestación), y donde familias como la polychrotidae, y especies como ameiva festiva e iguana se ven favorecidas por sus estrategias ecológicas.

Tabla 2-28. Composición de la fauna de reptiles asociada a las fuentes hídricas del municipio de Rio Quito

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	ABUNDANCIA
Crocodylia	Alligatoridae	Caiman crocodilus	1
Squamata	Iguanidae	Iguana iguana	2
	Polychrotidae	Anolis granuliceps	1
		Anolis maculiventris	1
	Teidae	Ameiva festiva	3
	Viperidae	Bothrops asper	1
Colubridae	Chironios carinatus,	1	
Testudinata	Kinosternidae	Kinosternon dunni	1
		Kinosternon leucostomun	1

Para el caso de la familia Polychrotidae, su representatividad en estos tipos de ecosistemas puede ser corroborada por autores como Hernández et al. (2001), quienes sostienen que esta familia, se caracteriza por una amplia distribución y gran habilidad de explorar casi la totalidad del rango de variación del componente vegetal como hojarasca, troncos, ramas, hojas, arbustos y árboles, Además a esta pertenecen especies como los anolis *maculiventris* y *A. granuliceps* quienes poseen una alta facilidad de explorar hábitat en altos grados de intervención antrópica, en donde encuentran una excelente oferta trófica y baja competencia (Rengifo 2002, Hurtados & Ríos 2007 y Rentería et al., 2007). Aspectos muy similares explican la representatividad de *A. festiva*, puesto que esta también es una especie oportunista que prefieren las selvas perturbadas que han sido recientemente explotadas, tolerando muy bien esas presiones antropogénicas (Biazquez 1996 y Colli 1991) (Figura 16).



hidricas del río Quito.

Especies de interés especial:

Es muy importante resaltar que a pesar de las presiones que actualmente experimentan los ecosistemas objetos de estudio, el hecho que en ellos se haya registrado un individuo de *K. dunnii*, es muy importante por diferentes factores, entre ellos, que esta es una de las tres especies de tortugas endémicas para Colombia, que hace parte de las menos conocidas y que se registra solo para el departamento del Chocó, donde su localidad estaba confinada solo a dos sitios en los cuales se habían hecho los registro tipos y que gracias a los trabajos de Rentería et al., (2012), Forero et al.

(2012), Iverson *et al.*, (2012) y IIAP (2012), han permitido ampliar su rango de distribución a otras localidades, además *K. dumni* fue la única especie amenazada registrada en este estudio, encontrándose enlistada por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza – UICN, en la categoría Vulnerable (VU); lo anterior son razones de peso para propender por la recuperación y conservación de estos ecosistemas, puesto que esta especie se convierte en un objeto de conservación importante para establecer medida y estrategias reales y legales de conservación por parte de los entes ambientales regionales y nacionales.



Figura 17. Ejemplar de *K. dumni* registrado para los ecosistemas asociados a las fuentes hídricas del río Quito.

Análisis del estado de las especies de reptiles asociadas a fuentes hídricas en la cuenca del municipio Río Quito:

La deforestación y contaminación del río Quito a causa de las alteraciones y desechos provocados por la actividad minera, pueden estar generando cambios importantes en la composición de especie, reduciendo importantemente el número de especie en el área, además de las alteraciones que pudieran producir potenciales daños fisiológicos en aquellos organismos que viven asociados a estos ecosistemas. Estas deducciones están soportadas por afirmaciones hechas por autores como Manzanilla & Péfaur (2000), quienes destacan que los reptiles son vertebrados ectodérmicos, cuya temperatura corporal depende del ambiente, lo cual, los convierte en un grupo de especial interés, no solo por sus particularidades biológicas y ecológicas, sino también por su marcada vulnerabilidad

ante la transformación y degradación de los ecosistemas que habitan. Además Rueda (1999) y Young *et al.* (2001) describen que las principales causas de extinción de los reptiles provienen de la pérdida de hábitat y la contaminación ambiental. Lo que coinciden con el estado actual del lugar de estudio.

La ocurrencia de *I. iguana*, *A. festiva*, *A. maculiventris* y *A. granuliceps*, como ya se ha mencionado son organismos que poseen la capacidad para persistir en áreas intervenidas y tolerar variaciones por fenómenos naturales y antrópicos (Castaño *et al.* 2004), no se debe ocultar el hecho de que no todas las especies pueden soportar dichas alteraciones, ya que los deterioros de hábitats y microhábitats, causados en estos ecosistemas (que además de contaminar el agua remueve muchas hectáreas de tierras con su cobertura vegetal cambiando así el estado natural de estos entornos) pueden ocasionar la muerte de individuos por las actividades de desmonte, principalmente los individuos en estadios más vulnerables (huevos, neonatos, juveniles y subadultos) y especies de baja movilidad. Respecto a este hecho Blaustein & Wake (1995), Pough (1999), aseguran que cuando las condiciones óptimas se ven modificadas por la fragmentación del bosque, y los disturbios se presentan con alta intensidad y larga duración sobre los microhábitats, pueden poner en peligro de extinción a los reptiles que poseen baja habilidad de adaptación y dispersión.

Consideraciones finales de la fauna asociada:

Basado en las observaciones directas e indirectas en el lugar de estudio, podemos confirmar que las transformaciones en el ambiente han sido tan rápidas, profundas e intensas, que elementos fundamentales como hábitats, micro ambientes y disponibilidad trófica, que modelan en gran parte la diversidad de especies faunísticas en un ecosistema natural, están profundamente modificados; por lo que la fauna sensible a disturbios se ha desplazado en busca de nuevos ecosistemas, para garantizar su estadía en la naturaleza. Sin embargo hay que resaltar que la presencia de los organismos encontrados, muestra la facilidad de acoplarse a las singularidades del ambiente. Es así como la plasticidad de estos organismos les permite aprovechar la oferta ambiental y alimenticia que deja el disturbio, por lo que es muy probable que los organismo listados aquí, se han de los últimos en desplazarse. Sin embargo es importante aclarar que si continúan las alteraciones irracionales en el ambiente, seguramente la capacidad del ecosistema para soportar los disturbios se sature y termine afectando totalmente la estructura y funcionalidad del mismo.

Particularmente, los niveles de mercurio encontrados en los músculos de los peces analizados, son se consideran significativos y/o alarmante, si se tiene en cuenta que gran parte de los peces que todavía habitan en el río Quito son consumidos por la comunidad.

De todo esto, que da recomendar a las autoridades ambientales, miembros de los consejos mayores y comunidad en general, que es necesario y urgente realizar estudios en caminados a la mitigación y recuperación del ambiente, ya que en su interior guarda una valiosa riqueza faunística que mantiene un equilibrio entre sus poblaciones y que además sirve de proteína animal para muchas de las familias ubicadas en este municipio.

Composición taxonómica de la avifauna asociada a las fuentes hídricas del área de influencia del municipio de Rio Quito:

Asociadas a fuentes hídricas con alto grado de perturbación antrópica en el municipio de Rio Quito, se registraron 24 especies de aves, distribuidas en 17 familias, Todas las especies registras se caracterizar por habitar ecosistemas altamente modificados. Las familias Thraupidae con cuatro, Icteridae y Tyrannidae con tres, las que registran el mayor número especies (Véase tabla 18). La presencia y abundancia de las especies de estas familias, se relaciona con sus hábitos generalistas y su capacidad de hacerle frente a grandes disturbios ocasionados por las diferentes actividades antrópicas sobre los ecosistemas.

Con relación a esto, si se hace un análisis de la historia de vida de traupidos, tyrannidos e ictéridos registrados en la zona, encontramos que en su mayoría presentan conductas ecológicas diversas, las cuales le permiten desplegar grandes adaptaciones a diferentes ecosistemas con altos niveles de antropización, por ejemplo en áreas disturbadas por minería aluvial, en los cuales habitan y exhiben toda su flexibilidad a los diferentes cambios que estos ambientes presentan. Al respecto, autores como Hutto (1992) y Daily et al. (2001), señalan que muchas de las aves que componen estas familias, pueden adaptarse con facilidad a hábitats altamente modificados. La capacidad de utilizar estos hábitats probablemente se deba adaptaciones obtenidas por presiones de selección, lo que hace que aquellas especies que están en constantes presiones, tienen mayor capacidad de tolerar y sobrevivir en estos paisajes modificados. (Harris y Pimm 2004).

Tabla 2-29. Composición de la Avifauna asociada a la fuente hídrica del municipio de Rio Quito.

FAMILIA	ESPECIE	N	FAMILIA	ESPECIE	N
Alcedinidae	<i>Choloroceryle americana</i>	9	Icteridae	<i>Cacicus chrysonotus</i>	1
Psittacidae	<i>Amazona farinosa</i>	1		<i>Psarocolis wagleri</i>	8
Cardinalidae	<i>Cynocompsa cynades</i>	1		<i>Molothrus oryzivorus</i>	1
Tyrannidae	<i>Tyrannus melancholicus</i>	12	Cotingidae	<i>Querula purpurata</i>	1
	<i>Canopias parvus</i>	1	Furnariidae	<i>Xenops minutus</i>	1
	<i>Myiozetetes cayanensis</i>	10	Ardeidae	<i>Ardea alba</i>	2
Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	2	Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>	1
Thraupidae	<i>Thraupis episcopus</i>	11	Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	8
	<i>Thraupis palmarum</i>	2	Ramphastidae	<i>Ramphastos swainsonii</i>	2
	<i>Tachiphonus delatrii</i>	2	Picidae	<i>Drycopus lineatus</i>	1
	<i>Ramphocelus flammigerus</i>	2	Trogonidae	<i>Trogon camptus</i>	1
Emberizidae	<i>Sporophila corvina</i>	4	Falconidae	<i>Micrastur mirandollei</i>	1

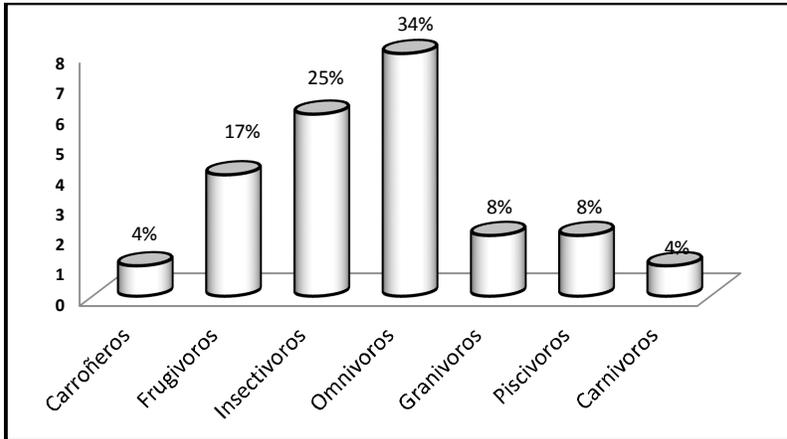
En términos de abundancia por especie, *T. melancholicus* (N: 12), *T. episcopus* (N: 11), y *M. cayanensis* (N: 10), fueron la especie con mayor número de individuos. Con relación a estas especies, se conoce que son características de ambientes alterados por acción antrópica, donde logran levantar altas abundancias, con altas densidades y constante presencia. Lo que se asume, que se debe a su oportunismo trófico hábitos generalistas y a su comportamiento plástico. Al respecto IIAP-INVIAS (2013), apuntan en señalar que estas especies presentan una alta plasticidad ecológica, gracias a sus características fisioecológicas que le permiten acomodarse y colonizar diversidad de nichos ecológicos, permitiendo que las mismas aprovechen al máximo los recursos disponibles en un hábitat específico.

A nivel general, la avifauna fue pobre en comparación con IIAP-INVIAS (2013), donde se registraron 45 especies, esta baja abundancia específica puede estar determinada por las características estructurales de la vegetación riparia, la cual se encuentra altamente disturbada, afectando de

manera directa la diversidad de aves, dado a la ausencia de la cobertura vegetal, la cual soporta gran parte de los requerimientos de hábitat y alimento de este grupo. Referente a esto Finegan et al. (2004), señala que las alteraciones en la vegetación riparia afecta la oferta de hábitat, así como las vías para el desplazamiento de la vida silvestre de un parche de vegetación a otro, disminuyendo la disponibilidad de nichos para la alimentación y reproducción (Finegan et al. 2004). De esta manera, la vegetación de riparia constituye un hábitat importante para comunidades de aves residentes y migratorias, las cuales se ven afectas por la disminución de la cobertura riparia (Treviño et al. 2001).

Gremios tróficos:

Se encontraron siete gremios tróficos, siendo el de los omnívoros el mejor representado con ocho especies (34%). Otros gremios tróficos importantes por su riqueza fueron insectívoros con seis especies (25%) y Frugívoros con cuatro (17%) (Véase gráfica 6). Ésta distribución porcentual de los gremios tróficos es atípica de los bosques del Neotrópico, donde por lo general dominan insectívoras y frugívoras, (Karr et al., 1990). Este fenómeno puede deberse a que la zona está siendo sometida a una fuerte presión, lo cual hace que la zona presente características homogéneas, permitiendo que aves oportunistas como las omnívoras aprovechen al máximo los diversos recursos disponibles en el ambiente. Mientras que las especies frugívoras requieren de heterogeneidad ambiental para satisfacer sus aspectos tróficos Duran & Kattan (2005). Esto puede explicar la poca representativa de este gremio trófico y de los insectívoros que en gran medida dependen del componente vegetal, en el cual encuentran diversos insectos de los cuales se alimentan.



Gráfica 6. Distribución de la avifauna en los diferentes gremios tróficos

Bibliografía componente fauna:

Asprilla, J., Rengifo, J. T., Jiménez, A. M. y J. D. Lynch. 2002. Ecología y estructura de la comunidad de anuros presentes en el corregimiento de Pacurita, municipio de Quibdó. *Revista Universidad Tecnológica del Chocó*: 16: Pág. 35 – 40.

Araújo, F. G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio paraíba do sul. *Rev. Brasil. Biol.*, 58(4).

Aranda M. 2000. Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México. Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 212 p.

Blaustein, A.R. & Wake, D.B. (1995). Declive de las poblaciones de anfibios. *Investigación y ciencia*, 225 (junio, 1995):8-13.

Cabrera, J.A. & Molano F. 1995. Mamíferos Macarena. Giro editores LTDA. Santa Fe de Bogotá, Colombia. 133 p. Campbell (eds.), *Urubamba: the Biodiversity of a Peruvian Rainforest*. SI/MAB Series.

Castillo, C. 1981. Citas Bibliografías de los Peces de los Principales Cuencas hidrográficas del Depto del Chocó Anexo, Breve inventario Taxonómico de los Peces de Bajo San Juan. Trabajo de Grado. Depto de Biología Universidad del Valle.

Castaño, O., G. Cárdenas, E. Hernández Y F. Castro. 2004. Reptiles en el Choco Biogeográfico. En: RANGEL-CH., (ed) Colombia, Diversidad Biótica tomo IV. Editorial Guadalupe Ltda. pp., 277-324.

CITES. 2010. Appendices I, II, III, to the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. CITES Parties at the Ninth Conference of the Parties. U.S. Fish and Wildlife Service, web page

Crump, M. 1971. Quantitative analysis of the ecological distribution of a tropical herpetofauna. Occasional Papers of the Museum of Natural History. University of Kansas (3): 1-62

Duellman, W. & R. TRUEB. 1986. Anuran amphibians from a tropical dry forest in southeastern Peru and comparisons of the anurans among sites in the upper Amazon Basin. Occasional Papers of the Museum of Natural History. University of Kansas (180): 1-34.

Dupuis, L. A. SMITH, J. & BUNNELL F. 1994. Relation of terrestrial- breeding amphibian abundance to tree-stand age. *Conservación Biology* (9):645-653.

Escobar - Sánchez., O. 2010. Bioacumulación y biomagnificación de mercurio y selenio en peces pelágicos mayores de la costa occidental de baja california sur, México. Tesis doctoral en ciencias marinas. Instituto politécnico nacional centro interdisciplinario de ciencias marinas

Emmons I. y F. Feer L. 1999. Mamíferos de los Bosques Húmedos de Américo Tropical. Una Guía de Campo. Edición en Español. Santa Cruz de la Sierra. Bolivia. 298 pp.

Forney, J. 1971. Development of dominant year calsses in a yellow perch population. *Trans Am, fish.*

Hernández, R.E.J., O.V. Castaño M., G. Cárdenas A. y P.A. Galvis P. 2001. Caracterización preliminar de la comunidad de reptiles en un sector de la Serranía del Perijá, Colombia. *Caldasia* 23(2):475-489.

Gutierrez – Hernandez, A. 2003. Análisis limnológico e ictiofaunístico del embalse Zimapa Querétaro Hidalgo. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Querétaro.

Heyer, W., M. Donnelly., R. Mediainmid., L. Hayek & M. Foster 1994. Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Method's for Amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington D.C. 364 PP.

IUCN. 2014. The IUCN Red List of Threatened Species, en <http://www.iucnredlist.org>

Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico. 2011. Valoración integrar de los ecosistemas cenagosos del municipio del medio Atrato Choco-caso Ciénaga grande de Bete, 46 p.

Ibañez, R., A. Stanley. & C. A Jaramillo. (Eds) 1999. The Amphibians of Barro Colorado nature monument soberania national park and adyacent areas 1 Ed panama, editorial mirrachi & publish 192p.

IIAP, CODECHOCÓ & MAVDS 2008. Inventario, priorización y caracterización de las ciénagas del Medio Atrato-Chocó, capitulo fauna (Anfibios).

Karr, J.R., Fausch, K.D., Angermeier, P.L., Yant P.R., Schlosser, I.J., 1986. "Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale", Illinois Natural History Survey Special Publication, 5, 1986, 1-28 pp.

Lozano, O & Murillo Y. 2011. Modelo icticos piloto de monitoreo de calidad de agua en una microcuenca del alto San Juan – Choco, Colombia. Tesis de pregrado. Universidad Tecnológica del Chocó.

Lynch, J. D. & J. M Renjifo. 2001 Guía de anfibios y reptiles de Bogotá y sus al rededores.

Lynch, J. D. 1998. La riqueza de la fauna anfibia de los Andes Colombianos. Innovación y Ciencia 7: 46-51

Lynch, J. D.1999. Lista anotada y clave para las ranas (Genero Eleutherodactylus) Chocoanas del Valle del Cauca, y apuntes sobre las especies de la Cordillera Occidental Adyacente. Caldasia 21(2):184-202

Marrugo J, Lans E, Benítez L. 2007. Hallazgo de mercurio en peces de la ciénaga de Ayapel, Córdoba, Colombia. Universidad de Córdoba, Grupo de aguas, Química Aplicada y Ambiental. Universidad del Valle, Departamento de Química. Cali, Colombia.

Mancera-Rodriguez N.,J., Alvarez-Leon., R. 2006. Estado del conocimiento de las concentraciones De mercurio y otros metales pesados en peces Dulceacuícolas de Colombia. Departamento de

Produccion Animal. Facultad de Ciencias.Agropecuarias. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.Fundación GeoSur. Bogota, Colombia.

Machado A., Chernoff B., Royero R., Mago F., Velázquez L., Lasso C., López H., Bonilla A., Provenzano F, Silvera C., 2000. Ictiofauna de la cuenca del Río Cuyuní en Venezuela Interciencia, vol. 25, núm. 1, enero-febrero, 2000, pp. 13-21, Asociación Interciencia, Venezuela

Manzanilla, J. & J. Péfaur. 2,000. Consideraciones sobre métodos y técnicas decampo para el

Mena- García, D. 2003."Diversidad de Peces de la cuenca hidrográfica del rio cabí, chocó. Tesis de pregrado. Universidad tecnológica del Chocó

Mojica, J. I., C. Castellanos, J. S Usma y R. Álvarez – León .2002. Libro rojo de peces dulce acuícolas de Colombia. Instituto de ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, MInesterio del Medio Ambiente.

Mojica, J. I., J. S. Usma y R. Álvarez – León. C.A Lasso. 2022. libro rojo de peces dulce acuícolas de Colombia. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, WWFColombia y universidad de Manizales, Bogota, D. c., Colombia.

Moya & Rivas . 2007b: Fauna anura presente en la cabecera municipal de Quibdó Memorias del XLII Congreso Nacional de Ciencias Biologicas. Barranquilla 9 al 12 octubre.

Moya & Rivas . 2008: Fauna anfibia presente en el corregimiento de San Isidro municipio de Río Quito- Chocó JM VHMemorias del XLIII Congreso Nacional de Ciencias Biologicas. Yopal Casanare 7 al 10 de octubre.

Navarro, j. F., j. Muñoz. 2000. Manual de huellas de algunos mamíferos terrestres de Colombia. Edición de Campo. Medellín, Colombia.

Ortega-Lara A., A. Aguiño y G. C. Sánchez. 2002. Caracterización de la ictiofauna nativa de los principales ríos de la cuenca alta del río Cauca en el departamento del Cauca. Informe presentado a la Corporación Autónoma Regional del Cauca, CRC. Fundación para la Investigación y el Desarrollo Sostenible, Funindes. Popayán, Colombia. 139 p.

Osorno-Muñoz, M. 1999. Evaluación del efecto de borde para poblaciones de *Eleutherodactylus* viejas (Amphibia: Anura: Leptodactylidae), frente a corredores de servidumbre en diferente estado de regeneración, en dos bosques intervenidos por líneas de transmisión eléctrica de alta tensión. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Suplemento Especial 23: 347-356.

Paez, V., C. B Bock., J. J Estrada., A. M Ortega & P. D Gutiérrez. 2002. Guía de campo de algunas especies de anfibios y reptiles de Antioquia.

Pough, H. F., 1999. Salamanders, anurans and caecilians. *In*: Pough, H. F., Janis, C. M. & Heiser, J. B. Vertebrate Life. 5 Edition, Prentice Hall, New Jersey (USA). 773p.

Rengifo, F., J. Asprilla, A. Jiménez, J. Rengifo & A. Castro 2002. Ecología y Estructura de la Comunidad de Reptiles Presentes en el Corregimiento de Pacurita Municipio de Quibdó – Colombia, Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal.

Rueda, J. V., 1999. Anfibios y reptiles amenazados de extinción en Colombia. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (23): 475-497.

Scarpeta, M.G. & A. Moreno. 2001. Diversidad ictica de la quebrada Pando, sistema hídrico del Atrato, Quibdó –Chocó. Tesis de pregrado. Universidad Tecnológica del Chocó Diego Luís Córdoba

Suárez, L. & P. A. Mena. 1994. Manual de métodos para inventarios de vertebrados terrestres. EcoCiencia. Quito.

Saunders, D. A., J Hobbs & C.R Margule. 1991 biological consequences of ecosystem fragmentation. A. Review. *Conservations Biology*. 5: 18-32

Tirira, D. G. (ed.). 1999. Mamíferos del Ecuador. Museo de Zoología. Pontificia Universidad Católica del Ecuador and SIMBIOE. Publicación especial sobre los mamíferos del Ecuador 2. Quito.

Universidad Tecnológica del Chocó 2007. Caracterización taxonómica de la fauna de vertebrados presentes en el municipio de municipio de río quito. Quibdó, Chocó pp 30.

Vargas F. & F. Castro, 1999. Distribución y preferencias de microhabitat en anuros (Amphibia) en bosque maduro y áreas perturbadas de Anchicayá, Pacifico colombiano. *Caldasia*. 21(1):95-108.

Young, B. E. , K. R. Lips, J. K. Reaser, R. Ibañes, A. W. Salas, J. R. Cedeño, L. A. Colomna, S. Ron, E. La Marca, J. R. Meyer, A. Muñoz, F. Bolaños, G. Chaves & D. Romo, 2001. Population

declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology* 15(5): 1213-1223

WHO. Environmental Health Criteria 101 (IPCS). Methylmercury. World Health Organization. Geneva (Italy); 1991.

2.5.3 Caracterización socioeconómica y cultural. Zona Río Quito.

La conservación del medio ambiente había sido una conducta observada en el hombre de ayer con respecto al hombre actual y, aun cuando el primero también derivaba bienes y servicios extraídos de la naturaleza, está demostrado que nunca abusó de ella para satisfacer sus necesidades básicas o primarias. Razón por la cual la conservación de la biodiversidad con todas sus especies, igual que madres de agua, las cuencas de ríos, quebradas y riachuelos y en general el ecosistema biótico y abiótico, nunca estuvieron tan alterados como hoy con el advenimiento de nuevas técnicas y tecnologías impulsadas por el hombre con lo cual ha roto también su máxima representatividad que siempre fue su tejido social y cultural.

Este nuevo proceso rotó las conductas de preservación y equilibrio en toda la cuenca del río Quito, que servía de base alimentaria, de proyectos de promoción y proyección de sus habitantes. Pero también de base fundamental en la etiología de convivencia del hombre en forma armónica con una naturaleza que le permitía recrearse dentro de su estructura familiar con sus vecinos y a llegados, para continuar viviendo el establecimiento pacífico que la historia de sus ancestros les legó sin ninguna imposición cercana a la pobreza, al temor y a las calamidades que hoy en día presentan estos pobladores.

Estas consideraciones son las que fundamentan y ameritan de manera esencial, la realización de la investigación propuesta a fin de encontrar los fundamentos válidos que permitan mitigar estos impactos negativos, en la posibilidad de reconstruir el tejido social y cultural que ha identificado al hombre de esta región.

Área de estudio:

El municipio de Río Quito, cabecera municipal Paimado y Villaconto corregimiento, ubicados en el departamento del Chocó, a los 5°25' de latitud norte y 76°40' de longitud este, respecto al meridiano de Greenwich y una altura promedio de 45 m.s.m. Limita: al norte con el municipio de Quibdó, al sur

con el municipio de cantón de san pablo y certegui, al oriente con el municipio del Atrato y al occidente con el municipio del Alto Baudó. Tiene una población de más o menos 7.559 habitantes de los cuales 94.9% son de comunidades negras y el 5.1% de comunidades indígenas.

El municipio de Rio Quito se encuentra dividido en 8 corregimientos: Paimado, Villaconto, Tuado, San isidro, La soledad, Boca de apartado, Chiguarando y la Punta de Antado. Sin embargo este trabajo se desarrolló en la cabecera municipal Paimado Y Villaconto.

La población de Paimado y Villaconto llegan más o menos a 4.450 habitantes pertenecientes a la etnia negra nativos del lugar asentado en el corregimiento del mismo nombre. Estos dos corregimientos se encuentran ubicados en la margen derecha del rio presentan soluciones de vivienda de un piso con condiciones de terreno seco marcados por la estructura física de la localidad.

Estas poblaciones cuentan con la iglesia católica universal que se ha encargado de mantener la fe en las comunidades y de evangelizar y conservar las costumbres y creencias de la población, así mismo apoyan a los jóvenes en su proceso de crecimiento y de conservación de los valores y la importancia del núcleo familiar y las relaciones interpersonales. Paimado y Villaconto son corregimientos que presentan un alto índice de necesidades insatisfechas donde la población se encuentra entre las más pobres del departamento y es muy notoria la ausencia y deficiencia de acueducto y alcantarillado así mismo como la deficiencia en los servicios de salud, recreación, educación entre otros.

Como todos los fenómenos naturales y entre ellos los ríos, el Quito posee una importancia histórica dentro de las distintas fuentes hidrográficas que conforman el departamento del Chocó. Su historia data desde el siglo XVII como afluente importante en los procesos de comercialización en la confluencia del río Baudó y el río Atrato. Siendo que en su desembocadura se conformó una trietnicidad, que con el avance de los años fueron perdiendo fuerza de integralidad hasta el día de hoy. Es reconocible, la existencia de una débil intercomunicación que esta suplantada por la independencia viva y activa de las riquezas y recursos que poseen estos ríos. El río Quito siempre fue navegable y respetado tradicionalmente por sus primeros habitantes indígenas, quienes conservaron y hasta cierto tiempo de su historia primaria todos los recursos naturales de su territorio y convivieron en sana paz.

El río Quito en la discusión historicoantropológica, fue la primera población en la parte medio – alta del Atrato de donde se deriva por vulgarismo lingüístico el nombre de Quibdó. Circunstancia esta que en la determinación real del origen de la capital del departamento del Chocó sin entrar pues en los más álgidos ambages de la fundación capitalina, ya sea por los capuchinos o por el comerciante cañizales venido de Antioquia el Quito en su historia ha tenido, tiene y tendrá preponderancia principal en la de terminología del origen de Quibdó.

Esta pequeña reseña histórica muestra pues los prolegómenos existenciales de los primeros asentamientos humanos poseedores, no solo de las riquezas biodiversas que fueron envidiadas por otras culturas que asentadas en el Chocó se peleaban sus riquezas de todo género, tal como su posición geoestratégica. Sino también el reconocimiento de una fortaleza social y cultural que se constituyó en ejemplo y dignidad de los habitantes primarios de una de las más grandes e importantes representaciones de un pasado histórico, que se siente violado con la intronización absurda de explotadores nativos y extranjeros que ilegalmente han irrumpido en este territorio no solo para dañar su tejido social y cultural sino también, para apropiarse de sus recursos y desestabilizar las condiciones de vida de un tejido histórico que representaba a estas comunidades.

Análisis socioantropológico de los impactos generados por la actividad minera en las fuentes hídricas:

Uno de los impactos más agresivos que ha vivido y está viviendo el departamento del Chocó es el que hace referencia a la explotación brutalmente violenta de sus indistintos recursos naturales, con lo cual se han violado también los diversos protocolos establecidos con las distintas normas de ley que a través de los diferentes Ministerios de Gobierno pretenden establecer la conservación de la biodiversidad y la preservación de los derechos que corresponden a la vida y los bienes de los habitantes de estos territorios. Con estas conductas de protervas actitudes no solo se impactan negativamente los recursos, bienes y servicios de la región. Sino que también se altera el desarrollo

normal de los procesos culturales que en el desenvolvimiento social de su vida han venido desarrollando los habitantes de estos conglomerados.

Los estudios antropológicos han logrado establecer que los impactos negativos que se desarrollan en la flora, la fauna y la biodiversidad en general, no afectan en definitiva únicamente al medio ambiente ni a la naturaleza como tal. Sino que el mayor impacto negativo se ejerce contra la vida humana, ya que el hombre en definitiva depende de todos y cada uno de estos recursos. Razón por la cual si se atenta contra ellos o si son destruidos los mismos, los resultados negativos de esos comportamientos en definitiva se convierten en un atentado inminente contra la vida de los seres humanos.

De cierto tiempo acá se ha observado que algunas autoridades, organizaciones sociales y algunos habitantes del río Quito por intereses personales, han contribuido en la gestión destructora de su propio territorio, mientras que otros han sido permisivos a través de dadas y canonjías para que estos procesos se llevasen a cabo en favor también de ciertas campañas politiqueras del municipio.

Esta ocasión es válida para recordar que en los anales históricos de las investigaciones realizadas por la antropología social y cultural en el departamento del Chocó con respecto a la minería, existe un recordatorio que por difícil que fuese esta faena, nunca se alteró el entorno biodiverso y aun cuándo los más aciagos laboradores de estas tareas, no poseyeron en sí vidas de riquezas, cuando menos murieron en paz en el medio de una naturaleza prodiga y dejando un legado de armonía con sus familias y su vida simple y natural.

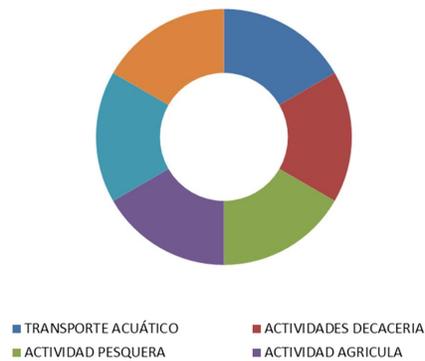
Sin embargo las circunstancias determinológicas que identifican los procesos de explotación minera en la cuenca hidrográfica del río Quito,, están signadas por circunstancias de beneficios individuales y familiares que se relacionan con una nueva conducta de tenencia de la tierra: No para poseerla como propietarios sino para comercializarla en negocios de arriendo, de alquiler o de venta definitiva con los comercializadores quienes son los consorcios que a veces con permiso institucional o sin ellos penetran a los resguardos indígenas y de los afrodescendientes de esta rivera introduciendo de manera inconsulta maquinarias degradantes tales como: Dragones, dragas y retroexcavadoras que son los elementos que mayor impacto negativo han venido produciendo

últimamente, en lo que el panorama histórico de la capital del departamento del Chocó, había designado como un santuario geográfico.

Afectación a los bienes y servicios ambientales:

La concurrencia histórica al decir de los habitantes adultos mayores que superviven por la naturaleza de probidad por sus sanas conductas en un medio ambiente insano, hoy en día recuerdan con profunda nostalgia lo que para ellos represento una riqueza de competitividad con sus amigos, vecinos y familiares de toda la cuenca del río Quito para compartir los bienes y servicios que la honra de sus trabajos prodigaba para todos.

Los impactos generados por la minería los podemos graficar de la siguiente manera:



Gráfica 7. Bienes y servicios ambientales afectados

En estos momentos el río Quito se convirtió por decir lo menos en una amenaza de vida para los habitantes que aún hacen resistencia frente a los fenómenos de deterioro y de impactos negativos que los fenómenos de explotación de sus recursos, se convirtieron en una amenaza de estabilidad para su propia vida. Los bienes y servicios que la simple naturaleza conlleva a establecer procesos

de interculturalidad, así no fuesen para ese entonces los de mayor grandeza, si fueron cuando menos los de mayor y mejor servicio de dignidad de un pueblo pobre.

La antropología no establece parámetros de vida en ninguna de las sociedades, pero si es bueno reconocer que el estudio realizado estableció las diferencias de las condiciones que hoy se viven a través de los impactos causados por la minería, el deterioro de su medio ambiente, el maltrato de sus cuencas hídricas y en definitiva la alteración de vida de la estructura familiar de sus habitantes.

De aquí se colige, se infiere, se deduce que la escasa población que hoy circunda a este ente territorial perteneciente al Chocó biogeográfico no se siente segura, no solo por el constante acoso de fuerzas al margen de la ley, por las malas administraciones político administrativas, sino también porque los impactos negativos que últimamente se han impuesto a sus condiciones de vida tradicional chocan acerbamente con sus posibilidades de cambio, de superación y de progreso que les permita alcanzar mejores niveles de vida de los que tienen hoy.

2.5.4 Estrategias de conservación

Las comunidades del municipio de río Quito dependen principalmente de la minería de oro y platino y en menor escala de la agricultura y la pesca para su subsistencia. Sin embargo, la marcada costumbre de extracción de oro en este territorio, ha modificado gran parte de la estructura boscosa, la calidad del agua, además de la hidromorfología de sus fuentes. La huella que deja esta actividad sobre el entorno es devastadora, situación que coloca en riesgo no solo la vida de las comunidades, sino también todo un conjunto de organismos que necesitan de buenas condiciones en sus ambientes para el desarrollo de sus funciones ecológicas y biológicas. No obstante, a pesar de dicha importancia, esta actividad no es controlada debidamente por las autoridades e instituciones competentes, de ahí que la no presencia de estas, pueda interferir al uso inadecuado de los recursos naturales.

Al respecto, el Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico, teniendo en cuenta los efectos negativos que genera por lo general la minería sobre los ecosistemas donde se desarrolla esta actividad, ha venido adelantando investigaciones para determinar el estado ambiental de los mismos después de las perturbaciones, con el fin de realizar estrategias en caminadas a la recuperación, conservación y mitigación de impactos sobre estas. En este contexto, se presentan a continuación algunas estrategias de prevención y mitigación de impactos con el fin de promover buenas prácticas de uso de los recursos naturales del municipio de Río Quito.

Para la identificación de los diferentes usos e impactos generados por el aprovechamiento de los de la comunidad de río Quito, se realizaron observaciones etnográficas; las cuales se constituyeron en descripción del entorno sociocultural y económico de la comunidad de río Quito. De igual forma, se realizaron entrevistas semi-estructuradas dirigidas a líderes y algunos habitantes de la comunidad conocedores de la problemática ambiental, generada en torno al desarrollo de la actividad minera en el municipio del río Quito. Adicionalmente, se realizaron mediciones de variables ambientales y biológicas, los cuales arrojaron datos de una posible aproximación de los impactos que genera la actividad minera sobre el recurso hídrico y su zonas ribereñas.

Por su parte, para el diseño de las estrategias de prevención y mitigación de impactos ocasionados por el disturbio minero en la cuenca del río Quito, se desarrolló a partir de observaciones directas en campo y entrevistar informales a miembros de la comunidad.

Resultados:

Usos e impactos del recurso hídrico:

Durante las últimas dos décadas, la actividad minera que se realiza en el municipio de río Quito, ha afectado profundamente las fuentes hídricas que circundan este territorio. En este contexto, los impactos originados por esta actividad no solo han permitido diferentes cambios culturales y ambientales, sino también la reducción de los servicios que este tipo de recursos ofrece, de ahí, que en la actualidad las comunidades rioquiteñas, utilicen este recurso para el transporte y el desarrollo de actividades mineras y no para la pesca y usos recreativos a gran escala como anteriormente sucedía.

A continuación se describen algunos usos que le brinda la cuenca principal a la comunidad de río Quito.

Transporte:

La navegabilidad de los habitantes del municipio de río Quito por sus cauces hídricos, se considera en una actividad indispensable para la comunicación y transporte de diferentes productos entre sus pueblos vecinos. En este sentido la cuenca principal (río Quito), se considera como la única vía de comunicación, la cual no solo permite la movilización de la población si no que a su vez facilita el intercambio comercial entre la capital del Departamento del Chocó (Quibdó), a donde se trasladan algunos productos como la madera y oro, trayendo consigo mismo otros artículos (alimentos y utensilios) necesarios para la población Rio-Quiteña (véase figura 18).



Figura 18. Navegabilidad de la población del río Quito.

Actividad minera:

La minería genera recursos económicos a muchas familias que han dado en concepción parte del territorio a colonos para que estos extraigan los recursos auríferos como; Oro y Platino, lo que ha facilitado que algunas familias mejoren sus condiciones económicas a través de un costo socio ambiental y económico alto que incide e impacta los modos de vida de la población. Con la llegada de la minería de aluvión se ha disminuido el oro, razón por la cual muchas mujeres han dejado de realizar la minería artesanal convencional, porque la minería tecnificada ha permitido desgarrar prácticas culturales económicas permitiendo la monopolización de los recursos en manos de las rentables ganancias que persigue la minería de aluvión (véase figura 19).



Figura 19. Prácticas mineras por parte de la comunidad Río – Quiteña.

Determinación de impactos ambientales:

Sedimentación de la fuente hídrica:

Durante el proceso de extracción del oro, ejecutado por los cerca de 18 entables mineros evidenciados en la parte media y baja de río Quito, se presentan grandes cantidades de sedimentos, las cuales afectan notablemente el recurso hídrico, en este contexto, los cerca de 952 mg/l de sólidos totales encontrados en algunos tramos del río interfieren en el desarrollo de la fauna y flora que requieren de algunos hábitats para su desarrollo.

Por otro lado, el incremento de sedimentos en el río no sólo altera la velocidad del agua y por tanto la tasa de erosión y sedimentación, la composición del sustrato, sino la temperatura del agua, el contenido de oxígeno y nutrientes y el porcentaje de otras sustancias potencialmente tóxicas, todo lo cual puede afectar seriamente a los organismos acuáticos, incluyendo a los peces. (Armstrong, 1979).

Afectación de las condiciones fisicoquímicas del recurso hídrico:

La minería acuífera, ejercida por las diferentes dragas observadas durante el proceso de monitoreo y que además es realizada sin tener en cuenta las norma existentes para el desarrollo de esta actividad, evidentemente generan algunos impactos en la fuente hídrica, los cuales afectan las condiciones fisicoquímicas de la misma, pues el vertido de ciertos contaminantes sin ningún tipo de tratamiento previo, alteran y modifican el estado del recurso y por lo tanto la productividad del ecosistema, de este modo, las grandes cantidades de material removido, utilización de grasas, aceites y combustible, junto a otros factores traen consigo turbiedad y altas concentraciones de sólidos suspendidos y disueltos, que ponen al descubierto un ecosistema con condiciones que podrían incidir no solo a los organismos en su interior, sino también la calidad de vida de sus poblaciones aledañas, situación encontrada durante la fase campo y que además fue soportada por algunas habitantes. (Véase figura 20),



Figura 20. A,b,c, afectaciones de las condiciones y el estado del río Quito

Alteración del cauce del recurso hídrico:

La alteración del cauce del río Quito se da principalmente por el incremento de los sedimentos debido a las operaciones de las dragas evidenciadas en el recurso, situación que altera el sustrato del cauce y minimiza los troncos sumergidos, cuevas entre otros, lo que reduce el hábitat para los peces e invertebrados. Sumado a lo anterior, se producen también cambios en la morfología del canal del río lo que disminuye la capacidad del cauce e incrementando el riesgo de inundaciones y podrá reducir el hábitat general y la disponibilidad de alimento para una serie de organismos acuáticos (Brack *et al* 2011). Finalmente, Algunas características del cauce de los ríos, especialmente las gravas, arenas y limos del cauce, permanecen bastante estables a lo largo del tiempo (como resaques, playas, barras de arena, pozas y remansos, así como vegetación ribereña), y cuando se produce el dragado estas características son alteradas y a veces destruidas, creando un ambiente más inestable, más uniforme y menos diverso, y por tanto mucho menos favorable para las comunidades animales que habitan en esos ecosistemas (Clark, 1995). (Véase figura 21).



Figura 21. a,b,c,d. Sedimentación y desviación del cauce del río Quito

Erección de las rondas hídricas:

La erección de las rondas hídricas se da por el desvío del cauce del río como consecuencia de las operaciones realizadas por las diferentes dragas sobre la fuente hídrica, contexto que trae consigo la destrucción de las márgenes del río Quito. En este sentido las poblaciones que ejecutan estas actividades mineras estarían violando la ley forestal vigente, que obliga a “mantener la cobertura arbórea de protección en una franja no menor de 50 metros del cauce de los ríos, espejos de agua y otros similares”, dado que esta vegetación es esencial para el mantenimiento de los cursos de agua, la alimentación de los peces y la protección de la fauna (artículos 94 y 287.2 del Reglamento de la Ley Forestal y de Fauna Silvestre 27308). (Véase figura 22).



Figura 22. b,c; Dragas al interior del río Quito, a,d Erección de las rondas hídricas.

Cambio del paisaje natural:

Las plantaciones de Acacia (*Acacia mangium*), que se están estableciendo en algunas zonas aledañas al Río Quito, si bien reflejan un machón verde que sugiere una restauración del disturbio, en

términos ecológicos es una interpretación y aplicación errónea, puesto que no involucra los elementos originales del paisaje como lo son las especies nativas, que por ende desdibujan la originalidad de la composición y cambio del paisaje de las márgenes de la cuenca. (Véase figura 23)



Figura 23. Las plantaciones de Acacia (*Acacia mangium*).

Perdida de cobertura y soporte vegetal en las orillas:

La presión de la actividad minera está incidiendo drásticamente en la transformación de este ecosistema, en este sentido, se registró la pérdida del componente arbóreo representado por especies que juegan un papel fundamental en el sostenimiento, donde su presencia es reducida, tal es el caso de *Vochysia ferruginia* (Palo santo) y *Pithecellobium longifolium* (Pichinde) que cumplen ecológicamente con la función de evitar la erosión de las orillas. Según testimonios de los pobladores eran especies insignias de las orillas pero ya es muy escasa y responsabilizan de su exigua presencia a la actividad minera.

Reducción de las poblaciones de algunas especies de importancia ecológica y económica:

Detrás del suelo lavado y arrasado se incluyen especies de un gran potencial ecológico y económico como es el caso de la palma *Euterpe precatoria* (murrapo), un recurso promisorio para el desarrollo sostenible de las comunidades asentadas en la parte media y baja de Quito puesto que de sus frutos y tallos existe una industria agroalimentaria con gran demanda en el comercio local e internacional.

Reducción de la estructura y composición de la fauna asociada a la fuente hídrica:

El uso de maquinarias pesadas en la actividad minera que se realiza en las márgenes del Río Quito, posiblemente provoca un rompimiento de la hidromorfología de esta cuenca. Situación que afecta profundamente los micros hábitats y ambientes necesarios para el mantenimiento de la diversidad de organismos faunísticos. Saunders *et al* (1991). Dupuis *et al* (1994) coinciden en afirmar que la fragmentación y alteración de los ecosistemas naturales, inciden negativamente sobre la diversidad de los organismos presente allí. En este contexto, es muy probable que los bajos resultados de composición faunística registrada en los sitios muestreados; estén relacionada con las características particulares del ecosistema (poca vegetación ribereña y boscosa, alteración de la variables fisicoquímicas del sistema hídrico).

Destrucción de hábitats y Migración de especies faunística:

Las observaciones directas e indirectas realizadas en el entorno del área investigada, muestran que en la biota asociada a la cuenca del Río Quito, existen organismos que requieren de condiciones ambientales y ecológicas específicas para el mantenimiento de sus poblaciones, la cual a no tener dichos caracteres en sus ambientes, gran parte de la fauna terrestre y acuática sensible al disturbio, posiblemente migre a sitios con condiciones (pocos modificados) que favorecen la presencia de este tipo de organismos.

Impacto a la navegabilidad de la población del Río Quito:

Los trayectos de un lugar a otro se han alargado producto de las excavaciones y succiones de arena, tierra que extraen las minas en su efecto de remover el suelo y el subsuelo, lo que hace que el río se ha más extenso, amplio y dificultad la navegabilidad por cuestiones de que para navegar hay que hacerlo con mayor responsabilidad debido a las conformaciones de playas que están en las intermediaciones del recurso hídrico. Otro efecto ligado a los fenómenos que introduce la minería en el impacto a la navegabilidad es que regula los horarios e itinerarios de viaje o de movilización en la población ya que para realizar transporte por vía acuática en horas nocturna es considerado

altamente peligroso, debido a las diferentes conformación de precipitaciones que impiden que el transporte se realice en las horas nocturnas originado una dificultad a la hora de transportar pacientes que presenten alguna lesión. Según el diario el tiempo. En su informe de Agosto 2008 los años comprendidos entre 2004 y 2008 fueron los periodos de explotación más inclementes en esta región, los desechos de la actividad extractiva, los escombros, movimientos de tierra y la ubicación de los entables en el afluente obstaculizaron el tránsito por el Rio Quito impidiéndoles a los pobladores desplazarse con facilidad hacia Quibdó, esto afecto considerablemente la navegabilidad y a su vez causando grandes pérdidas a la comunidad.

Impacto de las transformaciones Productivas y Escases de alimentos:

Uno de los notables cambios e impactos que ha originado la minería esta presidido por la transformación productiva ya que existe una disminución de la actividad agrícola, lo que hace que la producción interna de productos como arroz, plátano y entre otros productos secundarios tengan una disminución notable en el comercio. La escasez de alimentos originado por parte de la minería produce efectos que tienen que ver con la elevación de los costos de algunos productos que se han visto afectados. La escasez o disminución en el comercio permite que se genere un desabastecimiento de productos agrícolas en la población de Rio Quito. Según informe de CODECHOCO, la pesca era una de las actividades más tradicionales de estos pobladores la cual fue entorpecida y disminuida de forma dramática debido a que los peces absorben cantidades de mercurio que se depositan en sus agallas, muchos mueren en el fondo del mar y otros son desechados por la población ya que representan un peligro para el consumo humano.

Impacto a la salud Pública:

La actividad minera se ha convertido en la principal fuente contaminación del recurso hídrico debido a que la utilización de químicos como el mercurio puede causar serios quebrantos de la salud en la población. Los impactos de las actividades mineras pueden afectar súbitamente la calidad de vida y el bienestar físico, mental y social OMS (organización Mundial de la Salud (Mineros). Las enfermedades más presentadas en la población están relacionadas con: dermatitis, infecciones en la piel, infección vaginal, paludismo y el dengue. Citando los informes de tierra Digna,

si bien este municipio cuenta con un centro médico, los informes suministrados por los funcionarios de la Alcaldía, cuentan con un precario e insuficiente sistema de atención, es tal la situación que existen pobladores que se han visto abocados a entablar acciones de tutela para poder obtener medicamentos necesarios para tratar las enfermedades generadas por la actividad minera.

2.5.5 Anexo: Estrategias de manejo para la conservación de la cuenca de río Quito

Una vez caracterizados los diferentes impactos ocasionados por las diferentes dragas durante el proceso de extracción del oro en el río Quito, se plantean las siguientes estrategias con el objetivo de reducir y mitigar los disturbios ocasionados al recurso hídrico y a los ecosistemas asociados.

Estrategia 1.

<p>SENCIBILIZACION</p>	
<p>TIPO DE ACCION</p>	<p>Gestionar y promover un uso y manejo adecuado de los recursos naturales</p>
<p>IMPACTOS A MITIGAR</p>	<p>Afectaciones al recurso hídrico y especies de flora y fauna asociada al mismo.</p>
<p>TIPO DE MEDIDA</p>	<p>Mitigación y prevención</p>
<p>LOCALIZACION</p>	<p>Parte media y baja de la cuenca</p>
<p>BENEFICIARIOS</p>	<p>Poblaciones aledañas al río Quito</p>
<p>OBJETIVOS Y ALCANCES:</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Concientizar a las comunidades del municipio de río Quito sobre la importancia de los recursos naturales y la conservación de los mismos. ➤ Minimizar los impactos negativos ocasionados al ambiente como consecuencia de las actividades mineras. 	
<p>DESCRIPCIÓN DE LA ACTIVIDAD: La administración municipal conformara un grupo de profesionales, encargados de capacitar a la comunidad y en especial a quienes desarrollan actividades mineras sobre buenas prácticas de manejo ambiental, conservación de fuentes hídricas y estrategias equilibradas con el medio ambiente,</p>	
<p>PROYECTOS</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Implementación de un plan de educación ambiental para el buen manejo de los de los recursos naturales, 	
<p>ACTIVIDADES</p>	

- Creación de grupos de trabajos entre profesionales del área y habitantes de la comunidad
- Capacitación a la comunidad acerca de la importancia que tiene el recurso hídrico no solo para ellos como pobladores, sino también para la fauna y flora asociada.
- Realizar campañas publicitarias acerca de medidas de conservación de los recursos naturales

Responsables: los encargados de llevar a cabo las anteriores actividades serán la administración municipal, las autoridades ambientales competentes, gremio minero, líderes comunitarios y comunidad en general.

Estrategia 2.

<p>EDUCACIÓN AMBIENTAL A LA COMUNIDAD</p>	
<p>TIPO DE ACCION</p>	<p>A través de capacitaciones de educación ambiental, apoyar a la comunidad en procesos dinámicos y eminentemente participativos que pretendan desarrollar actitudes, conciencia, opiniones y creencias para la adopción sostenible de conductas en la comunidad en aras de ejercer adecuadamente las actividades mineras.</p>
<p>IMPACTOS A MITIGAR</p>	<p>Afectaciones al recurso hídrico y especies de flora y fauna asociada al mismo.</p>
<p>TIPO DE MEDIDA</p>	<p>Mitigación y prevención</p>
<p>LOCALIZACION</p>	<p>Parte media y baja del río Quito</p>
<p>BENEFICIARIOS</p>	<p>Población asentada en la zona media y baja del río Quito</p>

OBJETIVOS Y ALCANCES:

- Promover campañas y actividades de concientización en los habitantes ubicados en las inmediaciones del río Quito, sobre la necesidad de adoptar acciones que permitan rehabilitar y proteger las potencialidades y funciones de los ecosistemas hídricos y boscosos

DESCRIPCIÓN: Las autoridades ambientales competentes, la administración municipal y demás a fines, tendrán a bien la búsqueda de procesos de educación ambiental relacionados con el uso y conservación de recursos naturales, los cuales sean socializados a la comunidad en general a través de talleres y capacitaciones.

PROYECTOS

- Implementación de un plan de educación ambiental y manejo de los recursos naturales, residuos sólidos a través de alianzas estratégicas entre los autores involucrados y la comunidad en general para rediseñar planes de conservación y manejo de la cuenca del río Quito.

ACTIVIDADES

- Ejecución de talleres participativos relacionados con el manejo adecuado de los recursos naturales.
- Realización de jornadas de limpieza con la participación de estudiantes de bachilleratos, miembros de juntas y comunidad en general.
- Instalación de vallas y avisos informativos de gestión ambiental

Responsables: los encargados de llevar a cabo las anteriores actividades serán la administración municipal, las autoridades ambientales competentes, gremio minero, líderes comunitarios y comunidad en general.

Estrategia 3.

<p>CONTROL MINERO</p>	
<p>TIPO DE ACCION</p>	<p>Control ambiental a través de monitoreo y seguimiento de permisos, planes y licencias de explotación minera en la zona.</p>
<p>IMPACTOS A MITIGAR</p>	<p>Afectaciones al recurso hídrico y especies de flora y fauna asociada al mismo.</p>
<p>TIPO DE MEDIDA</p>	<p>Mitigación y prevención</p>
<p>LOCALIZACION</p>	<p>Parte media y baja de la cuenca del río Quito</p>
<p>BENEFICIARIOS</p>	<p>Población aledañas al río Quito</p>
<p>OBJETIVOS Y ALCANCES:</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Proteger en gran medida los relictos de vegetación aun existente en la ribera de la cuenca, especialmente aquellos ubicado en la parte alta o hacia su nacimiento donde se alberga el mayor número de especies faunísticas. ➤ Implementar planes de manejo ambiental, en las zonas donde se desarrollan las actividades mineras ➤ Reforestar las zonas degradadas, con especies de flora nativas que sirvan como soporte del componente suelo y que las misma se encarguen de atraer las especies de fauna desaparecida. 	
<p>DESCRIPCIÓN: Con el apoyo de las autoridades ambientales competentes, la administración municipal y grupo de profesionales encargados, se implementaran medidas de conservación,</p>	

control, y planes de manejo ambiental; con objetivo de mitigar y/o reducir los impactos ocasionados en el sistema de la cuenca del río Quito. Adicionalmente, la corporación autónoma regional CODECHOCO vigilara que las normas de licencia ambiental sean cumplidas a cabalidad.

PROYECTOS

- Implementación de un plan de manejo ambiental.
- Reforestar áreas degradadas por el desarrollo de las actividades mineras.
- Promover medidas de aprovechamiento equilibradas con el medio ambiente.

ACTIVIDAD

- Disminución de los aportes de sedimentos a los cauces de las fuentes hídricas, durante los procesos de remoción y disposición de grandes volúmenes de tierra. Estos deben ser dispuestos de manera que no interrumpen los drenajes naturales y no sean arrastrados por aguas de escorrentía superficiales.
- Realizar siembras periódicas con especies nativas como Apeiba aspera, A. membranasea, Inga edulis, Cecropia insignis, Calathea lutea, paspalun repens, Eutherpe oleraceae y Anoxopus compresus, durante y después de las operaciones mineras en las riberas de las fuentes hídricas.
- Realizar un inventario al 100% de las especies florísticas presentes en la ronda de las fuentes hídricas, con el fin de identificar las especies presentes en el área y determinar con cuales posiblemente se podrían utilizar para la revegetalización durante y después del aprovechamiento minero.
- Aplicar acciones de veda contantemente, sobre las especies de fauna terrestre y acuática con amenaza local y nacional.
- Monitoreo y vigilancia a las descargas contaminantes durante el proceso de ejecución minera.
- Diseño e implementación de mecanismos de seguimiento y control a las obligaciones de los titulares mineros.
- Hacer seguimiento y control a las obligaciones de los titulares mineros.
- Recopilación y análisis de información sobre el estado de los proyectos mineros involucrando información geológica, minera, ambiental y económica.

Responsables: los encargados de llevar a cabo las anteriores actividades serán la administración municipal, las autoridades ambientales competentes departamentales, gremio minero, líderes comunitarios y comunidad en general.

Estrategia 4.

<p>Capacitar a las instituciones educativas para impulsar la vocación agropecuaria y ambiental en la comunidad.</p>	
<p>TIPO DE ACCION</p>	<p>Capacitar a las instituciones educativas para impulsar la vocación agropecuaria y ambiental en la comunidad a través de procesos participativos que permiten fomentar una cultura ciudadana emprendedora que apunten a solucionar problemáticas de orden socioeconómico.</p>
<p>LOCALIZACION</p>	<p>Parte media y baja del río Quito</p>
<p>BENEFICIARIOS</p>	<p>Población asentada en la zona media y baja del río Quito</p>
<p>OBJETIVOS Y ALCANCES:</p> <p>Promover campañas y actividades de concientización en los habitantes ubicados en las inmediaciones del río Quito, sobre la necesidad de adoptar acciones que permitan rehabilitar y proteger las potencialidades y funciones de la fuente hídrica a través de la vocación agropecuaria y ambiental en la comunidad.</p>	
<p>DESCRIPCIÓN: Las autoridades ambientales competentes, la administración municipal y las instituciones educativas y miembros de los concejos comunitarios tendrán a bien la búsqueda de procesos de educación ambiental relacionados con el uso y conservación de recursos naturales que faciliten e incentiven la vocación agropecuaria y ambiental como motor económico y alimentario de las comunidades asentadas en la parte baja y media de la cuenca del Municipio de Riquito.</p>	
<p>PROYECTOS</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Implementación de un plan de educación agropecuario y ambiental para las instituciones educativas baja y media de la cuenca del Municipio de Riquito. 	

ACTIVIDADES

- Ejecución de talleres participativos relacionados con la implementación de un plan agropecuario y ambiental para las instituciones educativas de la parte baja y media de la cuenca del Municipio de Rio Quito
- Realización de jornadas de limpieza con la participación de estudiantes de bachilleratos, miembros de juntas y comunidad en general.

Responsables: los encargados de llevar a cabo las anteriores actividades serán la administración municipal, las autoridades ambientales competentes, concejos comunitarios, centros educativos y comunidad en general.

2.5.5.1 Bibliografía

Armstrong F. A. J. 1979. Effects of mercury compounds on fish. in J. O. Nriagu, Ed. The biogeochemistry of mercury in the environment. Elsevier, Amsterdam. Pp. 657-670

Brack A, Ipenza C, Alvarez J, Sotero V; Minería Aurífera en Madre de Dios y Contaminación con Mercurio - Una Bomba de Tiempo, Ministerio del Ambiente, Lima abril del 2011.

Corporación autónoma regional para el desarrollo sostenible del Chocó (COODECHOCO), 2008. Informe técnico sobre la actividad minera en el municipio de Rio Quito; Choco.

Dupuis, L. A. SMITH, J. & BUNNELL F. 1994. Relation of terrestrial- breeding amphibian abundance to tree-stand age. *Conservation Biology* (9):645-653.

Revista de comunicaciones El tiempo. COM, impactos sobre la explotación minera en Rio Quito, 2008

Saunders, D. A., J Hobbs & C.R Margule. 1991 biological consequences of ecosystem fragmentation. A. Review. *Conservations Biology*. 5: 18-32

2.6 Valoración integral de los ecosistemas cenagosos del municipio del medio atrato –chocó-caso ciénaga grande de beté.

En la actualidad ha crecido la preocupación por los impactos derivados de las actividades humanas sobre los ecosistemas, debido a que el capital natural del planeta se ha reducido considerablemente por el deterioro de ecosistemas hídricos y boscosos. De ahí que la problemática ambiental actual gire en torno al uso inadecuado de la base de bienes y servicios ambientales y su creciente degradación, lo cual ha generado una urgente necesidad de adelantar procesos de la valoración económica ambiental, con el fin de abordar esta problemática y cuantificar los costos ambientales de los procesos productivos agrarios e industriales; a fin de diseñar los mecanismos de regulación e incentivos apropiados para mitigar los impactos de la sobreexplotación de los recursos naturales.

En este sentido, la economía ambiental surgió como una respuesta a la búsqueda del desarrollo sostenible o la sostenibilidad. Este tipo de economía apunta a la asignación óptima y al uso eficiente de los recursos escasos y su objetivo es encontrar el nivel óptimo de bienestar social. De ahí surgieron las diferentes corrientes de valoración económica ambiental, las cuales constituyen un intento de asignar valores cuantitativos a los bienes y servicios proporcionados por recursos naturales independientemente de si tienen mercado, es decir encontrar un valor económico que se aproxime a los beneficios que estos generan a la sociedad. Partiendo de estos conceptos planteados por la economía ambiental, se planteó el desarrollo del proyecto de valoración integral de los ecosistemas cenagosos del Municipio del Medio Atrato, caso Ciénaga Grande de Beté, en el cual se buscó identificar los bienes y servicios que presta el ecosistema a nivel económico, ambiental y cultural, seleccionar una metodología que permita el análisis integrado de los mismos y la aplicación de dicha metodología, de tal manera que se pueda obtener un valor económico integral del sitio,

como una herramienta para la toma de decisiones de manejo y conservación del esta área tan valiosa.

Los ecosistemas cenagosos son considerados sistemas naturales de amortiguación de inundaciones, hábitat de muchos organismos y fuente de sustento socioeconómico de las comunidades localizadas a su alrededor, particularmente la ciénaga Grande de Beté constituye un lugar de confluencia de una gran diversidad biológica, un sistema natural que además de proteger a las comunidades de las inundaciones, les brinda el sustento diario. De allí la importancia de conocimiento y su valoración integral, como una herramienta que permita la conservación y la toma de decisiones en torno al manejo económico y cultural que se debe dar a este ecosistema. El presente toma como base la información generada en el proyecto de Inventario, Priorización y Caracterización de Ciénagas del Medio Atrato (IIAP, 2009), para identificar los bienes y servicios prestados por el ecosistema, a partir de lo cual se diseñó una herramienta metodológica que permitiera determinar el valor total del mismo basado en las preferencias y percepciones de las comunidades beneficiadas, debido a la ausencia de un mercado que indique precios y cantidades, para la mayoría de los bienes ambientales y culturales que ofrece la ciénaga.

El objetivo principal del presente estudio es valorar integralmente el complejo cenagoso la Grande de Beté en el municipio del Medio Atrato- Chocó, como una herramienta de conservación del ecosistema.

Se logra por medio del presente estudio identificar los bienes y servicios ambientales, culturales y económicos prestados por la ciénaga Grande de Beté y seleccionar la metodología y modelo de valoración para el ecosistema de importancia económica, ambiental y cultural y analizar los resultados obtenidos a partir de la valoración integral del ecosistema.

La valoración económica de bienes y servicios ambientales ha sido estudiada y desarrollada por diversos autores y escuelas de economía neoclásica, los cuales han desarrollado una serie de metodologías, con el fin de facilitar los procesos de valoración. Estas metodologías de valoración pueden basarse en la creación de mercados hipotéticos, (valoración contingente), en mercados existentes (valoración con base en los precios del mercado), en los costos operacionales (método basado en costos), en los gastos que se incurren para disfrutar de un Bienes y Servicios Ambientales

BySA (método del coste de viaje), en las diferencias existentes entre un mismo BySA (precios hedónicos) entre otros.

En lo que respecta al ámbito nacional, la ley 99 de 1993 en su artículo 5, estipula como función del Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial MAVDT, establecer las metodologías de valoración de los costos económicos del territorio y de la conservación del medio ambiente y de los recursos naturales renovables, de ahí que en Colombia exista una norma relacionada directamente con el tema, la resolución 1478/ 2003 (MAVDT), en la que se establecen metodologías para la valoración de los Bienes y Servicios Ambientales y los recursos naturales.

La Metodología específica para abordar el estudio de valoración integral de la ciénaga grande de beté se fundamenta en la Identificación de bienes y servicios ambientales del ecosistema para el cual se toma como base la información contenida en el informe final del proyecto Inventario, Priorización y Caracterización de las Ciénagas del Municipio del Medio Atrato –Chocó, elaborado por el IIAP (2008). Se revisaron en detalle los capítulos relacionados con el componente sociocultural, económico y ambiental, lo que permitió identificar los bienes y servicios ambientales prestados por dicho ecosistema partiendo de la información diagnóstica levantada en campo en el proyecto mencionado, el cual incluye información biológica, física, social, ambiental, económica y análisis ecosistémicos. Se elaboró una matriz que describe los bienes y servicios identificados así como su tipología, mercado y demandantes potenciales.

La intención de este trabajo es estudiar el comportamiento de los individuos cuando se enfrentan a la elección de determinar si los consumos de bienes y servicios afectan su condición de bienestar a partir de la disponibilidad a pagar por una mejora de su nivel de utilidad (tal sea el caso). Con este fin, se estiman las funciones de demanda de bienes y servicios ambientales mediante modelos de elección discreta (elección binaria con funciones logísticas). Este modelo se basa en la teoría de la utilidad aleatoria, donde se incluye como variables explicativas tanto las características socioeconómicas del consumidor, como los atributos del activo ambiental.^[MATB7]

La información que se emplea para esta investigación proviene de datos suministrados por una encuesta aplicada con todos los instrumentos de muestreo, a partir de la definición poblacional de área cercana y colindante a la ciénaga (Población de Quibdó y Medio Atrato). La encuesta diseñada fue probada de manera práctica con el 10% de la población total y ajustada de acuerdo a los resultados obtenidos, antes de la aplicación definitiva. (Figura 1)



Figura 1. Aplicación de encuestas

2.6.1 Aspectos físicos y bióticos

El municipio de Medio Atrato cuya extensión es de 562 km², cuenta con 10 corregimientos; 23 veredas y 7 comunidades indígenas, entre los que se encuentran: Baudogrande, Puné, Puerto Salazar, San Francisco de Tauchigadó, Boca de Agua Clara y Boca de Bebará, entre otros. Es rico por su exuberante selva tropical diversidad de flora y fauna así como en fuentes hídricas, enmarcadas en una serie de ciénagas que han representado para las comunidades aledañas a estas una fuente de sustento diario través del tiempo; basando su economía en actividades como la pesca, agricultura, caza, extracción de madera y minería en menor escala. Son personas de escasos recursos económicos, con alto índice de necesidades insatisfechas, carentes de asistencia social y técnica por el estado. Su cabecera municipal es Beté y sus principales accidentes orográficos, los constituye la Serranía del Baudó, con su máxima altura el Alto del Buey (1.810 m), la cual se origina en inmediaciones del Río San Juan y sigue paralelamente a la costa pacífica hasta unirse con la del Darién, en el norte, delimitando al Chocó y a Colombia de Panamá. La mayor parte del territorio se halla dentro de las zonas de las calmas ecuatoriales, por lo tanto el régimen de lluvias se prolonga durante todo el año, registrándose hasta 12.000 mm³ de precipitación. La temperatura se encuentra entre 28 y 30 grados C, con un alto grado de humedad ambiental.

La ciénaga Grande de Beté se localiza en la cabecera municipal en las coordenadas 6° 0' 22.96" 76° N y 46' 11.23"W, a 1km aproximadamente de la margen izquierda del río Atrato, con un área total de 168.194 ha. Es una ciénaga principal o de tipo 1, conectada de forma directa a dicho río a través de su caño Amé (Figura 2).

Agua: La Ciénaga Grande de Beté es una ciénaga principal o de tipo 1, es decir que se conecta directamente a una fuente hídrica principal (río) a través de un caño, de ahí que la composición de sus aguas se encuentre influenciada por la dinámica del río Atrato y sus afluentes. Se encuentra inmersa en todo un sistema hídrico donde el río es el eje principal y determinante junto con las condiciones climáticas en los cambios de nivel y direcciones de flujo que presenta. Cuenta con un caño bien definido denominado Amé pero a su vez se puede ingresar a ella por el caño Torrobón, que se conecta con otras ciénagas de la zona. La tabla 1 muestra los reportes de calidad de agua de la ciénaga Grande de Beté (IIAP, 2009).

Tabla 1. Calidad de agua de la ciénaga Grande de Beté

PARÁMETRO	RESULTADOS POR ZONA				
	Bordes	Centro	Unión caño	Zona media de caño	Unión caño-río
Alcalinidad (mg/l)	10,4	11,4	12,3	11,2	9,6
Nitritos (mg/l)	0,02	0,02	0,02	0,04	0,02
Dureza Total (mg/l)	40	30	26	10	40
Sólidos Totales (mg/l)	390	96	112	236	200
Nitratos (mg/l)	0,02	0,02	0,02	0,05	0,02
Sólidos Disueltos (mg/l)	314	57	95	210	9
Sulfatos (mg/l)	0,04	0,023	0,012	0,013	0,04
Sólidos Suspendidos Totales (mg/l)	76	39	17	26	191
Acidez (mg/l)	20,12	9,54	6,37	10,15	10,48
Fosfatos (mg/l)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Ph	6.49	6.47	6.54	6.57	6.67

Las aguas de las ciénagas presentaron pH generalmente ácido para todas las zonas, presentándose aguas con pH más ácidos en las zonas de rivera y de espejo de agua de la ciénaga y valores cercanos a pH neutro en las zonas de caño y de influencia del río. Lo que se explica teniendo en cuenta que

el flujo de agua se comporta en dirección río – ciénaga, llevando con él gran cantidad de sólidos suspendidos y material disuelto que aunque alcanzan a llegar en menores proporciones a la ciénaga debido al filtro ejercido por la morfología del suelo y la vegetación, se inicia un proceso de descomposición al interior de la misma, lo cual afecta directamente la variación del pH del agua, de ahí que este parámetro disminuya espacialmente de acuerdo a la ubicación de las actividades de concentración y descomposición de materia orgánica, en las zonas ribereñas y centrales de la ciénaga.

En general todos los valores reportados para los nutrientes en la ciénaga Grande de Beté son normales, posiblemente porque en los humedales que se encuentran en fases maduras de colonización, no suelen detectarse concentraciones de nutrientes muy altas en el agua, ya que se encuentran atrapados en la biomasa bentónica o en el sedimento. La proporción de sólidos disueltos es mucho mayor a la de sólidos suspendidos en todas las zonas de muestreo excepto en la zona 5 que conecta el río con el caño de acceso a la ciénaga, situación lógica teniendo en cuenta que gran cantidad del material sobrenadante es aportado por el río a través del caño y dicho material solo alcanza su mayor nivel de descomposición al ingresar a la zona central donde además recibe aportes de los suelos de la rivera de la ciénaga y la vegetación circundante y flotante que a su vez incrementan los niveles de material disuelto en el agua por efecto de la descomposición. Comparando los resultados obtenidos con los estándares internacionales de calidad de agua para la preservación de la vida acuática, se observa el agua de la ciénaga Grande de Beté se encuentra dentro de los rangos permisibles establecidos, lo que indica que el recurso presenta condiciones aptas para el desarrollo de la biota acuática.

Algas y macroinvertebrados:

La comunidad de algas reportada en la zona limnética de la ciénaga la Grande, estuvo representada en 4 divisiones: división Chlorophyta que registró la mayor abundancia con 11 de las 31 especies del total, la división Chrysophyta presentó 10 especies, la división Cyanophyta reportó 6 especies y la división Euglenophyta registró la abundancia de especie más baja con solo 4 especies, véase Figura 3. La relevancia de la presencia de los grupos de algas microscópicas en el eje vertical de la columna de agua, se describe en relación a la producción de metabolitos secundarios para diferentes organismos en la red trófica, donde la función principal es la absorción de nutrientes inorgánicos, dióxido de carbono y luz solar; es relevante anotar que los niveles de concentración de sólidos disueltos y suspendidos encontrados en la columna de agua no incidieron en la penetración de la radiación solar, fuente principal para el mantenimiento de la gran abundancia de algas, lo que explica una alta producción primaria que se ve reflejada en la complejidad de los niveles tróficos del ecosistema. Situación corroborada con la descripción de Allan, 1995; Streble & Krauter, 1987; donde las tendencias observadas en las asociaciones de algas del fitoplancton describen la composición trófica del ambiente en relación a la materia orgánica que circula en la ciénaga, la cual suple los requerimientos de nutrientes para que los diferentes grupos de algas puedan desarrollarse, esto debido a que algunos tienen requerimientos nutricionales diferentes.

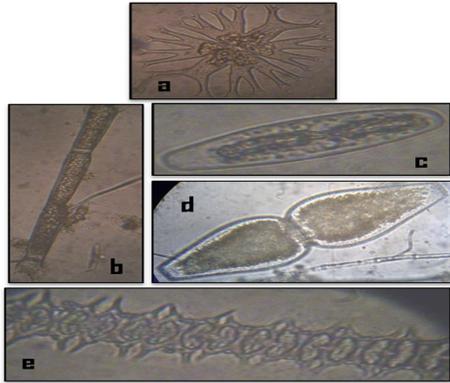


Figura 3 Algas del Fitoplancton en la Ciénaga Grande, Arrastre Vertical

Micrasterias radiata, b. *Bulbochaete pygmaea*, c. *Penium spinospermum*, d. *Pleurotaenium ovatum*, e. *Sphaeroszma laeve*

Así mismo, la comunidad de algas microscópicas reportadas en el el perifiton de la ciénaga la grande estuvo representada por 4 divisiones; dentro de las cuales la división Chlorophyta registro la mayor abundancia de individuos con 2844 de 6306 registradas, seguida de la división Chrysophyta con 1854 individuos y las divisiones Cyanophyta y Euglenophyta con 1247 y 361 respectivamente, Figura 4.

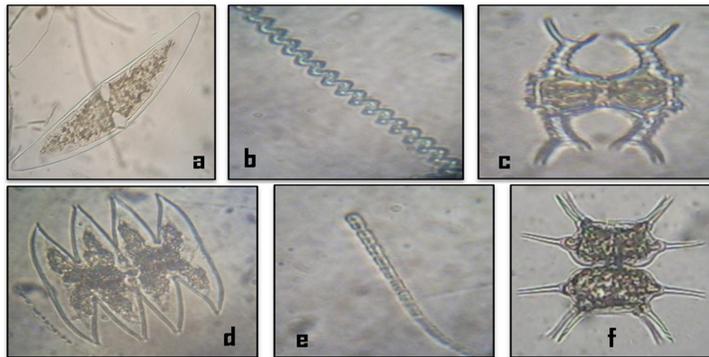


Figura 4 Algas del Periton de la Ciénaga la Grande, Arrastre Horizontal

a. *Closterium sp.*, b. *Spirulina major*, c. *Staurastrum Pseudopelagicum*, d. *Micrasterias pinnatifida*, e. *Anabaena constricta*, f. *Xanthidium antilopaeum*

La comunidad de los macroinvertebrados acuáticos reportados en las macrófitas de la ciénaga, estuvo representada por 9 órdenes, 15 familias y 17 géneros, para un total de 381 individuos, donde el orden más representativo en cuanto al número de individuos fue el Glossiphoniformes con 131 individuos, seguido del orden Díptero con 95 individuos, el orden Odonata con 57 individuos, el orden Hemípteros con 39 individuos, el orden Basommatophora con 27 individuos, el orden Trichoptera con 14 individuos, el orden Unionoidea con 12 individuos y el orden Coleoptera con 6 individuos, véase la Figura 5. La composición numérica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos que habitan en las macrófitas presentes en el espejo de agua de la ciénaga; estuvo representada por los ordenes odonato que registró 3 familias y 6 géneros; el orden Trichoptera con 2 familias y 3 géneros; el orden Díptera el cual reportó 3 familias y 2 géneros; el orden Hemíptera representado por 2 familias y 2 géneros; el orden Coleoptera descrito por 2 familias y 2 géneros y los ordenes Glossiphoniformes, Unionoidea y Ephemeroptero con 1 familia cada uno. La presencia de estos órdenes puede estar relacionada posiblemente con la alta cantidad de materia orgánica presente en la ciénaga, la cual se configura como fuente de alimento y hábitat, creando vías tróficas alternativas, que dependen del consumo de los macroinvertebrados, esto supone un entorno heterotrófico con presencia de predadores (Peces, anfibios y aves); lo cual se relaciona con lo expuesto por Wissenger (1999), quien considera que algunos de los patrones complementarios que modelan la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados en la ciénaga, son la producción primaria, morfología, diversidad y composición vegetal; los cuales ofrecen recursos de alimento, hábitat, reproducción y protección para los macroinvertebrados, contribuyendo así con la abundancia y diversidad de varios organismos acuáticos.



Figura 5 Macroinvertebrados Acuáticos a. Acanthagrion sp, b. Brechmoroga sp, c. Hirudinea, d. Hyriidae

Aunque los órdenes reportados en el estudio fueron abundantes en cuanto al número de individuos por género, el orden más representativo en relación al número de familias y géneros fue el odonato, lo que expresa disponibilidad de materia orgánica utilizada por estos organismos como rol funcional en la cadena trófica, siendo indicadores de agua oligotróficas con abundante materia orgánica; lo cual concuerda con lo expresado por Roldán, 1992; Arango & Roldán, 1983, quienes argumentan que el orden odonato se registra como el más importante en aguas oligomesotróficas, similares a las de la ciénaga estudiada; además son propios de ecosistemas lénticos o de poca corriente, pero son poco resistentes a contaminación, mostrando un panorama apto para el desarrollo de la vida acuática.

La ubicación de los géneros en los diferentes estratos encontrados en las macrófitas, se registra de acuerdo a los recursos disponibles en estas, donde los ordenes ephemeropteros y dípteros están asociados a las raíces donde se encuentra gran cantidad de algas y zooplancton que constituyen la dieta básica de este tipo de organismos; los ordenes odonatos, coleópteros, trichopteros e hirudineos, habitan entre los pecíolos y las hojas de las macrófitas, lugar que les permite obtener zooplancton y perifiton para su alimentación, además realizan sus funciones reproductivas y

cumplen sus primeros ciclos de vida, los ordenes basommatophora y unionoida se localizan en los tallos de las macrófitas, haciendo hervivoría en el caso de los primeros y unionoida aprovecha la frecuencia de peces en este sitio para parasitar en ellos y por último el orden hemíptero se distribuye en la interface agua-aire, donde adquieren recursos alimenticios y se convierte en lugar seguro contra la depredación; vale la pena mencionar que tanto la diversidad como la distribución de estos ordenes, permite inferir sobre la oportunidad de recurso y la complejidad trófica que existe para otros grupos que habitan el espejo de agua. La calidad trófica de las aguas diagnosticada mediante el uso del BMWP, se obtuvo conforme a las 15 familias encontradas en el estudio, dicha herramienta determinó el agua de la ciénaga Grande como muy limpia y de buena calidad ecológica.

Vegetación:

Los reportes florísticos de IIAP, (2009), muestran la presencia de 239 especies distribuidas en 186 géneros y 67 familias. Las Angiospermas estuvieron representadas por 219 especies, véase Anexo 1, agrupadas en 154 géneros y 53 familias, mientras los Pteridofitos estuvieron representados por 12 familias, 16 géneros y 22 especies. Las familias mejor representadas corresponden a Leguminosae (Fabaceae Caesalpinaceae, Mimosaceae) con 28 especies, Arecaceae con 15 especies, Araceae con 12 especies, seguida de Bromeliaceae con 11 especies y Orchidaceae con 10 especies, las cuales se encuentran distribuidas en los diferentes microambientes asociados a este ecosistema.

Es de resaltar que la distribución vertical de las especies permitió diferenciar los siguientes hábitos: herbáceo, arbustivo, arbóreo, epífita, hemiepífita, dominando los tipos de ambientes seleccionados, rivera del río (árboles y pastizales); caño (arbustos, árboles, epifitas, hemiepífita); Espejo de Agua (Vegetación flotante, árboles, epifitas, vegetación enraizada); región insular (arbusto, árboles, epifitas, hemiepifitas). De las 219 especies de angiospermas encontradas en la ciénaga, 11 se encuentran con alguna categoría de amenaza, según Cárdenas & Salinas (2007) 10 de estas especies se encuentran listada en el libro rojo de especies forestales, véase Tabla 2; Rangel (2004) incluye a *Mauritiella macroclada* como especie amenazada

Tabla 2. Especies en diferentes categorías de Amenaza.

Especie	Familia	Categoría de Amenaza
<i>Mauritiella macroclada</i> (Quitazol)	Arecaceae	
<i>Anacardium excelsum</i> (Caracoli)	Anacardiaceae	Casi Amenazado
<i>Camposperma panamense</i> (Sajo)	Anacardiaceae	Casi Amenazado
<i>Huberodendron patinoi</i> (Carrá)	Bombacaceae	Vulnerable
<i>Prioria copaifera</i> (Cativo)	Caesalpinaceae	En peligro
<i>Orphanodendrum bernalii</i> (Tirateté)	Caesalpinaceae	Vulnerable
<i>Dipteris 267leifera</i> (Choibá)	Fagaceae	Casi Amenazado
<i>Quercus bumboldtii</i> (Roble)	Fagaceae	Vulnerable
<i>Humiriastrum procerum</i> (Chanul)	Humiriaceae	Peligro Critico
<i>Cariniana pyriformis</i> (Abarco)	Lecythidaceae	peligro crítico
<i>Cedrela odorata</i> (Cedro)	Meliaceae	En peligro

Se reportan cuatro microambientes, cuyo análisis permitió tener una visión integrada de las características morfoestructurales del ecosistema:

Microambiente Rivera del río o Planicie Inundable: Este microambiente se encuentra directamente influenciado por la dinámica hídrica del río Atrato, característica que le permiten mantener grandes descargas de materia orgánica en periodos de inundación, convirtiéndose en la zona más productiva, razón por la cual en esta es donde se establecen cultivos agrícolas (plátano, Chontaduro, Árbol del pan, caña, arroz y especies forestales manejadas como cedro). A nivel florístico este microambiente se caracteriza por la presencia bosques siempre verde donde se evidencia la degradación de masas boscosas; la vegetación se encuentra distribuida a lo largo de la llanura aluvial, donde se presentan suelos bien drenados y la vegetación es dominada por pastizales de *Leersia hexandra*, *Paspalum repens* e *Hymenachne amplexicaulis*, *Hydrocotyle* cf.

Umbellata, *Jussiaea natans*, *Neptunia oleoracea* y *Utricularia foliosa*; Herbazales de *Polygonum acuminatum*, *Aechmea magdalenae*, *Axonopus compressus*, *Pennisetum purpureum*, *Hydrocotyle bonplandii*, *Ludwigia affinis*, *Thalia geniculata*. Fuente (Rangel 2004) acompañados por *Calathea lutea*, *Dimerocostus strobilaceus* y *Scleria malaleuca*. Está zona incluye unidades de paisajes de bosque ribereño que presenta elementos florísticos dominados por *Ficus* spp., *Inga edulis*, *Inga* sp., *Cedrela odorata*, *Artocarpus artilis*, *Euterpe oleraceae*, *Apeiba aspera*, *Vismia latisepala*, *Cecropia insignis*, *Cecropia* spp., *Vismia latisepala*; en el río Amé afluente del Atrato, es común observar relictos de *Prioria copaifera*, así como la presencia de Naidizales (*Euterpe oleoracea*) asociados con *Bactris bongiartii* y *Cecropia* sp (Figura 6)

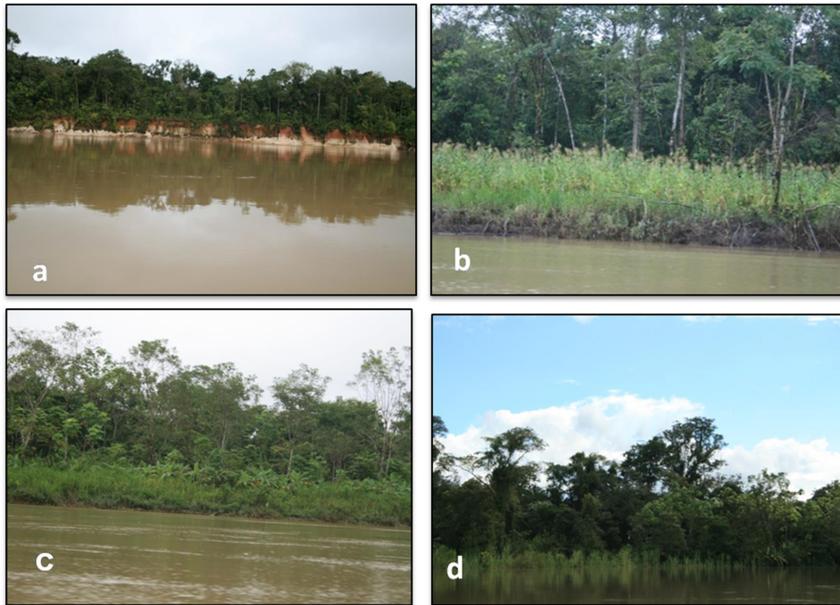


Figura 6. Vegetación ribereña.

Ribera del río erosionada, b. Cultivos de Plátano y Cedro, c. Vegetación dominada por pastizal en asociación con Cedro, d. vegetación dominada por Poáceas y Cecrópiaceas

Microambiente Caño: Este microambiente se encuentra entre la zona de transición de las aguas sedimentadas y cargadas de materia orgánica del río Atrato y las aguas pardas de las ciénagas circundantes; la vegetación característica de este microambiente es propia de bosque de pantano; hacia la entrada del caño se puede observar una vegetación arbórea y arbustiva influenciada por la vegetación de rivera con asociaciones de *Mimosa* (spp), *Inga* (spp), *Clusia* (spp), *Spathiphyllum friedrichsthali*, *Piper* sp., *Topobea* sp, *Souroubea guianensis*, *Drimonia serrulata*, *Sphaeradenia* sp., *Anthurium formosum*, *Anthurium obtusum*, *Monstera* sp., *Philodendron* (spp), *Sanchezia macrocnemis*, *Costus scaber*, *Souraroubea guianensis*, *Erythrina costaricensis* vr. *Panamensis*, *Heliconia latispata*, *Anemopaegma chamberlaynii*, *Clytostomabinatum*, *Calatea clotifera*, *Pereromia montium*, *Clusia minor*. *Palicourea guianensis*, *Heisteria acuminata*. Hacia la parte media del caño se encuentran remanentes de *Prioria copaifera*, sus frutos se convierten en fuente de alimento especialmente de primates, se encuentran acompañados por comunidades de *Inga* sp., *Pachira acuática*; en la parte que conecta el caño con la ciénaga encontramos una vegetación constituida por comunidades de *Bactris brongniartii*, arbustos de *Ludwigia palustris*, *Ludwigia inclinata* y varias especies de leguminosas. En esta área la diversidad es mayor con respecto a la rivera del río, el estrato herbáceo es nulo debido a que la vegetación de este microambiente se encuentra sometida a largos periodos de inundación, lo cual solo permite el desarrollo del estrato arbustivo y arbóreo, con una alta frecuencia de lianas y epifitas que hacen que el esqueleto vegetal sea más complejo, véase Figura 7; la presencia de este tipo de vegetación convierten este ambiente en la zona ideal para el establecimiento de hábitat de una variada fauna que incluye mamíferos (primates y roedores), aves de sotobosque, anfibios y reptiles; este caño se convierte en el paso obligado de esta fauna hacia el humedal incluyendo la ictiofauna residente que realiza migraciones para reproducirse y/o alimentarse en el cauce del río.

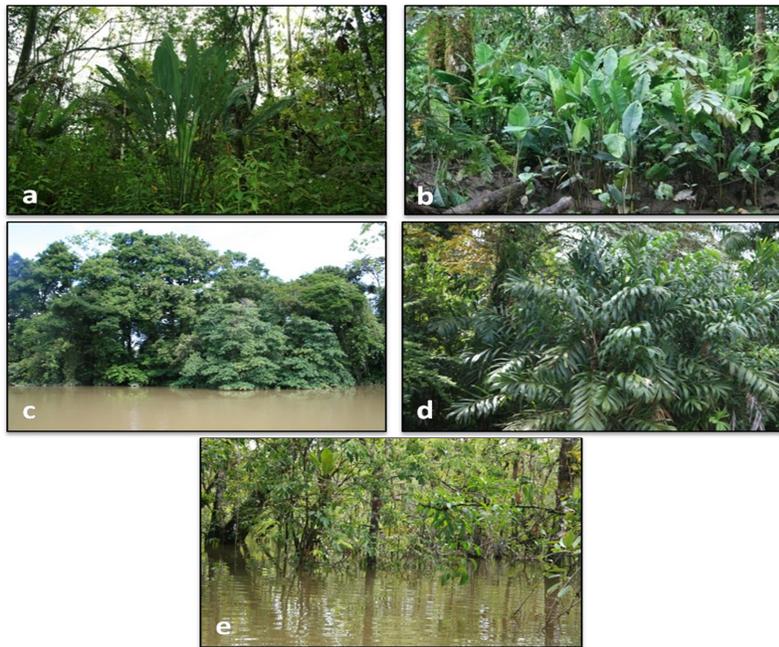


Figura 7. Panorama de la vegetación del Caño.

Asociaciones de *Cyclanthus* sp., *Heliconia* sp., *Costus* spp., *Cecropia* sp., b. *Spathiphyllum friedrichsthali*, c. remanentes de *Prioria copaifera* d. comunidad de *Bactris brongniarti*, e. vegetación al final del caño

Microambiente Espejo de Agua (Zona Limnetica, Z. Litoral y Z. Riberina o Marginal): Esta ciénaga es la más grande del complejo que incluye las ciénagas de Torrobón, Lava pan, la Grande y Bosque Largo; las dos primeras reciben descargas de agua, que incluye materia orgánica, agentes contaminantes, residuos sólidos provenientes del río, lo anterior hace que actualmente se encuentren con un cierto grado de deterioro, estas actúan como filtro de la ciénaga la Grande convirtiéndola en un humedal bien conservado.

Zona Limnetica: ubicado en el centro del humedal con una gran extensión de fondo que supera el límite fótico, se encuentra desprovista de macrófitas, la gran cantidad de materia orgánica procedente de las asociaciones vegetales que residen en las zonas aledañas le dan una coloración que varía entre pardo oscuro a negruzca, véase Figura 8.

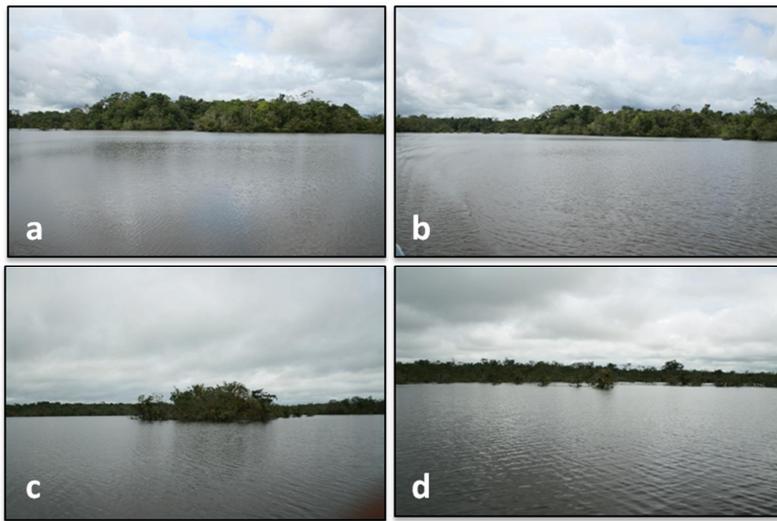


Figura 8. Zona Limnetica

a, b, c y d. diferentes ángulos de área desprovista de macrófitas

Zona litoral: Comprende desde el contacto de la zona fótica del humedal, hasta el inicio de la formación de macrófitas emergentes o enraizadas al sedimento, se caracteriza por presentar islas flotantes que forman grandes asociaciones con especies dominantes como *Ludwigia sedioides*, *Azolla microphylla*; *Nymphoides indica*, *Eichornia craspes*, *Cyperus luzulae*; *Ceratophyllum demersum*, véase Figura 9, esta última se encuentra como elemento único de la vegetación acuática, lo que posiblemente no permite la presencia de la fauna aviar, seguramente por la poca oferta de alimento que provee; mientras las macrófitas arriba mencionadas, pueden encontrarse solas o mezcladas convirtiéndose en el sustrato de algas ideal para la alimentación de peces

herbívoros residente en la ciénaga, así como el hábitat propicio de una gran diversidad de macro invertebrados que se constituyen en la dieta alimenticia de una variedad de aves acuáticas (Chorlos, Curvo pato, Patos etc.).

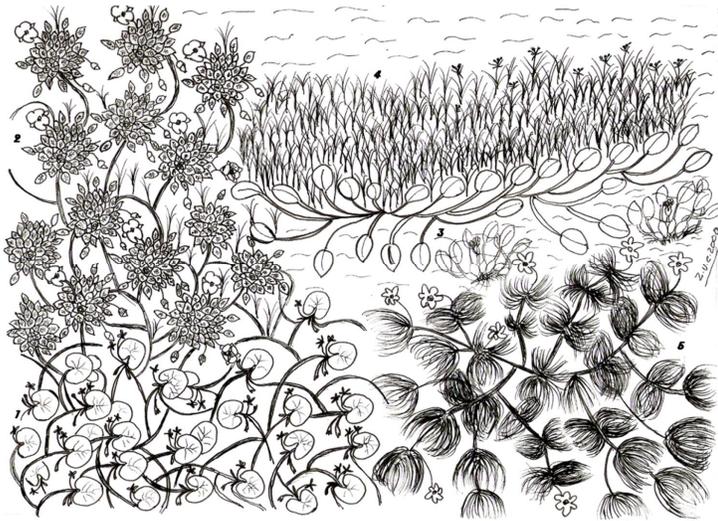


Figura 9. Panorámica de la vegetación enraizada y flotante de la zona litoral.

1. *Nymphoides indica*, 2. *Ludwigia sedioides*, 3. *Eichornia craspes* 4. *Cyperus luzulae*, 5. *Ceratophyllum demersum*.

Estos tapetes de macrófitas pueden encontrarse enraizadas y sumergidas o flotando sobre la superficie del agua, situación que puede convertirse en un problema para los pobladores locales ya que su condición de flotantes les permiten desplazarse de un lado a otro de la ciénaga taponando la vía de acceso e impidiendo la entrada o salida del mismo, véase Figura 10. El periodo corto de vida de estas plantas les permite permanecer en constante renovación generando abundancia de biomasa y materia orgánica que al descomponerse pueden convertirse en la causa principal de eutroficación del humedal, no obstante cumplen un papel ecológico muy importante al convertirse

en productores primarios de las cadenas tróficas produciendo gran cantidad de oxígeno en el ecosistema.



Figura 10. Macrófitas flotante.

Eichornia crasipes, b. vegetación enraizada y flotante (*Ludwigia* spp, *Nymphaoides indica*), c. *Ludwigia sedioides*, d. *Nymphaoides indica*, e. vista de tapetes de macrófitas, f. Macrófita sumergida *Ceratophyllum demersum*.

Zona Riberina o Marginal: comprende el contorno de la ciénaga, asentada en un sustrato edáfico mal drenado, permanentemente inundado; la vegetación de esta zona se caracteriza por ser hidrófita y anfibia adaptada a vivir con exceso de agua, es frecuente observar comunidades de *Bactris brongniartii* y algunos individuos de *Montrichardia arborescens*, la vegetación arbórea es escasa, sin embargo se encuentra dominada por *Pachira acuática* y algunas especies de leguminosas (*Inga* spp), las cuales soportan una gran cantidad epifitas, véase Figura 11.



Figura 11. Perfil idealizado de la vegetación riberina o marginal.

1. *Bactris brongniartii*, 2. *Montrichardia arborescens*, 3. *Inga* spp, 4. *Pachira acuatica*, 5. *Werauhia grandiflora*, 6. *Werauhia sanguinolenta*, 7. *Epiphyllum phyllanthus*, 8. *Maxilaria* sp

Las epifitas en esta zona se encuentran dominadas principalmente por las orquídeas (*Erycina* sp., *Dimerandra latipetala*, *Ocidium* sp, *Sobralia* sp, *Trigonium argentinodium*, *Epidendrum nocturna*, *Maxilaria* sp., *Rudolphiella picta*), seguida por las Brómelias (*Werauhia sanguinolenta*, *Werauhia grandiflora*), con menor frecuencia se observaron especies de *Anemopaegma chamberlaynii*, *Topobea* parasítica, *Cavendishia callista*, *Bonisteriopsis martiniana* vr *subenervia*, *Epiphyllum phyllanthus*, *Anthurios* spp, véase Figura 12, la dominancia de epifitas se debe a la facilidad que poseen estas de colonizar ambientes húmedos y raparíos principalmente; en esta área es frecuente encontrar asociaciones de macrófitas con las especies *Ludwigia sedioides*, *Nymphoides indica*, *Eichornia craspes* y *Cyperus luzulae*. La ocurrencia y establecimiento de especies como *Epiphyllum phyllanthus* (Cactaceae), se debe posiblemente a que es una especie que habita en el interior de bosques húmedos tropicales (Betancur et. al 2007), sus frutos por ser carnosos podrían constituirse en la dieta de algunas aves que inciden en este tipo de ambientes.

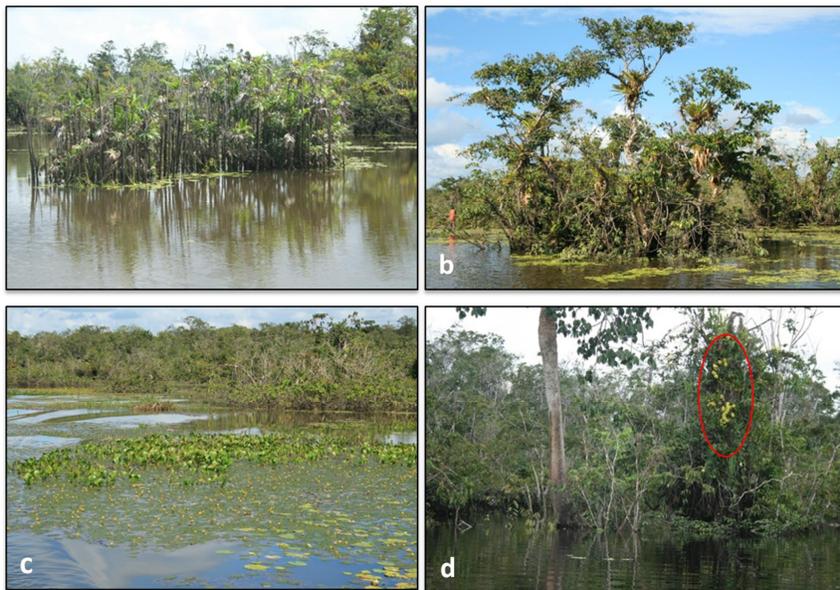


Figura 12. Vegetación riberina.

a. Comunidad de *Bactris brongniarti*, b. árbol cargado de plantas epifitas, c. Macrófitas enraizadas y flotantes, d. *Pachira acuática*, árbol cargado de epifitas (*Bonisteriopsis martiniana* vr *subnervia*).

Microambiente Zona Insular

Este microambiente se caracteriza por presentar un nivel freático alto, el terreno presenta una leve pendiente, en épocas de inundación el nivel del agua sube hasta cierta parte arrastrando una gran cantidad de materia orgánica en descomposición (hojarasca) que alberga una variada artropofuana, la cual sirven de alimento para anfibios y reptiles, en épocas de verano estas islas deben estar conectadas lo que explica la presencia de pequeños roedores; a nivel florístico se caracteriza por la presencia de relictos de bosque primario con estrato herbáceo ralo, posiblemente por la densidad del dosel que no permite la penetración directa de los rayos del sol permitiendo el desarrollo de semillas de plantas residentes que aprovechan los destellos de luz para el crecimiento de sus plántulas, afectando el establecimiento de especies halófitas, sin embargo, se observan plantas de porte herbáceo de hasta 1m de altura donde predominan *Monotagma laxon*, *Maclenia smithiana*; *Displasia karatifolia*, *Fimbristilis annua*, *Mapania sylvatica*, véase Figura 14, incluyendo una amplia gama de helechos que encuentran en este ambiente húmedo y sombrío el sitio ideal para desarrollarse, distribuyéndose desde el suelo hasta el dosel. En el sotobosque ocurren algunas especies arbustivas de *Tococa guianensis*, *Miconia* sp., *Camaedorea* sp, *Geonoma triandra*, *Geonoma* sp, *Piper arborium*, el estrato mas predominante es el arbóreo con la frecuencia de especies como *Sloanea zuluensis*, *Vochysia jefensis*, *Huberodendron patinoi*, *Humiriastrum procerum*, *Eschueilera pitierii*, *Mabea occidentalis*, *beilschmiedia rohlana*, *Calophyllum longifolium*, *Protium veneralense*, *Eugenia lineatifolia*, *Tapirira myrianthus*, *Matisia castano*, *Ocotea cernua*, *Guateria* sp., *Aniba* sp., *Cespedecia spatulata*, *Ambalia* sp., *Pera arbórea*, *Molovetia* sp., *Sclerobium* sp., *Couma macrocarpa*, *Pouteria* sp., la diversidad de especies arbóreas han permitido que este microambiente sea el sitio propicio para la colonización de mamíferos (primates, roedores) y se ha convertido en el hábitat de aves de sotobosque y aves rapaces que habitan este ecosistema.

La alta frecuencia de lianas y epifitas contribuyen a la complejidad de la estructura boscosa en este microambiente; las epifitas dentro del bosque se distribuyen desde niveles más bajos de lo normal hasta el dosel, patrón que de acuerdo con (Arevalo & Betancur 2004) puede estar ligado a la

humedad continua dada la cercanía al humedal, fenómeno que podría estar facilitando la colonización de epifitas en todos los estratos del bosque en cualquier época del año, en este sentido las especies más representativas corresponden a: *Anthurium bakeri* H., *Anthurium silvanii* H., *Philodendron fragantissimum* H., *Philodendron heleniae* T. B., *Dichaea* sp., *Guzmania lingualata*, *Guzmania musaica*, *Tillandsia anceps*, *Tillandsia monadelpha*, *Tillandsia bulbosa*, *Dioscoria* sp (Figura 13).



Figura 13. Región Insular.

a. vista frontal de la isla 1, b. sustrato cubierto por materia orgánica y plántula (*Wettinia quinaria*), c. helechos presentes en la isla (*Polypodium* sp), d. lianas, e. raíz de *Huberodendrum patinoi*, f, g, h. plantas epifitas, i. lianas y epífita.

Fauna:

Aves: Los reportes del IIAP (2009) para esta ciénaga muestran un total de 60 especies de aves pertenecientes a 13 órdenes y 25 familias, de las 73 que se enlistan para el Chocó biogeográfico. Las familias más representativas por su número de especies fueron: Ardeidae (7); Psittacidae (6), Icteridae (5) y Accipitridae (4), como se muestra en la Figura 14.



Figura 14 Especies de aves en la Ciénaga la Grande

Es importante destacar la presencia de *Vanellus chilensis* y el mochilero (*Cacicus cela*), bastante comunes para este ecosistema. Estas dos especies que se caracterizan por depender de espacios abiertos y zonas de pastizales asociados a humedales fueron bastante conspicuas en los caños adyacentes al humedal.

Se reporta el registro de aves silvícolas como: loros, guacamayas y cotorras, Psitácidae (*Ara macao*, *Ara arauna*, *Pyrilla pulchra* entre otros). Igualmente al interior de estos relictos se encontraron representantes de las familias Rhamphastidae, (tucanes) (*Rhamphastus swasonii*, *Pteroglossus sanguineus*), Cracidae pavas o pavones (*Crax rubra*, *Penélope purpuracens*) y diferentes familias de aves asociadas a ambientes acuáticos como Falconidae (*Micrastus semitorquatus*), Cathartidae; (*Catharthes aura* y *Cathartes burrovianus*). Con respecto a especies que presentaron evidencia reproductiva se observaron nidos de Águilas (*Milvago chimachima*) y juveniles de *Egretta thula* y *Ardea cocoi* (garzas).

Las especies registradas que se encuentran en algún grado de amenaza de acuerdo a las listas del Libro Rojo de Colombia (Renjifo, 2002) y a recientes publicaciones, correspondieron a la Cotorra cariamarilla *Pyrilla pyrilia* considerada vulnerable y el Paujil del Chocó o pavón (*Crax rubra*), Casi amenazado. Existen en la zona especies de gran importancia desde el punto de vista biogeográfico o de endemismo; dadas sus condiciones estenogeográficas, entre estas encontramos tres especies casi-endémicas que corresponden a la cotorra cariamarilla, el *Bucco noanamae*, bobo de noanama conocido como (martín pescador) y *Pyrilla pyrilia*, la cotorra carirosada *Pyrilla pulchra*, las cuales tienen un rango de distribución muy estrecho (UICN), Las especies migratorias registradas corresponden a aves migratorias de origen boreal (se reproducen al Norte del trópico de Cáncer): entre ellas tenemos el barraquete aliazul *Anas discors*, la Guala Cabecirroja *Cathartes aura* y especies playeras (chorlitos) de los géneros *Pluvialis* y *Vanellus*. Se identificaron seis especies objeto de aprovechamiento siendo las más comunes, *Crax rubra*, (pavón) *Penélope Purpuracens* (pava) y *Ramphastos swainsonii* (paletón); las cuales son utilizadas para la alimentación por su tamaño y el sabor de su carne.

Mamíferos:

Se reporta un total de 31 especies, correspondientes a 18 familias; siendo Felidae la más representativa con cuatro especies, en segundo lugar se encontró la familia Procyonidae con tres

especies, las demás familias estuvieron representadas por solo una, o máximo dos especies. De las 31 especies listadas como de posible presencia en la zona, se registraron 101 individuos (durante recorridos y faenas de caza) que se incluyen en 10 familias y corresponden a 13 especies. Entre las cuales las más representativas por su abundancia son: *Saquinus geofry* (michichi) y el mono cariblanco *Cebus capuchinus* (Cebidae) con 40 y 36 individuos respectivamente (Figura 15).



Figura 15. Especies de mamíferos de la ciénaga la grande colectados durante faenas de cacería

Entre la fauna de mamíferos que habitan y visitan la ciénaga existen varias especies de interés por encontrarse en algún grado de amenaza según UICN, entre ellas tenemos: *A. palliata* que se encuentra clasificada como en Bajo riesgo con tendencia a la vulnerabilidad, *F. pardalis*, *L. longicaudis*, *M. tridactyla*, *P. onca*, *P. concolor*, y *T. pecari*, Estas se categorizan como vulnerable; la presencia de estos organismos en el ecosistema, lo convierten en un escenario clave para la conservación, igualmente de estas especies se registran algunos usos; por lo tanto este aspecto amerita un adecuado análisis para determinar el grado de vulnerabilidad o amenaza real a la que están sometidas dichas especies en la zona. Los pobladores de las comunidades reconocen que la fauna silvestre es importante porque la usan en la alimentación, comercio, medicina, adorno, valores simbólicos. Mientras que otros mencionan que existen algunos animales que son perjudiciales porque han causado daño a sus cultivos, animales domésticos, aves de corral y en muy pocos casos a personas. Algunos de los animales identificados como perjudiciales fueron: Tigre (*Panthera onca*) Tigrillo (*Felix pardalis*), (*Puma concolor*) León, (*Orthogeomys* sp) Covatierra, Chucha (*Didelphis marsupiales*) Cuatro Ojos (*Philander opossum*).

Herpetofauna:

Se reportan 377 individuos distribuidos de la siguiente manera anfibios 310 individuos de 18 especies incluidos en 9 familias. Tabla 10. Reptiles 67 individuos, de 15 especies incluidos en 9 familias para un total de 33 herpetos registrados en el área de influencia de la ciénaga la Grande. De esta forma se presenta un listado de las especies durante este estudio y que corresponden a elementos pertenecientes a las familias Bufonidae (*Rhaebo* y *Rhinella*) Eleutherodactylidae (*Diasporus*), Leptodactylidae (*Leptodactylus*), Dendrobatidae (*Ranitomeya*), Aromobatidae (*Allobates*), Ranidae (*Lithobates*), Hylidae (*Dendrosophus*, *Smilisca* y *Scinax*), Strabomantidae (*Pristimantis*) y Ranidae (*Lithobates*), correspondientes a los anfibios y Polychrotidae (*Anolis*), Corytophanidae (*Basiliscus*), Crocodylidae (Caimán), Iguanidae (*Iguana*), Teiidae (*Ameiva*), Gymnophthalmidae (*Leposoma*), Geckonidae (*Lepidoblepharis* y *Gonatodes*) Colubridae, (*Leptodeira*, *Leptophis*, *Sternorhina*, *Spillotes*), Scincidae (*Chelydridae*) reptiles (IIAP, 2008).

Anfibios: Dentro de este grupo se reporta un total de 18 especies todas pertenecientes al orden anura (ranas y sapos), entre las especies, colectadas cinco: (*Rhinella allata* (N: 53), *Ranitomeya minuta* (N: 51), *Scinax sugillatus* (N: 50), *Dendrosophus phlebodes*, (N: 46) y *Diasporus tinker* (N: 43)). Fueron mucho más abundantes que las restantes, las demás especies fueron registradas en cuantías mucho más bajas, véase Tabla 3. Se encontró que la única especie susceptible de tráfico que se hallan en los apéndices de la Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres CITES es (*Ranitomeya minuta*) Sin embargo localmente no se evidencia comercio ilícito para ésta especie.

Tabla 3. Abundancia de especies de anfibios que ocurren en la ciénaga la grande

FAMILIA	GENERO	ESPECIE	ABUNDANCIA N
Aromobatidae	<i>Allobates</i>	<i>Allobates talamancae</i>	4
Craugastoridae	<i>Craugastor</i>	<i>Craugastor fitzingeri</i>	6
	<i>Craugastor</i>	<i>Craugastor raniformis</i>	3
	<i>Craugastor</i>	<i>Craugastor longirostris</i>	1
Eleutherodactylidae	<i>Diasporus</i>	<i>Diasporus tinker</i>	46
Strabomantidae	<i>Pristimantis</i>	<i>Pristimantis ridens</i>	12

Bufonidae	<i>Rhaebo</i>	<i>Rhaebo haematiticus</i>	7
	<i>Rhinella</i>	<i>Rhinella marina</i>	7
		<i>Rhinella allata</i>	53
Dendrobatidae	<i>Ranitomeya</i>	<i>Ranitomeya minuta</i>	51
Hylidae	<i>Dendrosophus</i>	<i>Dendrosophus phlebodes</i>	43
	<i>Hypsiboas</i>	<i>Hypsiboas boans</i>	4
	<i>Scinax</i>	<i>Scinax sugillatus</i>	50
	<i>Scinax</i>	<i>Scinax elaeochrous</i>	5
	<i>Smilisca</i>	<i>Smilisca phaeota</i>	5
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus</i>	<i>Leptodactylus rhodomerus</i>	3
	<i>Leptodactylus</i>	<i>Leptodactylus ventrimaculatus</i>	6
Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>Lithobates vaillanti</i>	4
TOTAL			310

Reptiles: Se registra un total de 15 especies de tres órdenes (Crocodylidae, Testudinata y Squamata), los subórdenes sauria y serpente, pertenecientes a nueve familias, las especies más representativas por su abundancia fueron: *Iguana iguana* (13) *Basilliscus basilliscus* (10), y *Lepidoblepharis sp* con (9) individuos, véase Tabla 4. De este grupo las especies registradas que se encuentran en algún grado de amenaza de acuerdo a las listas del Libro Rojo de Colombia (Castaño, 2002) y a recientes publicaciones, correspondieron a la Babilla *Caimán crocodylus* considerado como de preocupación menor y la tortuga Bache *Chelyra serpentina* como Datos deficientes, es decir que existen indicios que está en peligro pero no se tienen datos suficientes, lo que obliga a tomar medidas que permitan conocer el estado actual de dichas poblaciones. Las especies susceptibles de tráfico según (CITES) son la Iguana (*Iguana iguana*) y la babilla (*Caimán crocodylus*). Sin embargo localmente no se evidencia comercio ilícito de estas especies; solo son utilizados ocasionalmente para la alimentación, es importante anotar que *C. crocodylus* es fuertemente presionado en los humedales de la parte baja del río Atrato.

Tabla 4. Lista y abundancia de reptiles presentes en la ciénaga la grande

Orden	Suborden	Familia	Especie	Nombre común	Abundancia
Squamata	Saurios	Corytophanidae	<i>Basilliscus basilliscus</i>	Chochora	10
		Gekkonidae	<i>Lepidoblepharis sp</i>	Limpia casa	9
			<i>gonatodes albogularis</i>	Limpia casa	4
		Iguanidae	<i>Iguana iguana</i>	Iguana	13
		Polychrotidae	<i>Anolis granuliceps</i>	Lagartico	3

		<i>Anolis maculiventris</i>	Lagartico	2
	Scincidae	<i>Mabuya mabouya</i>	Lagarto	4
	Teiidae	<i>Ameiva festiva</i>	Lagarto	5
		<i>Ameiva anómala</i>	Lagarto	3
Serpente	Colubridae	<i>Leptodeira septentrionalis</i>	falsa x	2
		<i>Leptophis ahaetulla</i>	Platanillo	3
		<i>Spilotes pullatus</i>	Chonta	3
		<i>Sternorrhina degenhardti</i>	Culebra	1
Crocodylia	Crocodylidae	<i>Caiman crocodylus</i>	Babilla	3
Testudinata	Chelidrydae	<i>Chelidra serpentina</i>	Bache	2
TOTAL				67

Ictiofauna:

En la ciénaga La grande de Beté se registraron 17 especies agrupadas en 16 géneros, 11 familias y seis ordenes (Tabla 5). El orden mejor representado corresponde a Characiformes, registrando el mayor número de familias (6) y especies (9), seguidamente el orden Perciformes con una familia y 4 especies (IIAP, 2009). Cala (1990) reporta a los Characiformes como el grupo más dominante en cuanto a número de especies y de individuos en las cuencas colombianas, Casas *et al.* (2005) manifiestan que el dominio de los Characiformes puede atribuirse a su gran variedad morfológica que es evidencia de la plasticidad de los mismos para la explotación de diversos biotopos que utilizan como hábitat y para la búsqueda de alimento; adicionalmente los ordenes Myliobatiformes, Siluriformes, Gymnotiformes y Beloniformes estan representados por una familia y una especie. Las familias Characidae y Cichlidae son las más representativas con 4 especies, veáse Tabla 5.

Tabla 5 Lista de especies encontradas en la ciénaga La Grande

Orden	Familia	Especie	Nombre vulgar
Myliobatiformes	Potamotrygonidae	<i>Potamotrygon magdalenae</i>	Raya
Characiformes	Prochilodontidae	<i>Prochilodus magdalenae</i>	Bocachico
	Crenuchidae	<i>Characidium</i> sp	Desconocido
	Characidae	<i>Astyanax fasciatus</i>	Rabicolorada
	Characidae	<i>Astyanax stilbe</i>	Lunareja
	Characidae	<i>Hyphessobrycon inconstans</i>	Sardinita
	Characidae	<i>Roebooides dayii</i>	Dientocita
	Cynodontidae	<i>Gylbertolus atratoensis</i>	Madre boquiancha
	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i>	Quicharo
	Ctenoluciidae	<i>Ctenolucius beani</i>	Aguja
Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Trachelyopterus cf. fisheri</i>	Caga
Gymnotiformes	Sternopygidae	<i>Sternopygus</i> sp	Beringo
Beloniformes	Belonidae	<i>Strongylura</i> sp	Aguja, Lisa
Perciformes	Cichlidae	<i>Aequidens latifrons</i>	Coco
	Cichlidae	<i>Caquetaia kraussi</i>	Mojarra amarilla
	Cichlidae	<i>Cichlasoma atromaculatum</i>	Mojarra
	Cichlidae	<i>Geophagus Pellegrini</i>	Copetona

El orden mejor representado corresponde a Characiformes con 343 individuos (74,4%), seguidamente el orden Perciformes con 93 individuos (21%), los ordenes restantes (Siluriformes, Beloniformes, Myliobatiforme y Gymnotiformes), estuvieron representados con 1 ó 2 individuos; se encontraron los mayores registros en las familias Characidae, Prochilodontidae y Cichlidae, representadas por las especies *Astyanax stilbe* con 179 individuos (40,4%), *Prochilodus magdalenae* con 128 individuos (28,89%) y *Aequidens latifrons* con 61 individuos (13,8%), entre todas registran un 83,09% (368 individuos).

La abundancia de la lunareja *A. stilbe*, se debe a la disponibilidad de recursos alimenticios de la zona litoral, por otro lado, la abundancia del bocachico permite corroborar las buenas condiciones de las comunidades de algas; las anteriores apreciaciones se explican a partir del régimen hidrológico y a la oferta alimenticia que dicho régimen trae consigo, puesto que en el periodo de inundación o aguas altas ocurre un incremento de los nutrientes en la ciénaga, debido principalmente a los aportes del río, a la descomposición de la vegetación terrestre y a la caída de material alóctono, lo cual origina un pulso en la productividad general del ecosistema que se manifiesta como una rápida y abundante proliferación de macrófitas y de algas. Del bocachico se han registrado individuos con ovocitos en estadio I y II, lo cual indica el periodo de maduración de sus gónadas para iniciar con el proceso de migración reproductiva, la cual realiza hacia los ríos y quebradas de la parte alta del río Atrato. Es importante resaltar que además de las especies anteriormente mencionadas y registradas en la ciénaga la Grande, pescadores y pobladores manifiestan la ocurrencia de otras especies de gran importancia comercial como es el caso de doncella (*A. pardalis*), bagre (*P. bufonius*) y dentón (*L. muyscorum*); la presencia de estas especies en ecosistemas cenagosos es corroborada por otros estudios realizados en la región, como es el caso de (Casas et al 2005, Mosquera et al 2005), quienes reportan dichas especies en la ciénaga la Grande (Quibdó).

Las especies de mayor importancia económica reportadas en la ciénaga la Grande son el bocachico, dentón, quícharo, doncella y bagre, las cuales tienen un mercado permanente y continuo, con varios picos de máxima producción durante el año (subienda), poseen un mercado asegurado a nivel local y regional. De las especies registradas para la ciénaga, muchas tienen un potencial dentro de la industria de los ornamentales (*A. fasciatus*, *Potamotrygon magdalenae*, *Characidium sp.*, *C. beani*, *Sternopygus sp.*, *A. latifrons*, *G. pellegrini* y *Strongylura sp.*), debido a las características morfológicas, el color y los comportamientos que presentan, véase Figura 16.

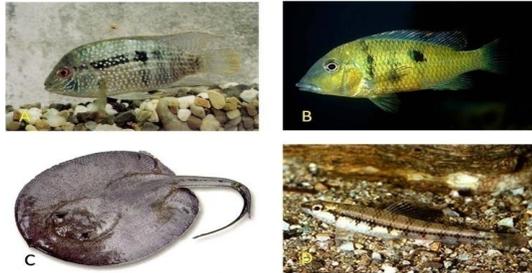


Figura 16. Especies ícticas de Interés Ornamental

Aequidens latifrons, b. *Caquetaia kraussi*, c. *Potamotrygon magdalenae* , d. *Characidium sp*

De acuerdo a las categorías de amenaza establecidas por la UICN, Mojica et al (2002) reporta al bocachico (*P. magdalenae*) como especie en peligro crítico (CR) y a la doncella (*A. pardalis*) como especie En Peligro (EN). En la actualidad el bocachico es una de las especies con mayor grado de vulnerabilidad en la cuenca del Atrato por su alto aporte a la pesca comercial y de consumo; es evidente que la sobrepesca es el principal factor que ha incidido en la disminución de sus volúmenes de pesca, ya que se captura durante todo el año, tanto en ciénagas como en los ríos. La doncella es una especie endémica de Colombia, de aprovechamiento comercial y de hábitos migratorios que la hacen susceptible a la pesca, al igual que las otras especies comerciales del río Atrato, existe una marcada declinación en sus volúmenes de pesca, así como en sus tallas de captura. A nivel local especies como la boquiancha (*C. atratoensis*), han presentado una considerable disminución debido a la introducción de especies predatoras como la cachama (*Colossoma macropomun*).

2.6.2 Aspectos socioeconómicos y culturales

La población de la región media del río Atrato está compuesta mayoritariamente por negros, descendientes de los antiguos esclavos, y por indígenas descendientes a su vez de los pobladores pre-hispánicos de la región. La población afrodescendientes se localiza a orillas del Atrato y de los afluentes mayores, en las cabeceras municipales y otros pequeños pueblos y caseríos; los indígenas se localizan en el curso medio y alto de los afluentes mayores del Atrato y a lo largo de las numerosas corrientes secundarias que atraviesan la región.

Infraestructura física y de servicios sociales:

El transporte en el Medio Atrato se hace básicamente por las vías fluviales que conforman la red natural de ríos y quebradas. En algunas ocasiones se aprovecha este gran recurso hídrico para abrir canales que sirven de vías de comunicación entre las veredas. El transporte se hace en embarcaciones de carga y pasajeros (lanchas, botes y canoas con motores fuera de borda de 9, 15, 40 HP). Además del río Atrato, existen caños navegables como Amé, Tanguí, Bebará, Bebaramá, Buey entre otras. La gran mayoría de las viviendas de la cabecera municipal no disponen del servicio de energía eléctrica porque no hay empresa prestadora del servicio. El municipio cuenta con una planta con capacidad de 120 K.V.A., pero se encuentra en malas condiciones y el servicio prestado es irregular. Un muy reducido número de negocios comerciales disponen de plantas particulares como principal medio para obtener energía. El servicio de telefonía local no existe y de larga distancia se da a través del móvil señal que entra bastante bien hasta llegar a las ciénagas. La policía posee radioteléfonos que permiten la comunicación mediante enlaces con algunas ciudades del país.

Solo en Beté cabecera existe una placa polideportiva y un sitio en mal estado donde se puede jugar fútbol. En términos generales, no existe infraestructura de escenarios deportivos, los jóvenes aprovechan las calles para improvisar prácticas deportivas como el fútbol, voleibol y otros deportes. Las danzas, bailes, narraciones de reminiscencias negras, verbenas, fiestas patronales y juegos como el billar, las cartas y el domino son otra de las diversiones de los pobladores. Los ríos y quebradas son escenarios naturales aprovechados por jóvenes y niños para practicar actividades náuticas de cabotaje y natación.

Sistema de saneamiento básico y agua potable:

Hay carencia de servicios públicos como planta de tratamiento de agua, sistema de tratamiento de basuras, alcantarillado, plaza o centro de mercado el que hace siempre a orillas del río Atrato. Se estima que en el 90% de los hogares predomina el uso de agua de los ríos, quebradas o manantiales, la mayoría de los cuales se encuentran contaminados por diferentes vertimientos sólidos y líquidos no tratados. De allí que un alto número de pobladores se vea afectado por las enfermedades infecciosas intestinales producida por la falta de agua potable. Un escaso número de hogares aprovecha las aguas lluvias que son recogidas en pequeñas canecas o tanques sin ninguna protección para el consumo.

En cuanto a la disponibilidad de servicios sanitarios se estima que el 85% de las viviendas no dispone de sistemas adecuados de evacuación de aguas servidas. Los pobladores depositan los vertimientos domésticos en los ríos, quebradas, o a campo abierto. En la cabecera municipal se construyeron algunas casetas con sanitarios, culturalmente es común el baño flotante a la orilla de dichas fuentes el cual a veces cumple funciones higiénicas múltiples. Algunas viviendas que poseen tasas sanitarias llevan sus desagües directamente al río Atrato, contribuyendo a contaminar las aguas de las cuales se abastece gran parte de los habitantes. No existe infraestructura alguna para el tratamiento de los desechos domésticos y comerciales, por lo cual estos son arrojados a las partes posteriores de las viviendas o en los ríos, y de otro lado, por lo cual se requieren campañas

educativas que proyecten hábitos de consumo adecuados, así como métodos de recolección, aprovechamiento y eliminación adecuada de éstas.

Aspectos educativos:

Es notoria la diferencia de los ciclos educativos de la zona con el resto del departamento, los estudiantes de primaria y secundaria en los primeros meses del año (época de la subienda del pescado) cesan actividades educativas, debido a que la gran mayoría de ellos y de educandos se dedican a la actividad de la pesca, con la intención de obtener ciertos recursos económicos a través de la captura y venta de este producto, buscando dar solución a sus necesidades individuales. Pasado este ciclo, regresan a los centros educativos. Estas circunstancias son generadoras de preocupación latente en las autoridades educativas de la región y del departamento. Toda vez que este comportamiento que riñe con el ordenamiento docente, obliga al incumplimiento de las labores y de las partes; sea decir, que los docentes en este periodo no asisten a los lugares de trabajo y los estudiantes, no acuden a clases. La institucionalidad educativa en la actualidad está interesada en encontrar mecanismos que permitan una solución que posibilite la obtención de recursos a la juventud, pero que a la vez evite la deserción estudiantil.

Territorialidad:

Las comunidades afrodescendientes están organizadas en consejos comunitarios locales y estos a su vez pertenecen al Consejo Mayor del ACIA (Ley 70 de 1993), quienes han dividido su territorio en 9 zonas, de las cuales las zonas 1, 3, 4, 5 y 6 pertenecen al Municipio del Medio Atrato; y las comunidades indígenas se organizan en resguardos (Ley 21 de 1991). Legalmente estos son responsables del manejo y administración de sus recursos.

El territorio así configurado constituye una unidad compleja y articulada que se posee comunitariamente, pues cada familia posee y usufructúa ciertas áreas específicas para vivienda, cultivo, pesca, cacería, recolección y otras actividades. Dentro de estas familias se definen también lugares de apropiación exclusiva de cada unidad doméstica de conformidad con sus apellidos. La

configuración del territorio para los habitantes de esta región determina igualmente los conceptos tradicionales de las vivencias culturales que identifican y tipifican la territorialidad del ámbito de las ciénagas que proveen y proveyeron el acontecer de una historia a la cual, con un arraigado sentido de pertenencia fortalece las condiciones de vida de sus habitantes y promulga la continuidad de la estructura sociocultural de lo propio y lo ancestral.

Las ciénagas para estas comunidades, a pesar de haber vivido en ellas y de ellas, se convierten en un misterio inextricable; es decir, los mismos moradores no dimensionan realmente el valor intrínseco que éstas representan para su existencia y mucho menos para la humanidad (Figura 17).



Figura 17. El uso de las ciénagas del Medio Atrato

Aspectos socioeconómicos y productivos:

A nivel general las comunidades asentadas a lo largo de la cuenca del río Atrato han basado su economía en el aprovechamiento de los recursos naturales, en el área de estudio, la actividad productiva predominante y casi exclusiva es la pesca, la explotación forestal es importante, también la agricultura que ocupa a parte de la población bajo la modalidad de pequeños productores, aunque esta jerarquía pueda variar de acuerdo a situaciones de mercado, orden público y condiciones ambientales. Ocupando el último renglón se encuentra la minería, practicada por personas foráneas generalmente.

De acuerdo al análisis de los periodos del año dedicados a las labores agrícolas, se puede analizar que desde el punto de vista general de la región y del área de influencia, el aprovechamiento forestal constituye el renglón de aporte económico más importante por la generación de empleo que produce en algunas zonas. Los principales cultivos salvo algunas variaciones subregionales son plátano, maíz y caña, los cuales generan mayores excedentes comercializables, el resto de los productos de pancoger son utilizados para la subsistencia de las comunidades. La agricultura a pesar de ser importante se ve afectada por la inexistencia de entidades locales que apoyen la organización y la comercialización.

En la región se presenta una producción económica estancada, productores dispersos en muy pequeños volúmenes, sin ninguna capacidad negociadora, sin organización, sin infraestructura de transporte y sin vínculos estables con las redes de comercialización. En cuanto a la tenencia de la tierra, los productores disponen de un área promedio de casi 100ha generalmente con suelos de buena calidad sin embargo, su baja capitalización no les permite mayores aprovechamientos, a pesar de contar con excelente mano de obra y plena capacidad humana en la región, por lo general el campesino explota una pequeña área que solo le asegura la subsistencia, le produce un pequeño excedente para el mercado y le permite reiniciar el ciclo de producción. En general se realizan alternamente la pesca y la extracción forestal.

Aprovechamiento Agrícola: Aunque las tierras más aptas para la agricultura en toda la región del Chocó son los valles inundables del río Atrato, este renglón es incipiente en la economía de la zona de estudio, ya que se realiza en su mayoría para autoconsumo de algunos cultivos, con excepción del plátano, maíz y yuca, que si presentan niveles de comercialización en diferentes puntos de la región. La agricultura es realizada principalmente a orillas de los ríos, aprovechando todos los nutrientes y el material de arrastre encontrado en esa zona, se observan cultivos de caña, plátano, yuca, maíz, arroz y borojó. Siendo los más representativos en la economía de la zona el plátano por sus niveles de comercialización y la caña que aunque no se comercializa en forma directa, sus derivados como el biche (bebida regional), la panela y la miel son consumidas en toda la región.

Como se mencionó anteriormente los principales cultivos que se dan en la zona y que generan algunos excedentes a los productores son maíz y plátano, es importante anotar que hasta hace unos 10 años, estos productos se daban en una considerable proporción, pero en estos momentos se puede asegurar que el sector agrícola, presenta un estancamiento, causado, por la falta de apoyo técnico y económico para el fomento de cultivos que se comercialicen entre otros sitios, en ausencia de programas de capacitación y créditos.

El plátano ocupa el puesto más destacado en la economía campesina de la zona, la importancia del plátano es válida desde el punto de vista de la subsistencia de las familias de la región, por ser un producto básico en la alimentación de la población urbana, cuenta con un buen mercado en la capital del Departamento y es muy dinámica su comercialización. El plátano a pesar de cultivarse con técnicas tradicionales cuenta con un aceptable rendimiento por hectárea.

Por testimonios de algunos agricultores de la zona para el cultivo de plátano se tienen en cuenta las siguientes requerimientos, contar con área de mínimo una hectárea donde se siembra 625 plantas a una distancia de 4x4, sin adicción de agroquímicos ni fertilizantes al suelo, la inversión radica en mano de obra (rocería, socola y arado) y la semilla; para la comercialización en Quibdó

se invierte en transporte 5 bombas de gasolina que equivale a \$250.000 aproximadamente. La especie cultivada a pesar de tener un ciclo de vida anual, se siembra durante en diferentes épocas del año, lo que asegura una constante producción anual, la cosecha del producto oscila entre 50 y 60 raciones por hectárea, que es la unidad de medida local con las que se comercializa el producto y equivalen a 64 unidades de plátano a un costo básico de \$20.000, a pesar de que no hay temporadas marcadas de producción, el costo varía entre \$17.000 a \$40.000 por ración a medida de la disponibilidad del producto, teniendo en cuenta que los cultivos están ubicados en zonas de inundación en las que se corren riesgos de pérdidas en temporadas lluviosas (IIAP, 2009).

Actividad Forestal:

Anteriormente la extracción de madera se realizaba de manera artesanal, utilizando las fases lunares y herramientas (hacha, machete, serrucho y sierra de mano), lo que contribuía a una recuperación más rápida de los bosques; según IIAP (2009), actualmente esta actividad (comercial) se realiza en forma constante y más tecnificada, haciendo uso de motosierras que permiten la extracción de grandes proporciones del recurso y a su vez causa un mayor deterioro del bosque. Las personas que se dedican al aprovechamiento forestal a nivel doméstico, generalmente lo realizan teniendo en cuenta las fases lunares, porque que tienen la creencia que en esta época la madera es de mayor durabilidad, ya que es aprovechada para la construcción de casas, canoas, mesas, sillas, canaletes, palancas y utensilios que usan al interior de la comunidad. En este tipo de aprovechamiento no se genera ningún valor agregado al beneficio obtenido.

Con el auge de la explotación de la madera y el ingreso de empresas dedicadas a esta actividad, el aprovechamiento doméstico fue sustituido por la extracción de madera con máquinas como moto sierras y el establecimiento de aserríos ubicados sobre las riveras de los ríos donde se transforma dicha madera en láminas, tablones y polines, que son transportados en embarcaciones hasta Turbo y Quibdó como puntos principales de almacenamiento y desde allí se distribuye vía carretable hasta otros puntos del país.

En ambos tipos de aprovechamiento se utilizan especies como cedro, anime, incibes, canelo, guayacán, canaleta, comino, jigua, periquito, palo santo, cativo, algarrobo, aliso, hueso, carra, pinguasi, lirio, aceite, chanul. A pesar de que se utilizan las mismas especies, el volumen de aprovechamiento difiere para cada caso.

La unidad de medida de comercialización de la madera es la rastra ($1\text{m}^3 = 6.6$ rastras), cuyo valor es de \$30.000 para las más finas, entre las que se encuentran chano, algarrobo, cedro, comino, aceite y chanul; las maderas de menor valor son comercializadas a nivel local. A pesar de que se tienen registros de salida de grandes volúmenes de madera, no fue preciso conocer las cantidades, volúmenes y precios reales del aprovechamiento y la relación costo beneficio de esta actividad para los habitantes de las comunidades, ya que no fue posible el ingreso a los sitios de extracción por problemas de orden público.

Actividad Pesquera:

La actividad pesquera se realiza en los ríos, quebradas y en las ciénagas. Aunque se realiza durante todo el año para el auto sostenimiento familiar, en épocas de subienda (enero, febrero, abril y mayo), esta actividad permite una comercialización que genera ingresos económicos representativos a quienes se dedican a ella, que son específicamente las comunidades afro descendientes asentadas en la zona. Entre las principales herramientas empleadas para la captura de peces tenemos el copón, anzuelo, ahorro, cueveras, lentes, flechas y atarraya, en el caso de uso doméstico, y se utiliza el chinchorro y el trasmallo para la obtención de grandes cantidades destinadas a comercialización. Las especies que se capturan con mayor frecuencia son el bocachico, dentón, sabaleta, sardina, gunguma, mojarra, corromá, quicharo, roizo, guacuco, jojorro, bagre, doncella, micuro, pemá, veringo, charres, y caga entre otras.

La actividad pesquera para el habitante rivereño del medio Atrato; constituye el pilar de la economía campesina en una larga época del año con la subienda del bocachico y el dentón (enero a mayo), la zona posee un altísimo potencial hídrico conformado por ríos, caños y sobre todo

posee grandes ciénagas, que son los sitios predilectos para el refugio de las especies, lo que facilita su captura. La pesca tiene gran importancia económica como medio de subsistencia y como generador de excedentes que se comercializan en mercados interregionales, no obstante presenta problemas relevantes en el manejo, como la gran cantidad de pérdida después de la captura por falta de un sistema de refrigeración para su comercialización (solo se realiza una preservación con sal). Además no existe en la zona infraestructura de apoyo a la producción pesquera y la actividad se ejerce sin organización alguna, y sumado a ello la falta de reglamentos y la aplicación de controles y el seguimiento al uso de las ciénagas.

Como unidad de medida local para la comercialización de este producto se utiliza la arroba (50 pescados sin importar el peso), que en épocas de escases su costo oscila entre \$50.000 y \$60.000 mientras que en épocas de subienda alcanza un valor hasta de \$10.000. Para el desarrollo de esta actividad la inversión de recursos es baja por el uso de técnicas artesanales, el requerimiento de recurso humano es poco y la mayor inversión económica requerida es el transporte intermunicipal del producto, aspectos que permiten percibir mejores ingresos. Cifras aproximadas hablan de una producción total para la zona en temporada de subienda de 1 tonelada de pescado que equivale a 1.600 arrobas.

Extracción Minera:

La extracción minera anteriormente se practicaba de forma artesanal (barequeo). Actualmente se han introducido métodos extractivos que requieren el uso de maquinaria pesada como dragas, motobombas y retroexcavadoras. En general ha sido una actividad alterna a las demás presentes en la zona, aun en esta época se realiza como alternativa opcional cuando otras como la pesca, el corte de madera y la agricultura no se están ejerciendo. La actividad se realiza directamente en las aguas del río Atrato y en zonas aledañas a ciénagas, donde ha sido ubicada maquinaria por parte de empresas foráneas que alquilan los territorios colectivos para la extracción del metal y aportan un porcentaje de los ingresos percibidos a los consejos comunitarios, de forma tal que los ingresos directos de la actividad no se pueden calcular fácilmente dentro de la economía de las comunidades ya que tanto las ventas como las regalías quedan en los sitios donde se comercializan estos metales.

2.6.3 Valoración integral de la ciénaga grande de beté:

Identificación de bienes y servicios ambientales:

Tomando como base que los bienes ambientales son generalmente equivalentes a los recursos naturales y los servicios ambientales son aquellos cuya principal característica es que no se gastan pero generan indirectamente una utilidad o bienestar a su consumidor, se identificaron los principales bienes y servicios ambientales prestados por la ciénaga Grande de Beté. Como resultado del análisis de la información base sobre dicho ecosistema, que incluye aspectos socioculturales, ambientales y económicos, se obtuvo la siguiente matriz, a partir de la cual se realizó la valoración integral del mismo (Tabla 6).

Tabla 6. Matriz de Bienes y servicios Ambientales, Económicos y Culturales prestados por la ciénaga Grande de Beté

BIENES AMBIENTALES			SERVICIOS AMBIENTALES			SERVICIOS CULTURALES		
BIEN	TIPO	MERCADO/ DEMANDANTES POTENCIALES	BIEN/SERVICIO	TIPO	MERCADO/ DEMANDANTES POTENCIALES	BIEN/SERVICIO	TIPO	MERCADO/ DEMANDANTES POTENCIALES
Madera/Especies forestales para extracción de maderas	Uso directo	Si/mercado de madera regional y nacional.	Control de erosión	Uso indirecto	No/poblaciones locales	Conservación de técnicas tradicionales de producción	Valor de existencia	No/poblaciones locales
Especies vegetales para uso medicinal	Uso directo	Si/mercado agrícola regional (Quibdó y otros municipios)	Control de inundaciones	Uso indirecto	No/poblaciones locales	Conservación de prácticas culturales	Valor de existencia	No/poblaciones locales
Agua	Uso directo	Si/mercado agrícola regional (Quibdó y otros municipios)	Fijación y reciclaje de nutrientes	Uso indirecto	No/poblaciones locales	Fortalecimiento de la identidad cultural	Valor de existencia	No/poblaciones locales
Semillas	Uso directo	Si/mercado agrícola regional (Quibdó y otros municipios)	Protección y formación de suelos	Uso directo	No/poblaciones locales	Protección del conocimiento tradicional	Valor de existencia	No/poblaciones locales
Especies vegetales y frutos comestibles	Uso directo	Si/mercado agrícola regional (Quibdó y otros municipios)	Retención de sedimentos	Uso indirecto	No/poblaciones locales			

Recursos no maderables del bosque (resinas, y látex.)	Uso directo	No/industria regional y nacional	Captura de carbono (CO ₂)	Uso directo	No/poblaciones locales	
Recursos no maderables del bosque (colorantes.)	Uso directo	No/industria regional y nacional	Regulación del clima	Uso indirecto	No/poblaciones locales	
Recursos no maderables del bosque (venenos.)	Uso directo	No/industria regional y nacional	Etnoeducación	Uso directo	Si/poblaciones locales	
Fauna acuática	Uso directo	Si/mercado regional (Quibdó y otros municipios)	Investigación	Uso directo	Si/poblaciones locales, global	
Fauna Terrestre	Uso directo	Si/mercado local y alrededores	Recreación y Turismo	Uso directo	No/poblaciones locales, regionales, nacionales	
Aves	Uso directo	Si/mercado local y alrededores	Movilidad	Uso directo	Si/poblaciones locales, regionales	
Recursos no maderables del bosque (fibras)	Uso directo	No/industria regional y nacional	Protección de la cuenca del río Atrato	Uso indirecto	No/poblaciones locales, regionales, global	
Especies vegetales aromáticas	Uso directo	Si/mercado agrícola regional (Quibdó y otros municipios.)	Hospedaje de aves migratorias	Valor de opción	No/poblaciones locales, regionales, global	

Potencial genético	Valor de opción	No/poblaciones locales, regionales, global	Hábitat de biodiversidad de interés ecológico	Valor de opción	No/poblaciones locales, regionales, global	
Recursos no maderables del bosque (aceites)	Uso directo	Si/población local	Conservación de especies únicas	Valor de opción	No/poblaciones locales, regionales, global	
Especies vegetales magicoreligiosas	Uso directo	Si/mercado local y regional (Quibdó y otros mupios)	Movilidad y conectividad de especies	Valor de opción	No/poblaciones locales, regionales, global	

[MATB8]

2.6.4 Interpretación descriptiva de la información:

Con los resultados de la variable dependiente estimada (en este caso la probabilidad a tener disponibilidad a pagar por bienes ambientales) por variables monetarias (Var3 y Var4 para bienes ambientales, y Var7 y Var8 para servicios ambientales), se obtuvo de acuerdo al modelo de bienes ambientales que en promedio los encuestados están dispuestos a pagar un valor de \$23,644.12 y \$28,977.41 para el caso de los servicios ambientales, siendo valores validados por buenos resultados econométricos, sobre todo por la significancia global.

La tabla 11 muestra que todas las variables seleccionadas tienen una variación monetaria. Se evidencia para la información de condición socioeconómica cierta homogeneidad en los datos, ya que el valor del coeficiente de variación⁹ es inferior a 1, a la variable edad, seguida por la escolaridad de los encuestados. Mientras que los ingresos y pago de energía presentan un nivel de heterogeneidad representativo, lo cual determina la capacidad explicatoria de un modelo econométrico. Por el lado de las variables ambientales que se monetizaron, solo el valor de voluntariado para bienes y para servicios presentan estabilidad en variación, las demás presentaron un nivel de variabilidad importante. Estos resultados de las variables de carácter pecuniario, determinan que no es posible identificar individuos característicos con la información descriptiva, ya que las medias calculadas no tienen capacidad de representación muestral. A pesar de la incapacidad de la media de representar a las variables, se puede observar la consistencia de los resultados, comparados con encuestas aplicadas por el DANE (Encuesta Continua de Hogares y Gran Encuesta Integrada de Hogares) tiene resultados similares en relación al valor medio de los ingresos,

⁹ El coeficiente de variación es una medida de dispersión útil para comparar variables a escalas distintas y obtiene su valor del cociente de la desviación estándar de una muestra y su media.

su cercanía al salario mínimo (\$535.600) con un valor un poco por encima, ha sido la constante de cálculo de los valores medios de los instrumentos de recolección de información a nivel laboral.

Tabla 2-301. Estadísticas descriptivas de las variables continuas de la muestra.

Variables socioeconómicas monetizadas					
Variable	Frecuencias	Media	Des. Estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Ingresos	383	561681.5	705553.4	0	6200000
Pago en energía	383	26060.52	35429.63	0	350000
Edad	383	38.37598	13.00482	16	79
Escolaridad	380	8.697368	5.064283	0	21
Variables ambientales monetizadas					
Variable	Frecuencias	Media	Des. Estándar	Valor mínimo	Valor máximo
Pago por bienes	383	277932.4	465024.2	0	3595000
DAP por bienes	383	15736.29	34666.94	0	400000
Valor voluntariado por bns.	383	89826.04	149051.9	0	1071200
Pago por servicios	383	44229.93	183382.7	0	3200000
DAP por servicios	383	10574.41	21263.96	0	100000
Valor voluntariado por ser.	383	115930.1	161083.8	0	1428267

Fuente: Cálculos de la base de datos en STATA 11

Respecto a la escolaridad, el resultado es muy similar a lo planteado por el DANE en sus consolidados nacionales (9.3 años), solo está un poco por debajo, lo cual es consistente, dado las condiciones de la región en términos de desarrollo. Por otro lado, la edad con un valor medio de 38 años, determina un valor que podría asociarse a un encuestado con capacidad de pago, dado el

rango de edad productiva que representa. Finalmente el resultado del pago de energía presenta un nivel de variabilidad similar a los ingresos, lo cual indica que la capacidad de compra o gasto medido por los ingresos si podría cumplir esta tarea en la investigación, ya que la variable de control (en este caso el pago de energía) refleja su condición de variación en forma similar.

En el caso de las variables de modelación ambiental que se monetizaron, vale la pena mencionar que los valores de los servicios ambientales tienen un precio medio siempre por encima de los bienes ambientales, lo que puede ser un indicio de una mayor percepción de importancia de los servicios ambientales frente a los bienes ambientales.

La figura 18 muestra que en este caso la mayor parte de los encuestados son hombres, lo que evidencia posiblemente que este género representa la cabeza de hogar en la mayoría de los casos y por tanto tiene una mayor capacidad de compra en un hogar.

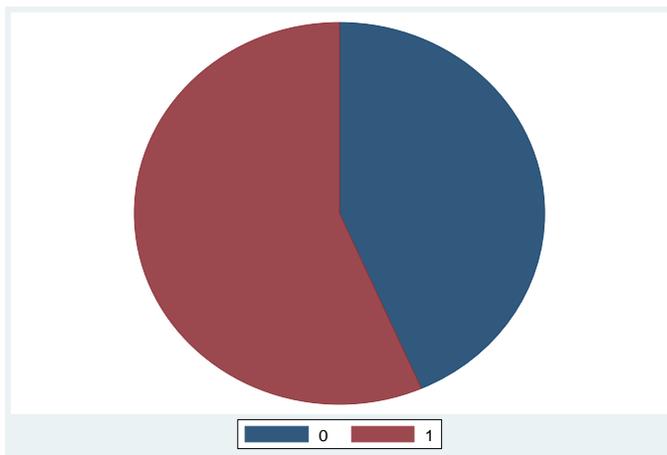


Figura 18. Género de los encuestados.

1: Se refiere a hombre 0: en otro caso

Para el caso de la valoración de la ciénaga se categorizó a la ocupación de acuerdo con la capacidad de relacionarse al individuo con el activo ambiental, en este sentido la Figura xx, indica mayor peso en ocupaciones que no tienen relación directa con la ciénaga, de ahí que los valores de opción y existencia hayan sido más representativos en la disponibilidad a pagar.

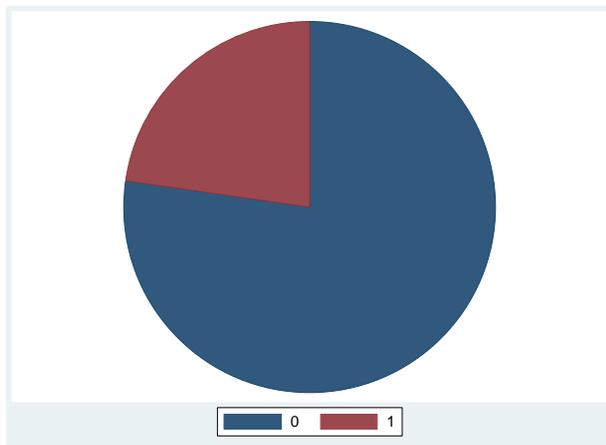


Figura 19. Ocupación de los encuestados.

1: Si sus ocupaciones tiene relación con la ciénaga 0: En otro caso

La Figura 20 muestra que el aporte en horas de voluntariado presenta mayor frecuencia de elecciones bien sea para bienes o servicios ambientales. La elección de disponibilidad a pagar en forma directa en bienes y servicios ambientales es una minoría en las posibilidades del entrevistado, lo cual está directamente relacionado con las condiciones socioeconómicas y culturales de la población.

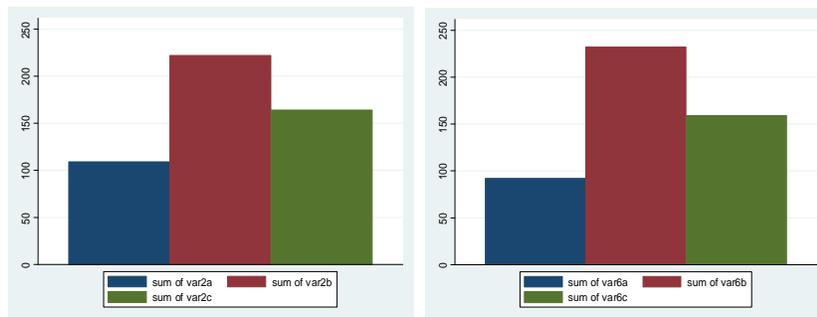


Figura 20. Tipo de disponibilidad a pagar por el consumo de bienes y servicios ambientales en la Ciénaga de Bete

Donde:

Sum of var2a: Elección de disponibilidad a pagar por pago monetario de bienes

Sum of var2b: Elección de disponibilidad a pagar horas de voluntariado de bienes

Sum of var2c: Elección de disponibilidad a pagar por cambio cultural de bienes

Sum of var6a: Elección de disponibilidad a pagar por pago monetario de servicios

Sum of var6b: Elección de disponibilidad a pagar horas de voluntariado de servicios

Sum of var6c: Elección de disponibilidad a pagar por cambio cultural de servicios

El instrumento de recolección de información aplicado buscaba además indagar a la población sobre la capacidad de la ciénaga de determinar sus prácticas culturales. Las respuestas de mayor frecuencia estuvieron relacionadas con la preservación de condiciones productivas y el conocimiento tradicional, lo cual posiblemente evidencia una alta valoración económica de la ciénaga frente a los encuestados, ya que ven una relación directa entre la existencia y conservación de dicho ecosistema y la permanencia de del conocimiento tradicional productivo que les permite obtener su bienestar (Figura 21).

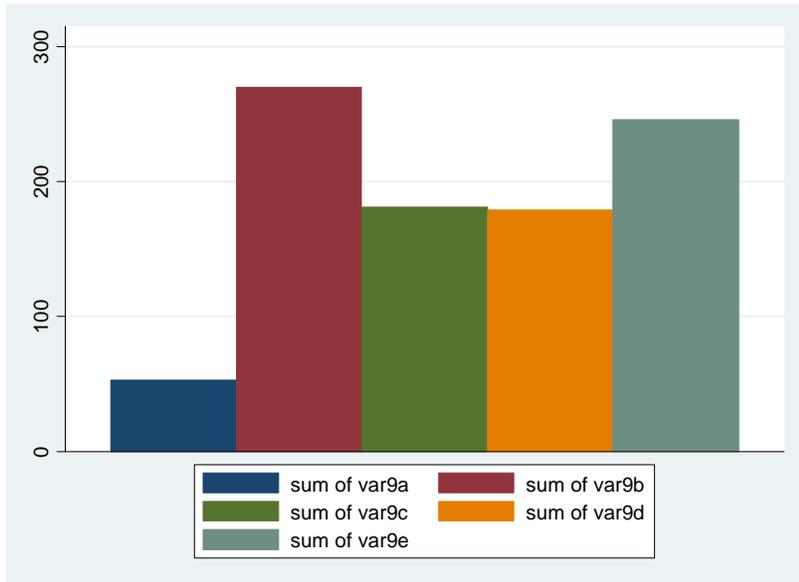


Figura 21. Elección de los encuestados frente a la contribución de la Ciénaga de Bete prácticas culturales Donde:

Sum of var9a: Elección de prácticas culturales

Sum of var9b: Elección de conservación de prácticas productivas

Sum of var9c: Elección de conservación de prácticas culturales

Sum of var9d: Elección de fortalecimiento de la identidad cultural

Sum of var9e: Elección de protección de conocimiento tradicional

2.6.5 Conclusiones y recomendaciones:

La aplicación de los métodos de valoración económica ambiental seleccionados, permitió conocer los beneficios que la comunidad percibe o atribuye a contar con un ecosistema tan importante como la ciénaga Grande de Beté y los costos que cualquier nivel de intervención implicaría en la disponibilidad de los bienes y servicios ambientales. En este sentido los cálculos mostraron una clara disponibilidad a pagar por usar y conservar no solo los recursos naturales, sino también los aspectos culturales derivados de la existencia de dicho ecosistema.

Se pudo analizar que no solo los bienes de consumo que tienen un precio de mercado, fueron determinantes o significativos a la hora de elegir una disponibilidad a pagar, lo que mostró que para las comunidades tanto locales como aquellas que no están asentadas en el municipio del Medio Atrato, su disponibilidad a pagar no está asociada a los costos de uso de bienes de mercado, sino que la valoración de la ciénaga presenta una relación más global, ya que asignan un mayor valor a la existencia de la misma mas como un recurso natural que es parte integral de sus vidas, que como un valor de uso directo por el conjunto de bienes y servicios que les ofrece hoy. De ahí que la disponibilidad a pagar haya sido mayor para los servicios que para los bienes ambientales y a su vez que esta haya sido positiva independientemente del estado de variables como nivel de ingresos, educación, ocupación, lugar de residencia y edad.

En este sentido, se obtuvieron valores de disponibilidad a pagar de \$23.644,12 y \$28.977,41 para bienes y servicios respectivamente, lo que equivale aproximadamente a \$ 6.071.787.860,58 si se tiene en cuenta el espacio muestral tomado para esta investigación (población de Medio Atrato y Quibdó). Estos datos representan más allá de un valor monetario que supla la existencia del ecosistema, la valoración del mismo por parte de la comunidad y expresan su percepción de la importancia de su conservación. Lo que aporta una base para la toma de decisiones orientadas al

mantenimiento de la ciénaga, teniendo en cuenta las amenazas a las que se encuentra expuesta debido al avance de prácticas extractivas altamente impactantes en la zona, como la explotación maderera y la minería no responsable.

La valoración integral aquí realizada constituye un ejercicio de aproximación al diseño de herramientas que puedan funcionar como incentivos de conservación, que permitan no solo mantener la estabilidad de ecosistemas estratégicos como este, sino la subsistencia, el mejoramiento de la calidad de vida de las comunidades que los han conservado a través de los años y la preservación de las tradiciones culturales que se desarrollan a su alrededor y que tienen un valor incalculable.

Sumado a lo anterior la identificación de los bienes y servicios ambientales prestados por la ciénaga Grande de Beté, a partir de la cual se realizó la valoración integral, constituye adicionalmente la apertura de un abanico de potencialidades de formas de aprovechamiento sostenible y mercados futuros, que pueden ser utilizados en beneficio de las comunidades, de la ciencia y de los recursos naturales, tal es el caso de algunos bienes como potencial genético y productos no maderables del bosque, así como la gran mayoría de servicios ambientales identificados como investigación, turismo, conservación de especies únicas, movilidad y conectividad de especies entre otros, que aunque no poseen mercado actual, conforman un patrimonio con el que cuentan las comunidades y pueden aprovechar a futuro (valor de opción), es decir, una vez conocido y organizado el patrimonio natural, resulta más sencillo incorporarlo de manera ordenada y controlada a los procesos económicos, como parte de la gestión económica de modelos de desarrollo sostenible.

Teniendo en cuenta que existen muchos enfoques metodológicos para realizar valoración de ecosistemas y que la ciénaga Grande de Beté cuenta con una gran cantidad de bienes y servicios ambientales que difícilmente se integran de manera global en un solo método, se recomienda la aplicación de otras metodologías de valoración para bienes y servicios de gran interés de manera independiente, de tal manera que se puedan hacer análisis comparativos de resultados y generar un amplio conocimiento sobre el valor de este ecosistema desde diferentes perspectivas.

Utilizar la información generada como instrumento para diseñar lineamientos económicos que promuevan la conservación de los recursos naturales y el mejoramiento de la calidad de vida de las comunidades asentadas en la zona de influencia del ecosistema.

2.6.6 Bibliografía (bete)

Alba – Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almería, 1996, Vol. II: 203-213.

Allan, J. 1995. Stream Ecology. Structure and function running waters. Chapman & Hall. London. 45 – 107

Arango, M.C Y G. Roldán, 1983. Odonatos inmaduros del departamento de Antioquia en diferentes pisos altitudinales. Actual. Biol. 12 (46): 91-104.

Arévalo R & J, Betancur. 2004. Diversidad de Epifitas Vasculares de Cuatro Bosques del Sector Sur-oriental de la Serranía de Chiribiquete, Guayana Colombiana. Caldasia 26 (2), 359-380 pp.

Betancur J, A. Zuluaga, L. Clavijo, Z. Cordero-P & R. N. Salinas .2007. Santa María pintada de flores. Serie de Guías de Campo del Instituto de Ciencias Naturales Nº1. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 172 p.

Cárdenas L., D. & N. R. Salinas (Eds.). 2007. Libro rojo de plantas de Colombia. Volumen 4. Especies Maderables Amenazadas: Primera parte. Serie libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI-Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 232 pp.

Carriazo, F., Mendieta, J.C., Hernández, D., Barrera, C.P. & Pinzón, J.A. (2003) *Valoración Del Entorno Ambiental Urbano: Una Aplicación Del Modelo Hedónico En El Corredor Los Molinos - Córdoba – Juan Amarillo*. Reporte Final Presentado A La Empresa De Acueducto Y Alcantarillado De Bogotá. Universidad De Los Andes. Bogotá, Colombia.

Casas, J. Y; O, Carrascal; T. Rivas y Y. Lozano-Largacha. 2005. Composición y diversidad íctica de la quebrada Chaparraidó, sistema hídrico del medio Atrato, Chocó. *Revista Institucional Universidad Tecnológica Del Chocó*, Vol. 22, p. 33-39

Castaño-Mora OV y Medem F. 2002. *Podocnemis lewyana*. In: Castaño-Mora OV, ed. Libro rojo de reptiles de Colombia. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente, Conservación Internacional-Colombia. Bogotá, Colombia, pp 92-94.

Congreso de la república de Colombia. 1993. LEY 99 DE 1993. Bogotá, 44p.

Freeman Iii, M.A. (1993). *The Measurement Of Environmental And Resource Values. Theory And Methods*. Resources For The Future, Washington, D.C.

Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico. 2008. Inventario, Priorización y Caracterización de Ciénagas del Medio Atrato. IIAP, Quibdó, 193 p.

Mojica, J. I., C Castellanos, S. Usma y R. Álvarez (Eds). 2002. Libro Rojo de Peces Dulceacuícolas de Colombia. La serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente, Bogotá, Colombia.

Mosquera, H., Juan Yair Casas Agualimpia, Yeferson Lozano-Largacha Mirley Maturín, Jamin Ayir Palacios, Tulia Rivas y Nerlin Pino. 2005. Hábitos Alimenticios y Factor de Condición K de la *Doncella*. (*Ageneiosus pardalis* LÜTKEN, 1874) en el río Atrato - Colombia. En: Memorias VIII Simposio Colombiano de Ictiología, 2005, Quibdó.

Rangel-Ch, O. 2004. Amenazas a la Biota y a los Ecosistemas del Chocó Biogeográfico. En: Colombia Diversidad Biótica IV. El Chocó Biogeográfico/Costa Pacífica.

Rengifo, L. M., Franco- Maya, J. D. Amaya – Espinel, G.H. Kattan Y B. López-Lanus (Eds). 2002. Libro Rojo de Aves de Colombia. Serie de Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Ministerio del Medio Ambiente. Bogota. Colombia.

Roldán, G. 1992. Fundamentos de limnología tropical. Editorial universidad de Antioquia. Medellín, Colombia. Pág. 403.

Streble H. Krauter D. 1987. Atlas de los Microorganismos de Agua Dulce. La vida en una gota de agua. Ediciones Omega, S. A. Plato, Barcelona.

Wissinger, S. 1999. Ecology of wetland invertebrates – Synthesis and application for conservation and management. En: invertebrates in freshwaters wetland of North America Ecology and management, Editado por: Batzer, D, Rader, R & Wissinger, S. John Wiley & Sons, Inc. E. U.

2.7 Estado de los ecosistemas y hábitats marinos y costeros de Colombia (estado del ambiente y los ecosistemas marinos y costeros).

Uno de los problemas fundamentales en el mantenimiento y buena gestión de los ecosistemas marinos y costeros (y en sus homólogos continentales) son los referentes a la parte abiótica que interactúa directamente con estos. Es así como los procesos Climáticos, el grado de Erosión y Acreción, Cambios en los regímenes hidrológicos y oceanográficos y la misma calidad del agua, eje transversal en común entre todos, individual o sinérgicamente se convierten en un factor que contribuye tanto positiva como negativamente en su desarrollo integral, determinando su sostenibilidad a futuro.

Un seguimiento de estos factores básicos abióticos que sustentan los ecosistemas marino costeros, permitirá determinar con suficiente antelación las acciones a tomar para prevenir, mitigar, restaurar o inminente e inevitablemente observar el colapso de ciertas áreas con ecosistemas llevados a la degradación o eliminación local.

Es por las razones anteriores que el Instituto ha desarrollado en colaboración con las autoridades ambientales como el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible MADS, Corporaciones Autónomas Regionales y de Desarrollo sostenible – CAR, Gobernaciones departamentales y Parques Nacionales Naturales principalmente, a través de convenios y acuerdos, la justificación, planificación y desarrollo de una red de muestreo específica para cada área, con el fin de realizar acciones tendientes a levantar la información pertinente lo más minuciosamente posible, de los cambios que se presenten en el medio abiótico, con el fin de ofrecer la mejor información técnica para que se tomen las mejores decisiones administrativas en la gestión de las problemáticas y mitigación de las mismas en la conservación de los ecosistemas de los litorales costeros del país.

En el documento a continuación, se presentan en detalle el desarrollo de estos procesos llevados a cabo en el último año, que corresponden al trabajo multidisciplinario de los grupos de

Geociencias Marinas y Calidad Ambiental, para que el lector tenga una idea clara de las características y procesos que son tenidos en cuenta para el análisis y explicación de los indicadores determinados en cada uno de estos.

2.7.1 Ambiente abiótico

2.7.1.1 *Oceanografía, clima, fondos marinos y erosión*

Los aspectos físicos del ambiente abiótico estudiados por el INVEMAR durante el año 2013 fueron abordados desde un enfoque multidisciplinario, incluyendo mediciones y análisis desde el punto de vista geomorfológico, sedimentológico, geofísico, oceanográfico y climático. Esta información sirvió de insumo para estudiar procesos como la erosión costera, la sedimentación, el detrimento de la calidad del agua, los recursos hidrobiológicos y como aporte a la caracterización off-shore. Algunos de estos estudios contribuyeron al conocimiento del ambiente abiótico de las zonas marino-costeras de Colombia que albergan ecosistemas estratégicos; como por ejemplo, áreas de Parques Nacionales Naturales.

Este fue el caso de los estudios en el Caribe realizados en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB), donde el estudio se centró principalmente en la determinación de la influencia y el grado de impacto asociado a las actividades realizadas por el hombre. Para esto se realizó el inventario de obras de defensa costera y se hizo un análisis de amenaza, vulnerabilidad y riesgo para todo el PNNCRSB (INVEMAR-GEO, 2013a). En las islas de Providencia y Santa Catalina, se efectuó un análisis de amenaza y vulnerabilidad a la erosión costera, mediante la aplicación de herramientas SIG y métodos multicriterio (Gornitz et al., 1994; Rangel y Posada, 2014). De igual forma, en estas dos islas, se profundizó en el estudio de la vulnerabilidad teniendo en cuenta sus elementos expuestos, como la fragilidad estructural y corporal (INVEMAR-GEO, 2013c).

Para el Pacífico colombiano, los estudios relacionados al medio abiótico se centraron en los litorales de Cauca y Valle que están altamente condicionados por el régimen mesomareal de la

zona. El régimen mareal es uno de los agentes que contribuye de manera significativa con los cambios en la morfología litoral dentro de la costa Pacífica colombiana. Eventualmente las mareas (en especial las mareas vivas – denominadas como “pujas” por los pobladores de la zona) pueden llegar a representar una amenaza para la población que se encuentra asentada sobre el borde costero (Figura 24 **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).



Figura 24. Destrucción de viviendas y arboles derivada de la incidencia de las denominadas “pujas” o mareas vivas. (Programa GEO).

Desde el componente oceanográfico, durante el 2013 se apoyaron las investigaciones sobre recursos hidrobiológicos empleando nuevas tecnologías. En el 2013 se describió la dinámica oceanográfica superficial entre los años 2007 y 2013 en un polígono del Caribe empleando imágenes satelitales de temperatura superficial del mar (TSM), concentración de clorofila-a (CLA) y anomalías del nivel del mar (ANM) (Figura 25), las cuales fueron analizadas de acuerdo a las tres épocas climáticas establecidas para el Caribe colombiano (Rueda et al., 2014). Para el Pacífico colombiano, se estudiaron las características termohalinas de la zona marino-costera e insular del departamento del Cauca (INVE-MAR-GEO, 2013b) encontrando dos ambientes: uno costero con profundidades bajas, alta concentración de sólidos suspendidos, alta variabilidad en temperatura, salinidad y oxígeno lo cual está asociado a la dinámica deltaica y otro ambiente totalmente oceánico (isla Gorgona); con una columna de agua bien estratificada y bastante clara en términos de transparencia del agua.

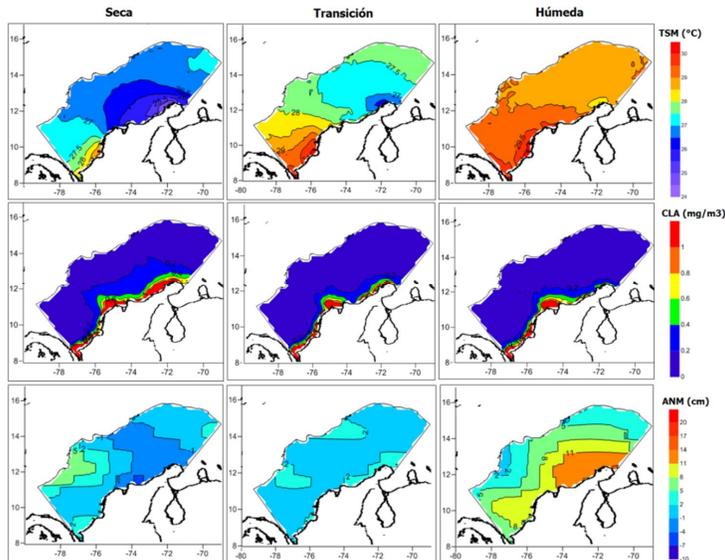


Figura 25. Variabilidad estacional de la TSM, CLA y ANM (2007-2013) en el Caribe colombiano (Rueda *et al.*, 2014).

En el 2013 se contribuyó además al estado del conocimiento abiótico de los fondos marinos. A partir del procesamiento e interpretación de información adquirida mediante el sonar de barrido lateral, se identificaron las distribuciones de dos tipos principales de fondos marinos correspondientes a fondos arenosos y fondos coralinos, ambos de origen biogénico en el PNNCRSB (Figura 26) (INVEMAR-GEO, 2013a). Así mismo, se caracterizaron zonas de interés para ecosistemas, habiendo registrado el 60% del área en los fondos con profundidad menor a 50 m alrededor de la isla Gorgona, contribuyendo a ampliar el conocimiento espacial que se tiene de la distribución de los sustratos. Otro de los aportes estuvo enmarcado dentro de la generación del Mapa de Ecosistemas Continentales, Costeros y Marinos de Colombia a escala 1:100.000, como insumo para la gestión y gobernabilidad del territorio, la negociación con sectores de desarrollo, el conocimiento y monitoreo de la biodiversidad ante escenarios de cambio y políticas de conservación y uso (Millán *et al.*, 2013).

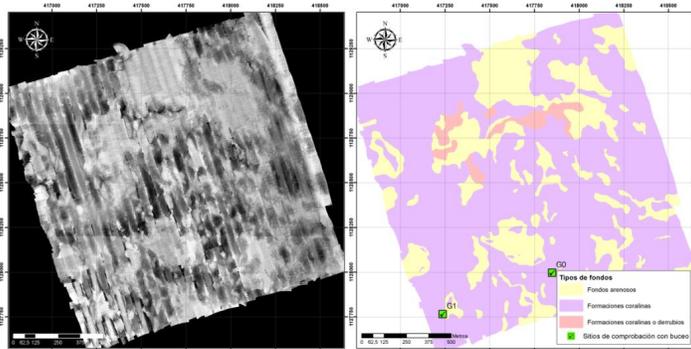


Figura 26. Mosaico de sonar de barrido lateral (A) e interpretación de fondos (B) en un área entre isla Grande e isla Tesoro (INVEMAR-GEO, 2013a).

La erosión costera influye de manera significativa en los diferentes ecosistemas marino-costeros del mundo. La incidencia de este fenómeno puede afectar y alterar el desarrollo de actividades productivas como el turismo, el aprovechamiento forestal y la pesca. Este es un fenómeno de origen natural que puede ser influenciado y acelerado por la intervención del hombre. En este sentido, la determinación de su grado de amenaza y vulnerabilidad – riesgo asociados, es de vital importancia para la población en general ya que aporta los lineamientos necesarios para la generación de políticas de desarrollo, prevención, control y mitigación; todo esto enmarcado dentro de los planes de ordenamiento territorial o de manejo integrado de la zona costera.

Para el caso del PNNCRSB, el fenómeno erosivo se advierte en la gran mayoría de las islas y se ha visto reflejado con un retroceso constante de la línea de costa que alcanza tasas de hasta 2 m/año. Un ejemplo de este fenómeno es la isla Maravilla, en el archipiélago de San Bernardo, la cual ha desaparecido casi en su totalidad, quedando solo una pequeña parte en la que se encuentran restos de mangle. Por su parte, en las islas de Providencia y Santa Catalina se determinó que la erosión litoral predomina en los sectores de Santa Catalina, Bottom House Bay, South West Bay y Fresh Water. Las actividades humanas deben considerarse como el factor más importante en el fenómeno erosivo, por cuanto es demostrable que ellas han causado cambios apreciables en el balance de sedimentos litorales y han modificado la morfología de la línea costera, acelerando en gran medida los niveles de erosión de las playas.

En la costa Pacífica colombiana también se presentan graves problemas de erosión. En 2013 se evidenció tasas de erosión que alcanzaron los 65 m/año en el poblado de La Barra, municipio de Buenaventura. En esta localidad la erosión costera ha producido que 89, de 133 predios (equivalentes a un 66% de la población), sean catalogados dentro de un grado de exposición alta. Esto significa que el fenómeno erosivo es tan alto y la población tan vulnerable, que no es posible llevar a cabo acciones de mitigación, dejando como única salida para enfrentar este problema la reubicación total del poblado (Figura 27). Así mismo, las playas de La Bocana y Punta Soldado, en la parte externa de la bocana de la bahía de Buenaventura, se encuentran en una fase erosiva aguda, debido al exceso de energía que llega con los trenes de oleaje habituales. Las evidencias indican que diversos factores han tenido un efecto en el patrón espacial de desplazamiento y en las tasas de erosión/acreción en la parte externa de la bocana de Buenaventura. Entre estos factores se incluyen cambios en la batimetría cercana a la costa, eventos extremos de oleaje (asociados con el paso de embarcaciones – wave wake) y cambios en el régimen del transporte sedimentario inducidos por factores naturales.



Figura 27. Retroceso costero y cambios volumétricos en el corregimiento de La Barra, Pacífico Colombiano. Fotografía izquierda tomada el 25 de mayo de 2013, fotografía de la derecha tomada el 24 de julio de 2013 (Programa GEO, Invemar).

A continuación se presentan los indicadores de porcentaje de línea de costa con erosión costera y grado de intervención de la línea de costa actualizados al año 2013.

Indicador de porcentaje de línea de costa con erosión costera por departamento

Definición e importancia del indicador

El indicador presenta un balance de la longitud de litoral afectado por la erosión costera, por departamento, con relación a la longitud total del mismo. Mide qué tanto los procesos erosivos están afectando la costa de cada uno de los departamentos costeros de Colombia.

Fuente de los datos e información

Publicaciones de diagnóstico de la erosión costera en la costa Caribe, del Pacífico e insular de Colombia, compilados a partir de información secundaria producida por diversas instituciones y trabajo de campo llevado a cabo por el INVEMAR desde el año 2000 hasta 2013. De igual forma se tuvieron en cuenta las siguientes fuentes para los dos últimos años: Andrade *et al.*, 2013; Botero *et al.*, 2013; Harbitz *et al.*, 2012; Hoyos *et al.*, 2013; Ortiz *et al.*, 2012 y 2013; Rangel *et al.*, 2013, Rangel y Posada, 2014; Restrepo *et al.*, 2012 y 2014

Periodo reportado

Se actualizaron a 2013 todos los datos para los departamentos costeros de Colombia.

Reporte o cálculo del indicador

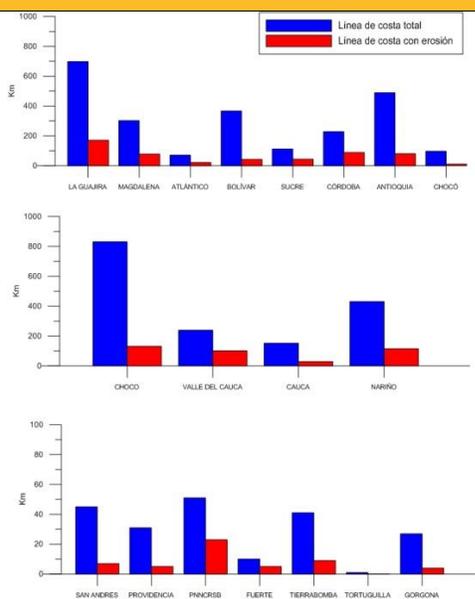


Figura 28. Cambios en la línea de costa por departamento.

Interpretación de los resultados

Las gráficas presentadas indican que aproximadamente una cuarta parte de los litorales Caribe, Pacífico y territorios insulares colombianos están sufriendo un proceso erosivo importante. Se estiman valores cercanos al 25 % para el Caribe, 26% para el Pacífico y 24% para las zonas insulares (Figura 28).

Tabla 2-31. Porcentajes de erosión determinados por litoral.

Línea de Costa Total (km)	Línea de Costa con Erosión (km)	% Erosión Total
---------------------------	---------------------------------	-----------------

CARIBE	2363	540	25
INSULAR	206	53	23
PAÍFICO	1653	375	26
Limitaciones del indicador			
El indicador depende del diagnóstico de la erosión realizado en 2008, 2009 y 2011 para el Caribe, Pacífico y las zonas insulares respectivamente. Es actualizado a partir de los estudios previamente mencionados realizados hasta 2013. Se debe tener en cuenta que existe mucha información sobre la erosión costera que es de acceso restringido ya que es efectuada por empresas consultoras			
Recomendaciones y alternativas de manejo			
Actualizar el diagnóstico de la erosión costera al menos cada 4 años, con la ayuda de imágenes de satélite y fotografías aéreas, con reconocimiento de campo de acuerdo con los resultados de la interpretación.			

Indicador de porcentaje de línea de costa intervenida para territorios insulares del Caribe

Definición e importancia del indicador

El indicador (Índice K) presenta la relación existente entre la longitud total (l) de todas las estructuras realizadas por el hombre en un sector litoral y la longitud (L) del sector investigado. Mide qué tanto se ha intervenido un sector litoral determinado, en este caso los territorios insulares del Caribe (Isla Fuerte, PNNCRSB y Providencia- Santa Catalina). De acuerdo a este indicador, diferentes categorías de impacto antropogénico pudieron ser estimadas, obteniéndose valores de impacto "mínimo" con $K = 0,0001-0,1$; "promedio" cuando $K = 0,11-0,5$; "máximo" con $K = 0,51-1,0$, y "extremo" si $K > 1,0$.

Fuente de los datos e información

Publicaciones de diagnóstico de la erosión costera en la costa Caribe y trabajo de campo llevado a cabo por el INVEMAR durante los años 2012 y 2013.

Periodo reportado

2012 y 2013.

Reporte o cálculo del indicador

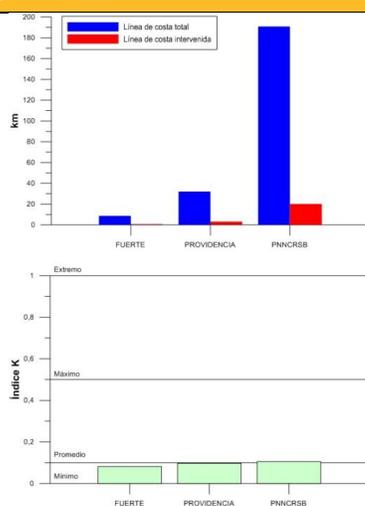


Figura 29. Porcentajes de línea de costa intervenida por territorios insulares estudiados.

Tabla 2-32. Porcentajes de erosión determinados por litoral.

	Línea de Costa Total (km)	Línea de Costa Intervenida (km)	% de costa intervenido
ISLA FUERTE	8.7	0.7	8
PROVIDENCIA Y SANTA CATALINA	32	3.1	10
PNNCRSB	190	20.2	11

Interpretación de los resultados

Las gráficas presentadas indican que un porcentaje significativo de los territorios insulares ha sido altamente intervenido por el hombre. En Isla Fuerte, el Parque Nacional Natural Islas del Rosario y San Bernardo y las islas de

Providencia - Santa Catalina se identificaron más de 300 obras ingenieriles de defensa, las cuales fueron ejecutadas con el fin de contrarrestar severos procesos erosivos más que de prevenirlos.

Limitaciones del indicador

El indicador depende de la disposición de información, solo ha sido aplicado en tres áreas insulares específicas

Recomendaciones y alternativas de manejo

Aplicar el indicador en más áreas litorales de Colombia. Así mismo se sugiere que después de aplicado, este índice sea actualizado esporádicamente.

2.7.2 Calidad de las aguas marinas y costeras. el índice de calidad de aguas marinas y costeras (icampff)

Los indicadores de calidad se están usando como una alternativa práctica para facilitar la interpretación de resultados de variables físicas, químicas y biológicas de un programa de monitoreo de recurso hídrico, ya que las diferentes variables son combinadas para generar un valor que puede ser interpretado fácilmente, tanto por expertos como por el público en general, permitiendo evaluar las diferentes acciones que se han tomado en un cuerpo de agua (Samboni et al., 2007; Vivas-Aguas, 2011).

En el caso del recurso hídrico marino-costero de Colombia, el programa nacional de monitoreo de la Red de vigilancia para la Conservación y Protección de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia - REDCAM viene evaluando desde el 2006 los cambios de calidad, con el índice de calidad marinas y costeras (ICAM), el cual permite cuantificar el estado de conservación o deterioro de este tipo de aguas, de acuerdo a las características medidas en un lugar y tiempo específico, particularmente en las dos épocas climáticas típicas, lluviosa que empiezan a manifestarse desde julio hasta noviembre, con los picos más altos en los meses de septiembre, octubre y noviembre; y seca o de bajas precipitaciones que tienen sus puntos más altos entre los meses de diciembre a abril, extendido hasta junio (IDEAM, 2012b). Cabe anotar que estas condiciones climáticas se presentan en la costa Caribe, pero difieren de la costa Pacífica por sus características oceanográficas y meteorológicas que están determinadas por la faja intertropical de bajas presiones ZCIT, donde confluyen durante todo el año los vientos Alisios del Noreste y Sureste, y la cercanía a las masas oceánicas. El desplazamiento de la ZCIT, cuando está situada más al Sur y no

ejerce influencia directa sobre la zona, determina para toda la región la temporada menos lluviosa, entre los meses de diciembre a marzo. Cuando la ZCIT está al Norte del país, en el extremo Sur del área los meses menos lluviosos son julio, agosto y septiembre. Mientras que al Norte del Pacífico, debido al estancamiento de la ZCIT, el segundo período menos lluvioso es bastante incierto y prácticamente indefinible (Eslava, 1994; Tejada et al., 2003).

Para el año 2013, el ICAM con fines de preservación de fauna y flora (ICAMPFF) fue aplicado en las estaciones tanto del Atlántico como del Pacífico que contaban con toda la información requerida para su aplicación, como se describe a continuación:

Indicador de calidad aguas

Definición e importancia del indicador

El índice de calidad de aguas marinas y costeras (ICAM) es un indicador de estado que facilita la interpretación de las condiciones naturales y el impacto antropogénico de las actividades humanas sobre el recurso hídrico marino en una escala de cinco categorías de calidad definidas entre 0 y 100 (Tabla 2-33). El ICAM permite resumir la información de ocho variables (oxígeno disuelto, pH, nitratos, ortofosfatos, sólidos suspendidos, hidrocarburos disueltos y dispersos, y coliformes termotolerantes), integradas con ponderaciones en una ecuación de promedio geométrico ponderado. Estas variables representan según sus valores de aceptación o rechazo una calidad o condición del agua en función de los valores de referencias de normas nacionales o internacionales para la preservación de la flora y fauna (Vivas-Aguas et al., 2014)

$$ICAM = \left(\prod_{i=1}^n x_i^{w_i} \right)^{\frac{1}{\sum w_i}} \quad \text{(Ecuación 1)}$$

Donde:

- ICAM = es la calidad del agua en función de la destinación del recurso.
- ICAM = [(X_{OD})^{0.16} x (X_{pH})^{0.12} x (X_{SST})^{0.13} x (X_{DBO})^{0.13} x (X_{CTE})^{0.14} x (X_{HAT})^{0.12} x (X_{NO3})^{0.09} x (X_{PO4})^{0.13}]^{1/w_i}
- X_i = subíndice de calidad de la variable i
- W_i = factor de ponderación para cada subíndice i según su importancia dentro del ICAM, el cual es ponderado entre cero y uno.

Tabla 2-33. Escala de valoración del índice de calidad de aguas marinas y costeras – ICAM (Vivas-Aguas, 2011).

Escala de calidad	Color	Categorías	Descripción
Óptima	Azul	100-90	Calidad excelente del agua
Adecuada	Verde	90-70	Agua con buenas condiciones para la vida acuática
Aceptable	Amarillo	70-50	Agua que conserva buenas condiciones y pocas restricciones de uso
Inadecuada	Naranja	50-25	Agua que presenta muchas restricciones de uso

Pésima	Rojo	25-0	Aguas con muchas restricciones que no permiten un uso adecuado
--------	------	------	--

Para mayor información consultar la hoja metodológica en: http://siam.invemar.org.co/indicadores/ier_icam.jsp

Fuente de los datos e información

Programa Nacional de Monitoreo. Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia – REDCAM. <http://www.invemar.org.co/siam/redcam>. INVEMAR/REDCAM-SIAM.

Periodo reportado

Se presentan los resultados de muestreos de la REDCAM Año 2013 en dos épocas climáticas, seca y de lluvias (Figura 30 y Figura 31).

Reporte o cálculo del indicador

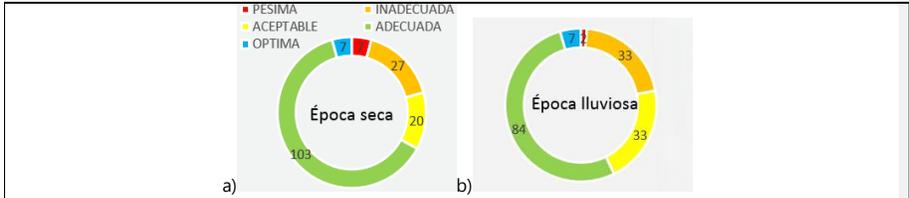
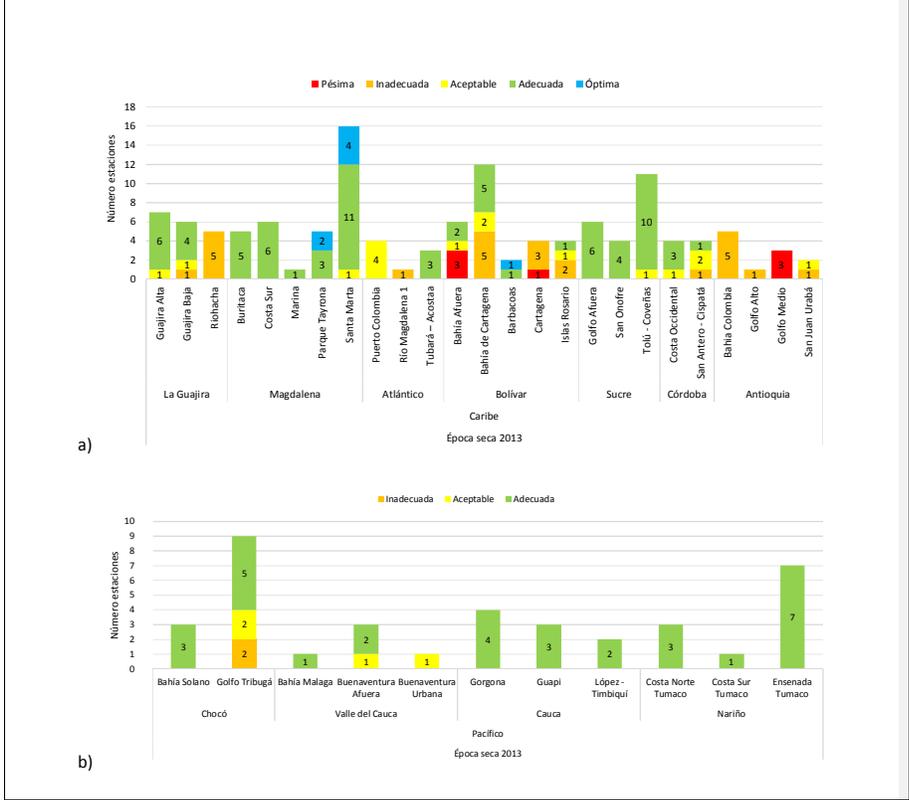


Figura 30. Resumen nacional de los resultados del ICAM para la época seca y de lluvias de 2013. Los colores de las barras representan la calidad de acuerdo con la escala indicativa (Tabla 2-33) ; y el número corresponde a las estaciones que cayeron en cada condición.



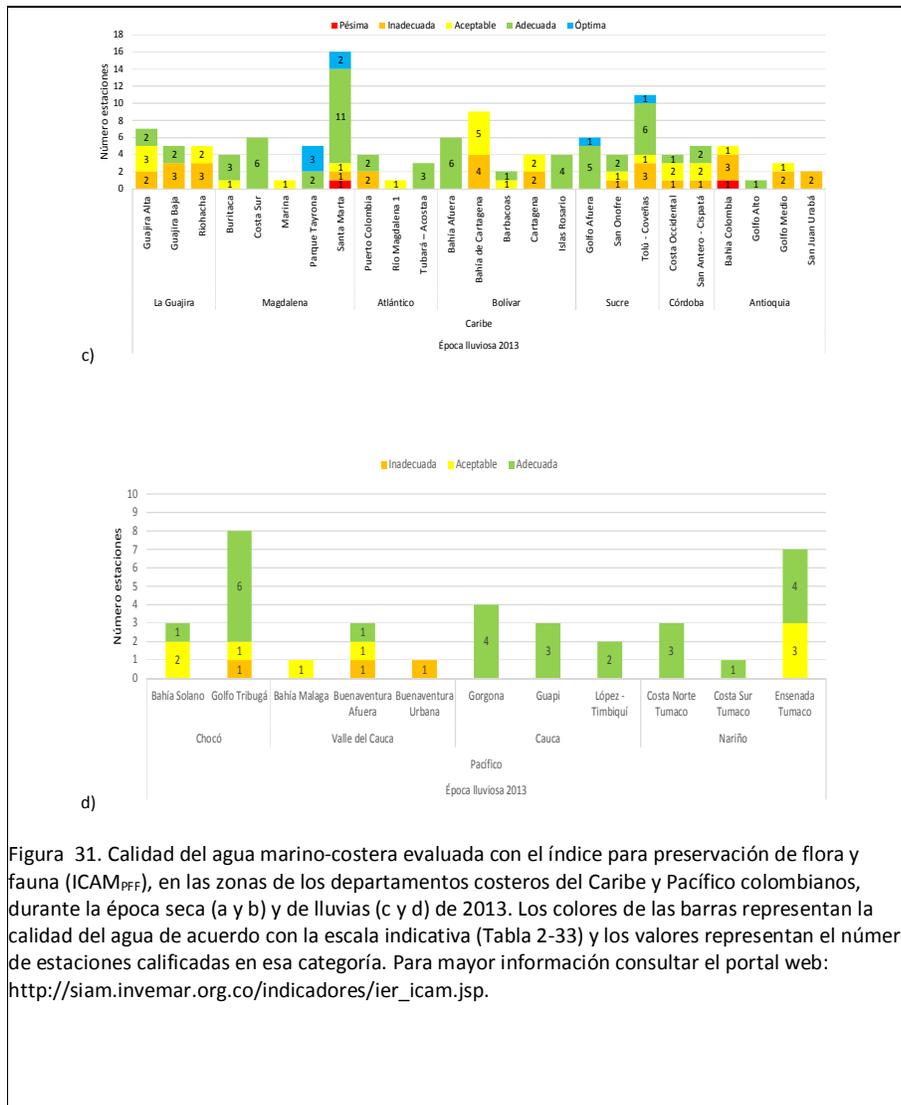
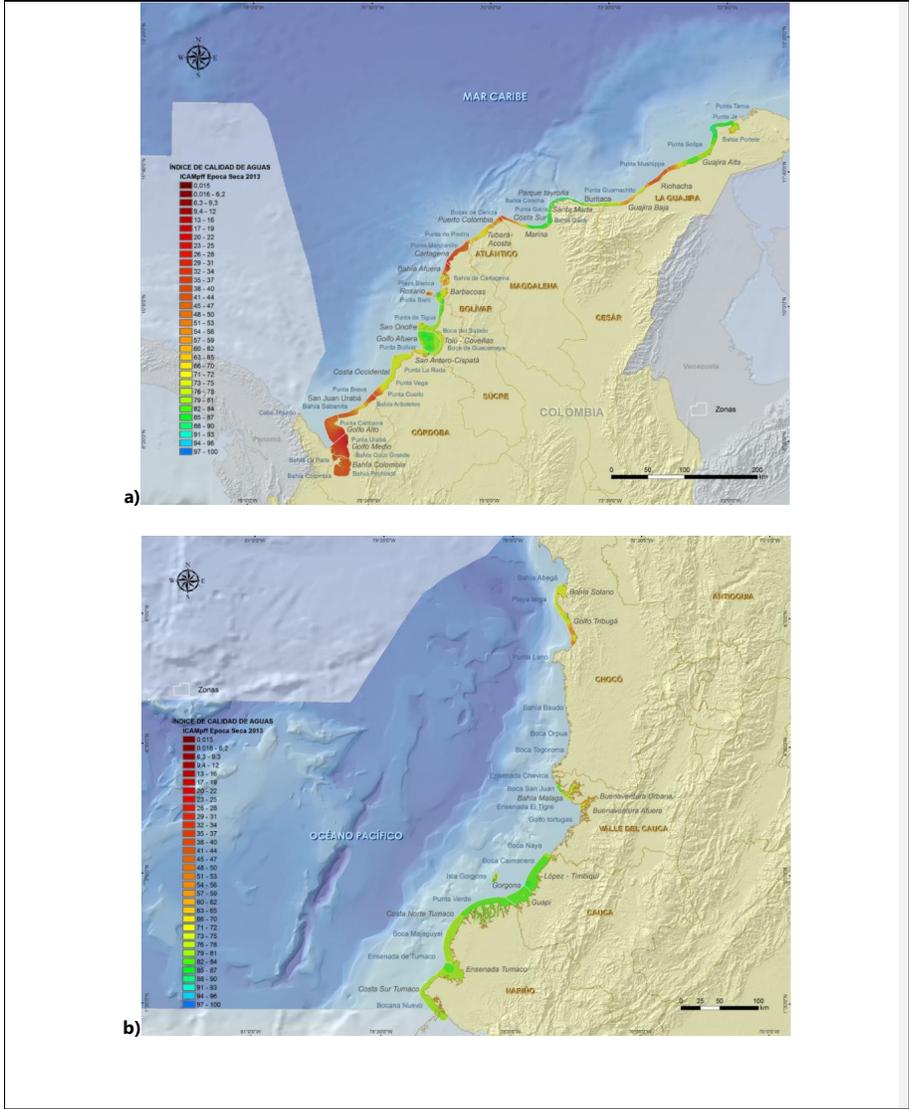


Figura 31. Calidad del agua marino-costera evaluada con el índice para preservación de flora y fauna (ICAM_{PF}), en las zonas de los departamentos costeros del Caribe y Pacífico colombianos, durante la época seca (a y b) y de lluvias (c y d) de 2013. Los colores de las barras representan la calidad del agua de acuerdo con la escala indicativa (Tabla 2-33) y los valores representan el número de estaciones calificadas en esa categoría. Para mayor información consultar el portal web: http://siam.invemar.org.co/indicadores/ier_icam.jsp.



comparación con la época lluviosa, durante la cual disminuyó la calidad en varias estaciones, pasando de condiciones adecuadas a inadecuadas y aceptables (Figura 30). Los resultados de los índices con calidad más baja estuvieron influenciados por las altas concentraciones de coliformes termotolerantes, sólidos suspendidos y de fosfatos.

Es importante resaltar que en este año sólo el 26% de las estaciones analizadas contaba con información de las ocho variables; sin embargo, para mostrar con mayor representatividad el análisis del monitoreo nacional, se incluyeron sitios que fueron calculados con siete variables (41 %) asumiendo el 88 % de confianza, y con seis variables (33 %) asumiendo el 75 % de confianza, lo cual no afecta la integración del ICAM_{PFF}, pero sí puede variar la calificación de las condiciones del agua marina. Bajo esta premisa, se encontró que en el 4 % de las estaciones, la calidad fue óptima (7 estaciones en época seca y 7 estaciones en época lluviosa); en el 58% (187 estaciones), las condiciones fueron adecuadas, con una mayor proporción en la época seca (103 ICAM; Figura 30); en el 16% de las estaciones, la calidad fue aceptable; en el 19% inadecuada; y en el 3% pésima (7 en época seca y 2 en época lluviosa), especialmente en algunas estaciones de los departamentos de Bolívar, Magdalena y Antioquia (Figura 31 y Figura 32).

El análisis regional mostró que en la región Caribe, durante la época seca los 127 puntos de medición del ICAM_{PFF} fluctuaron entre 15,21 y 92,19 representando las cinco categorías de calidad (Tabla 2-33, Figura 31 y Figura 32). El 6% estuvo en la categoría de óptima calidad, 7 estaciones en el departamento del Magdalena, puntualmente en las zonas del Parque Tayrona y Santa Marta, y en Bolívar (Barbacoas; Figura 31a; Figura 32a); el 57% de las estaciones presentó calidad adecuada, con una mayor proporción en las zonas de los departamentos del Magdalena, Sucre y La Guajira (Figura 2a); el 20% calidad inadecuadas; y el 6% calidad pésima, especialmente en los departamentos de Bolívar (bahía de Cartagena) y Antioquia (Golfo de Urabá; Figura 31 a y Figura 32a). Durante la época lluviosa, los 123 ICAM_{PFF} fluctuaron entre 23,95 y 92,62, de los cuales el 6% obtuvo óptima calidad y se ubicaron en el departamento del Magdalena, en las zonas del Parque Tayrona y Santa Marta (Figura 31c y Figura 32c), y en Sucre en las zonas del golfo de Morrosquillo y Tolú – Coveñas; el 48% mostraron condiciones adecuadas, en mayor proporción en los departamentos del Magdalena y Sucre; en el 2% la calidad fue pésima; y el remanente estuvo entre aceptable e inadecuada (Figura 31c).

En el litoral Pacífico, durante la época seca los 37 ICAM_{PFF} calculados mostraron que la calidad del agua osciló entre 33,65 y 83,29, equivalente a tres categorías de calidad, indicando mejores condiciones del recurso hídrico marino en comparación con la costa Caribe (Figura 31b; Figura 32b), posiblemente por la dinámica oceanográfica de esta región, la marcada diferencia por condiciones de marea y la menor densidad poblacional de la zona costera. Las mejores condiciones se presentaron en el 95% de las estaciones y sólo en dos estaciones del departamento del Chocó, las condiciones fueron inadecuadas (frente al río Nuquí y el estero Jurubidá). Por otro lado, durante la época lluviosa los 36 ICAM_{PFF} mostraron que la calidad del agua fluctuó entre adecuada e inadecuada (41,12 a 84,79; Figura 31d y Figura 32d). El 92% presentó condiciones entre adecuadas y aceptables; y el remanente 8% fueron inadecuadas (golfo Tribugá – Chocó y bahía de Buenaventura – Valle del Cauca; Figura 31d y Figura 32d).

Limitaciones del indicador

El ICAM_{PFF} está formulado para estimar principalmente la calidad del agua con fines de preservación de flora y fauna en cuerpos de agua marino-costeros. Se recomienda excluir aplicaciones en aguas típicamente continentales o estuarinas (p.e. Ciénaga Grande de Santa Marta – Caribe colombiano), ó donde la salinidad sea inferior a 25, teniendo en cuenta que las características propias de otros sistemas no son compatibles con la propuesta de este índice, y los resultados no estarían acordes con la calidad esperada.

Para calcular el ICAM no debe existir ausencia de datos, sin embargo, si por alguna razón falta una de las variables

requeridas, la ecuación de agregación permite soportar el cálculo del ICAM con un mínimo de variables, pero debe tenerse en cuenta que el margen de confianza del resultado disminuye, así como su representatividad objetiva.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Debido a que el ICAM incorpora en su estructura de cálculo variables que obedecen a cambios naturales y antropogénicos en la calidad del agua marino-costera, la representación del resultado esperado es adecuada, siempre y cuando los datos de las variables se hayan obtenido mediante técnicas analíticas validadas con metodologías ampliamente usadas y comprobadas que permitan comparar los resultados en una escala nacional o internacional.

Como alternativas de manejo del estado de contaminación identificado por el ICAMPFF, se propone adoptar medidas de seguimiento e investigación (Tabla 2), mediante las cuales se puedan identificar la causa y la fuente o fuentes del deterioro del agua, de manera que sirva para diseñar las medidas de reducción o mitigación del impacto sobre el ecosistema que esté siendo afectado.

Tabla 2. Opciones de medidas que se pueden adoptar según la valoración del indicador (ICAM). Modificado de [Marín et al., 2001](#).

Escala de calidad	Categorías	Opciones de medidas a adoptar
Óptima	100-90	Continuar con el monitoreo
Adecuada	90-70	Caracterización, diagnóstico, verificación
Aceptable	70-50	Monitoreo y evaluación: fisicoquímicos y tóxicos semestral
Inadecuada	50-25	Monitoreo /bioensayos/ medidas de control y vigilancia. Evaluación: fisicoquímicos y tóxicos plan de contingencia trimestral
Pésima	25-0	Monitoreo y seguimiento /bioensayos/ evaluación: fisicoquímicos y tóxicos /plan de contingencia/ aplicación de medidas de choques trimestral

2.8 Estado de la calidad de las aguas marino-costeras del caribe y pacífico colombianos

La zona costera del Caribe colombiano comprende un área continental que incluye los departamentos de La Guajira, Magdalena, Atlántico, Bolívar, Sucre, Córdoba y Antioquia, y una zona insular representada por el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina; y la zona costera del Pacífico incluye los departamentos del Choco, Valle del Cauca, Cauca y Nariño. En estas zonas costeras se encuentran todos los ambientes y ecosistemas marinos del trópico, como arrecifes coralinos, pastos marinos, manglares, estuarios, lagunas costeras, fondos sedimentarios, playas, costas rocosas y arenosas que constituyen sus principales fuentes de vida y productividad. No obstante, estos ecosistemas se han visto alterados por las actividades humanas que se realizan sin aplicar las medidas de manejo ambiental que garanticen su conservación y protección. Como consecuencia la poca planificación y ejecución de acciones, se presentan diferentes impactos negativos como cambios en la calidad del agua y pérdida de biodiversidad, entre otros (Posada et al., 2012).

Con el objetivo de hacer seguimiento a la calidad de las aguas marinas y costeras de Colombia, desde el año 2001, se viene llevando a cabo el monitoreo de calidad de aguas en el marco de la Red de vigilancia para la Conservación y Protección de las Aguas Marinas y Costeras de Colombia – REDCAM. La calidad de las aguas se analiza a partir de variables fisicoquímicas, contaminantes orgánicos (hidrocarburos derivados del petróleo y plaguicidas), metales (cadmio, cromo, cobre, zinc, plomo, níquel y hierro) y microorganismos indicadores de calidad sanitaria (coliformes).

Durante el año 2013, en las estaciones del Caribe se observó que la temperatura fue similar en las dos épocas climáticas. Cabe destacar que durante el 2013, en la zona norte de San Andrés, el Parque Nacional Tayrona (bahía Chengue) y en las Islas del Rosario que tienen formaciones coralinas, se midieron temperaturas por encima de 30°C, las cuales pudieron incidir en el blanqueamiento de los corales (Vega-Sequeda et al., 2011; Hoegh-Guldberg, 1999).

Debido a la gran diversidad de estaciones que van desde bocas de los ríos, lagunas costeras y

zonas propiamente marinas, y a la incidencia de los vientos Alisios y los cambios en el régimen de lluvias, la salinidad de las estaciones del Caribe fue altamente fluctuante (0,0 - 64,5). Esta variable está determinada por los aportes de agua dulce de los ríos, cambios en el volumen de agua durante períodos de sequía y procesos oceanográficos como la surgencia durante la cual ascienden masas de agua subsuperficiales que tienen mayor salinidad (García et al., 2012).

La concentración de oxígeno disuelto (OD) en la masa de agua superficial está regulada por el intercambio con la atmósfera, y su producción y consumo en los procesos biológicos de la fotosíntesis y degradación de la materia orgánica (Emerson y Hedges, 2008). El análisis de esta variable en las estaciones del Caribe mostró diferencias entre departamentos ($p < 0,05$), registrando en la región un valor promedio de oxígeno disuelto de $6,38 \pm 1,49$ mg/L, el cual es superior al valor establecido por la norma colombiana, como condición adecuada para la preservación de flora y fauna (4,0 mg/L; MinSalud, 1984). No obstante, se presentaron algunos casos puntuales en estaciones de caños y desembocaduras de ríos de los departamentos de Antioquia, Atlántico, Bolívar, Córdoba y Sucre, que estuvieron por debajo del valor permisible, situación atribuible al estancamiento de las aguas y las descargas de aguas residuales que llegan a estos lugares.

El análisis de los nutrientes nitratos, nitritos, amonio y fosfatos mostró que existen diferencias de concentración entre departamentos ($p < 0,05$). En Antioquia se registraron los promedios más altos de nitratos ($561,7 \pm 1244,2$ µg/L) y fosfatos ($251,5 \pm 599,2$), especialmente en las bocanas de los ríos tributarios del golfo de Urabá que pueden traer escorrentías de las plantaciones agrícolas y de las poblaciones ribereñas que descargan sus agua servidas a los cuerpos de aguas.

Las concentraciones más elevadas de sólidos suspendidos totales (SST) se registraron en los departamentos de Antioquia ($127,9 \pm 149,4$ mg/L) y Atlántico ($114,6 \pm 74,7$ mg/L), debido a la influencia de las áreas de drenaje del río Atrato que desemboca en el Urabá Antioqueño y en el departamento del Atlántico atribuido principalmente a la resuspensión de sedimentos por el fuerte oleaje (Vivas-Aguas et al., 2012).

Los promedios más altos de coliformes termotolerantes (CTE) se registraron en los departamentos de Antioquia ($1500946,9 \pm 9807572,2$ NMP/mL), Atlántico ($123771,0 \pm 402941,3$

NMP/mL) y Córdoba ($9139,4 \pm 34497,2$ NMP/mL). Adicionalmente, estas mediciones se realizan en las playas de interés turístico, debido a que la presencia de coliformes en las aguas recreativas hace suponer la presencia de microorganismos patógenos, capaces de generar afecciones como gastroenteritis, patologías respiratorias, dermatológicas e infecciones en oídos, nariz y garganta que pueden transmitirse durante la natación y otras actividades de contacto o ingestión involuntaria de agua (Hose et al., 2005). En esta evaluación se pudo establecer que algunas playas de los departamentos de Antioquia, Atlántico, Bolívar Magdalena, La Guajira y Córdoba, superaron el valor permisible de 200 NMP/100mL para fines de contacto primario (Minsalud, 1984). Cabe destacar que estas playas están cerca a desembocaduras de ríos o tienen influencia de descargas de aguas residuales servidas a la zona costera.

En cuanto a los indicadores de contaminación provenientes de actividades antropogénicas como los hidrocarburos, no superaron el valor de referencia de $10 \mu\text{g/L}$ para aguas contaminadas propuesto por la Unesco (1984). Cabe destacar que la presencia de estos contaminantes está asociada a la actividad portuaria, transporte marítimo, vertimientos de aguas residuales domésticas e industriales y venta de combustibles. Los plaguicidas organofosforados estuvieron por debajo del límite de detección de la técnica y los organoclorados continúan mostrando una tendencia descendente en sus concentraciones, indicando que estos compuestos no representan riesgo para el desarrollo de los organismos acuáticos. Los metales analizados estuvieron por debajo de los valores referenciados para efectos agudos sobre las especies hidrobiológicas, según la NOAA (Buchman, 2008).

En el Pacífico las variables fisicoquímicas tuvieron un comportamiento diferente, debido a que esta zona costera está menos influenciada por las actividades antropogénicas. En general, se registraron concentraciones de oxígeno disuelto (OD), superiores a 4 mg/L , condición que hace las aguas adecuadas para la preservación de flora y fauna según el Decreto 1594 de 1984, para aguas con fines de preservación de fauna y flora (MinSalud, 1984), con excepción de las estaciones río Mejicano, río Rosario, río Chagui en el departamento de Nariño para las cuales en ambas épocas se registraron valores entre $2,18$ y $3,3 \text{ mg/L}$ de OD, que son ligeramente inferiores al criterio de calidad establecido en la legislación colombiana (MinSalud, 1984). Lo anterior pudo estar relacionado con aportes de aguas servidas.

El promedio de salinidad de la región fue de $26,17 \pm 5,03$, los valores más bajos se registraron en el departamento del Valle del Cauca ($17,63 \pm 3,35$, debido al aporte de aguas continentales de los ríos San Juan, Dagua, Potedó, Anchicayá, Raposo y Naya).

Los sólidos suspendidos totales (SST) presentaron los promedios más altos en Nariño ($70,4 \pm 23,5$ mg/L) y Chocó ($62,4 \pm 40,5$ mg/L). Cabe destacar que si bien estos departamentos cuentan con grandes cuencas de drenaje que desembocan en la zona costera, los SST fueron inferiores a los registrados en los Departamentos de Antioquia y Atlántico en el Caribe.

En cuanto a los nutrientes, las aguas del Valle del Cauca presentaron concentraciones de nitratos más altas que las de Antioquia en el Caribe, ($1042,3 \pm 844$ $\mu\text{g N-NO}_3/\text{L}$). En el caso de los fosfatos, el rango de valores promedio en los departamentos del pacífico fue inferior a los de caribe ($4,88 \pm 2,0$ $\mu\text{g/L} - 15,4 \pm 9,8$ $\mu\text{g/L}$).

El análisis de coliformes termotolerantes (CTE) mostró que las estaciones del pacífico tienen una carga menor de estos microorganismos, ya que a pesar de que en estaciones del Valle del Cauca se registró el mayor promedio de esta variables ($60436,0 \pm 29632,6$ NMP/100mL), los niveles fueron menores que los reportados para algunas estaciones del Caribe. El análisis en playas mostró que durante el 2013 los sectores de Juanchaco y Ladrilleros (Valle del Cauca) y Nuquí, Jurubida y Huina (Chocó), no fueron aptas para actividades recreativas de contacto primario, ya que superaron los 200 NMP/100 mL de CTE establecidos en el Decreto 1594 de 1984 como criterio calidad para contacto primario (MinSalud, 1984). En el departamento de Cauca, las aguas recreativas ubicadas en la isla Gorgona, fueron aptas y no presentaron riesgo para los bañistas.

Los contaminantes hidrocarburos derivados del petróleo y plaguicidas (organoclorados y organofosforados) al igual que en el Caribe registraron bajas concentraciones. Los hidrocarburos no superaron el valor de referencia de 10 $\mu\text{g/L}$ para aguas contaminadas propuesto por la Unesco (1984), por lo cual no representaron riesgo para el desarrollo de organismos acuáticos. Los metales en general estuvieron por debajo de los valores referenciados para efectos agudos de la NOAA (Buchman, 2008).

2.9 Estados de los Ecosistemas marinos y costeros.

La medición de la integridad biológica tiene varias aproximaciones: en el contexto general implica la toma de información necesaria que refleje su estructura (midiendo entre sus procesos el cómo, cuántos, cuáles), su función (entre quienes, cómo, cuándo y dónde entre otros) y del estado en que se encuentren los organismos que lo fundamentan (salud). Con esta visión global se han desarrollado los indicadores de integridad biológica para los arrecifes coralinos, identificando los atributos que con una mayor certeza nos representen la integridad del ecosistema. Esta toma de información ha requerido casi de la especialización del personal que toma los datos y deja muy poco para ser realizado por personal no experto.

Por otra parte, teniendo en cuenta que las dificultades en cuanto a financiación de las actividades que promueven el levantamiento de la información básica de las variables para medir la integridad son mayores, se hace necesario involucrar más áreas y un mayor número de personas y de entidades que hacen parte de la administración de estos recursos naturales a través del trabajo en conjunto para levantar en campo esta información. Con el empuje que ha desarrollado el proyecto GEF-SAMP Subsistema de Áreas Marinas Protegidas se concretó la oportunidad de elaborar unos protocolos de levantamiento de información un poco más sencillos que requieren la colecta de variables básicas y menos especialización por parte del personal, pero si un gran trabajo de capacitación al interior del grupo de trabajo. Como la idea no es apartarse de los indicadores de integridad complejos, cada tres años se seguiría levantando esta información y entre el 2014 y 2015 se probaran los protocolos adaptados con el personal de Parques Nacionales Naturales y corporaciones autónomas regionales con el fin de ir compilando valiosa información con una mayor área muestral para tratar de obtener mejores aproximaciones de la integridad del ecosistema o especie que podrán verificarse a partir del 2016.

Por lo anterior, los resultados que se presentan a continuación corresponden a los análisis de integridad ecológica del ecosistema de arrecifes con la información que ha sido colectada por el

SIMAC (monitoreo complejo), con un ajuste con respecto a los resultados presentados en el 2012, ya que se tiene en cuenta un mayor detalle en el comportamiento de las áreas arrecifales en los dos ámbitos en que se muestrean (somero: <2m - 5m profundidad y profundo: >5m - 12m de profundidad) y que hasta el año 2012 fueron contabilizados como uno solo.

Con respecto al ecosistema de pastos marinos, la información de línea base para la construcción del indicador de integridad se está levantando en campo por INVEMAR en las áreas de los parques Tayrona y Corales del Rosario y San Bernardo. Se espera que para el 2015 se tenga un mejor conocimiento de este ecosistema, que permita determinar a futuro mejores épocas de muestreo y un mayor conocimiento de los aspectos funcionales y fenológicos relevantes para generar apropiadas acciones de manejo del ecosistema.

2.9.1 Arrecifes coralinos

Los arrecifes coralinos constituyen uno de los ecosistemas más diversos del mundo, habitados por cerca del 25% de todas las especies marinas (Töpfer, 2003). Están considerados como los homólogos de las selvas tropicales por su alta diversidad. Estos poseen una importancia vital por los bienes y servicios que brindan a las naciones costeras tropicales y subtropicales (Hoegh-Guldberg, 2004). Los arrecifes coralinos protegen las costas y a ecosistemas adyacentes de la erosión (pastos marinos y manglares); ofrecen subsistencia a poblaciones costeras quienes extraen recursos pesqueros de gran valor (Hoegh-Guldberg, 1999; Buddemeier et al., 2004). La profundidad, la luz y el grado de exposición al oleaje, inciden en la estructura de los arrecifes y en los esquemas de abundancia y distribución de las especies de coral que lo forman (Díaz-Pulido et al. 2004). Estas condiciones aportan un determinado nivel de resiliencia a los arrecifes e inciden en su capacidad de supervivencia y recuperación ante las principales amenazas que le impone el mundo moderno: la sobrepesca, el desarrollo costero y el cambio climático global (Lesser et al. 2007). Los arrecifes coralinos han sufrido una extensa degradación en las últimas décadas y cerca del 75% están bajo amenaza como resultado de las perturbaciones de tipo antropogénicas y naturales (Burke et al., 2011). Actualmente, el cambio climático global es una amenaza aún mayor para el futuro a largo plazo de los arrecifes de coral en todo el mundo (Birkeland, 1997; Díaz et al., 2000; Wilkinson y Souter, 2008; Burke et al., 2011).

Localización y distribución:

Colombia posee arrecifes coralinos tanto en el Pacífico como en el Atlántico. Según Díaz et al. (2000) los arrecifes colombianos abarcan una extensión total de 2900 km², pero tan solo 1091 km² comprenden fondos con alta cobertura arrecifal. Esto representa menos del 0,4% de los arrecifes coralinos existentes en el mundo (Spalding et al., 2001). De los 1091 km² aquellos ubicados en el océano Pacífico comprenden apenas una pequeña fracción (15 Km²) distribuida entre la isla Gorgona, la ensenada de Utría, punta Tebada e isla Malpelo (Díaz et al., 2000), siendo los arrecifes de Gorgona los más extensos y mejor consolidados. Las áreas arrecifales del Caribe cubren una mayor extensión, dentro de la cual, el 77% se concentra en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, donde además se observan los arrecifes más complejos y desarrollados. En cuanto a las formaciones coralinas continentales, las más desarrolladas y complejas se ubican en los Archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo (Díaz et al., 2000). Aunque estos arrecifes presentan diferentes estados de conservación, de acuerdo al análisis realizado por el proyecto Reefs at Risk Revisted (Burke et al., 2011), se identificaron los arrecifes continentales del Caribe colombiano con un grado de amenaza de medio a alto, mientras que los arrecifes del Pacífico que se encuentran en zonas remotas (isla Gorgona y Malpelo) evidencian un bajo nivel de amenaza.

Variación interanual de la cobertura de corales duros y algas en áreas de monitoreo
Definición e importancia del indicador
Los arrecifes de coral son hoy día el ecosistema marino emblemático en todo el globo terrestre. Por su importancia tanto económica como ecológica debe asegurarse su conservación y protección al igual que el monitoreo constante de sus condiciones de salud.
Fuente de los datos e información
Los datos provienen del monitoreo que año tras año lleva a cabo el Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia, SIMAC. Fundado en 1998 con 4 estaciones, tiene en estos momentos 11 sitios, tres de ellos en el Pacífico, los demás en el Caribe colombiano.
Periodo reportado
• 1998 - 2013.
Reporte o cálculo del indicador

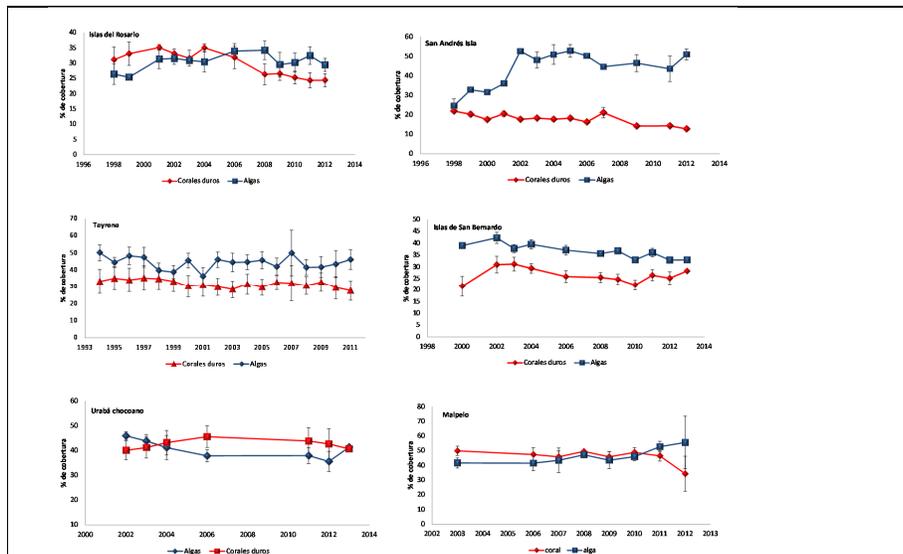


Figura 33. Variación interanual de la cobertura de corales duros y algas en áreas de monitoreo

Interpretación de los resultados

Para las áreas presentadas (Figura 33) continúa presentándose la pérdida gradual de tejido vivo coralino. Los valores tan bajos de San Andrés se deben al promedio de sus estaciones de profundidad media, (buena cobertura) con las estaciones someras caracterizadas por una pobre cobertura. Se observa que después de 2010, año de blanqueamiento de efecto regional, las coberturas presentaron un descenso más marcado en todas las áreas. . Estos agentes de deterioro naturales solo permiten ser seguidos en el tiempo y registrar sus efectos. Caso semejante es la pérdida severa de cobertura coralina en Malpelo debido 1) a la acción mecánica de una ola de gran tamaño producida aparentemente por un sismo de origen tectónico en 2010 que aparentemente removió los cimientos de las colonias y 2) de las marejadas que normalmente golpean la roca cada año.

Limitaciones del indicador

Las estaciones de monitoreo del SIMAC abarcan tan solo 400 m² en cada uno de los distintos arrecifes del país, poseen las limitaciones propias de cada técnica de monitoreo y se carece de una frecuencia de observación ideal por lo que las generalizaciones a partir de cada estación deben ser realizadas con mucha cautela a la hora de entregar resultados.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Si bien los factores naturales de deterioro ambiental no pueden ser controlados, si lo son aquellos que son producto de actividades humanas como manejo de aguas residuales con emisarios submarinos adecuados o cuidado con el vertimiento de sustancias tóxicas industriales, agroquímicos, pesticidas, etc., a fuentes de agua que finalmente lleguen al mar, arrastrando además toneladas de sedimentos terrígenos producto de la deforestación de cuencas, como es el caso del canal del Dique. Situaciones como esta deben ser tomadas seriamente por el gobierno nacional

Ante el advenimiento de agentes naturales de deterioro como en el caso de Malpelo, tan solo queda la implementación de planes de seguimiento por parte de la autoridad ambiental y controlar el ingreso de buzos en las zonas afectadas con el fin de minimizar la mayor cantidad posible de impactos

Variación interanual de ocurrencia de enfermedades y blanqueamiento en los corales duros en áreas de monitoreo SIMAC

Definición e importancia del indicador

Las enfermedades coralinas y el blanqueamiento son los factores de deterioro y pérdida de cobertura coralina más importantes, influenciadas directamente por el calentamiento global y eventos como El Niño/Niña. Si bien no pueden ser contrarrestados, es importante constatar la tasa con que generan la pérdida de cobertura y los factores que los están activando.

Fuente de los datos e información

Los datos provienen del monitoreo de las estaciones del Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia, SIMAC. Fundado en 1998 con 4 estaciones, tiene en estos momentos 11 sitios, tres de ellos en el Pacífico, los demás en el Caribe colombiano

Periodo reportado

- 1998 – 2013

Reporte o cálculo del indicador

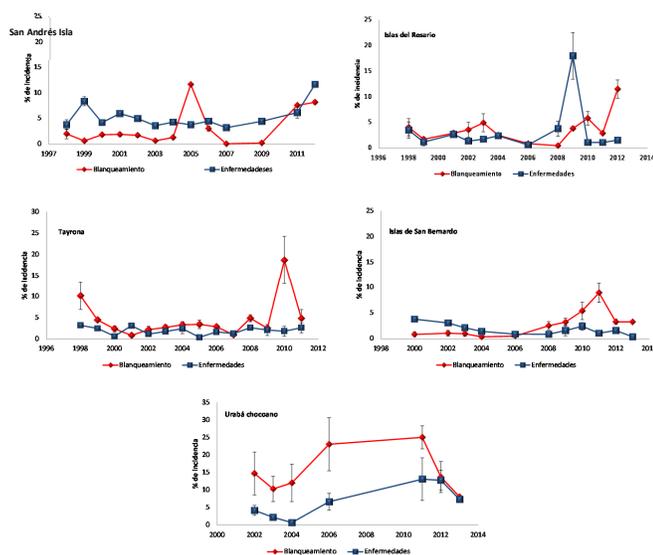


Figura 34. Variación interanual de ocurrencia de enfermedades y blanqueamiento en los corales duros en áreas de monitoreo SIMAC

Interpretación de los resultados

La incidencia de la enfermedad de los lunares oscuros en San Andrés (Figura 34) ha sobrepasado los valores históricos y está afectando especialmente la especie *Favia fragum*, que normalmente no presentaba señales de enfermedad. En las islas del Rosario la incidencia de enfermedades ha fluctuado poco a partir de 2010 que bajó a valores mínimos al igual que en Tayrona. Por su parte el blanqueamiento continúa presentando valores altos de incidencia en San Andrés e Islas del Rosario (Figura 34) lo que aparentemente puede relacionarse con la mayor incidencia de enfermedades.

Después del severo blanqueamiento de 2010 (Figura 34) los niveles de incidencia de este fenómeno fisiológico han venido disminuyendo con el tiempo. Así mismo ha disminuido la incidencia de las distintas enfermedades que se han reportado para ambos sectores. En Urabá siguen viéndose las enfermedades de lunares oscuros y banda amarilla pero en más baja densidad al interior de las estaciones.

Limitaciones del indicador

Las estaciones de monitoreo del SIMAC abarcan tan solo 400 m² en cada uno de los distintos arrecifes del país, poseen las limitaciones propias de cada técnica de monitoreo y se carece de una frecuencia de observación ideal por lo que las generalizaciones a partir de cada estación deben ser realizadas con mucha cautela a la hora de entregar resultados.

Recomendaciones y alternativas de manejo

En estas áreas en particular adicionalmente de asegurar que el monitoreo se siga llevando a cabo anualmente sin falta, con el fin de evidenciar cambios en los ecosistemas, es de vital importancia que haya una toma de conciencia y una participación activa del gobierno nacional y departamental con el fin de revisar y mejorar lo concerniente a los sistemas de tratamiento y deposición de aguas residuales domésticas, al igual que la problemática del canal del dique de tal forma que se minimicen los efectos que estos dos impactos generan.

Abundancia de erizos (erizos/20m²) en las áreas de monitoreo

Definición e importancia del indicador

Los erizos son tomados como un indicador de estado de la salud de los arrecifes pues juegan un papel importante en el control de la expansión de algas que actúan como competidoras por espacio con los corales. Especies como el erizo negro *Diadema antillarum* se han visto seriamente afectadas y sus poblaciones fueron gravemente diezmadas en los años 70. En algunas localidades se ha visto una lenta recuperación de sus poblaciones. Otros erizos menos importantes son quienes predominan en nuestros arrecifes del Caribe.

Fuente de los datos e información

Los datos provienen del monitoreo que año tras año lleva a cabo el Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia, SIMAC. Fundado en 1998 con 4 estaciones, tiene en estos momentos 11 sitios, tres de ellos en el Pacífico, los demás en el Caribe colombiano

Periodo reportado

- 1998 - 2013.

Reporte o cálculo del indicador

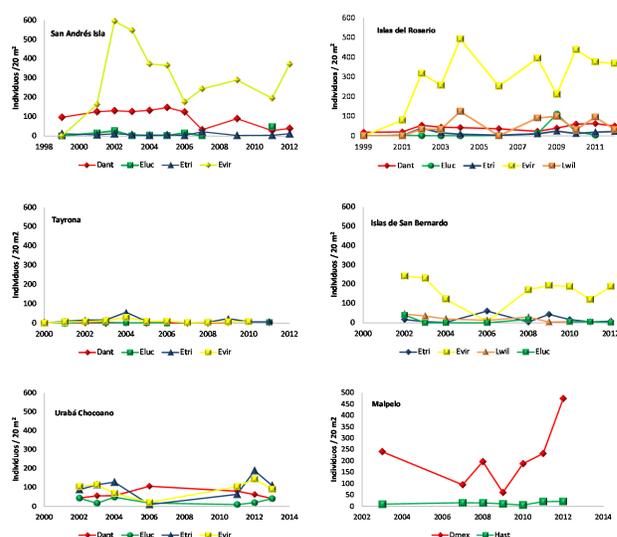


Figura 35. Abundancia de erizos (erizos/20m²) en las áreas de monitoreo.

Interpretación de los resultados

Para las estaciones de San Andrés e Islas del Rosario (Figura 35) continua presentándose una dominancia de la especie *Echinometra viridis*, situación muy común en gran parte de las estaciones y arrecifes del país. Situación contraria al menos por algunos años es la mayor presencia del erizo lápiz *Eucidaris tribuloides* en las estaciones de Tayrona (Figura 35). Para el año 2011 el número de individuos registrados de ambas especies se ve similar aunque considerablemente más bajo que en años anteriores.

En las estaciones de Islas de San Bernardo y del Urabá chochoano (Figura 35) se presenta la misma situación de dominancia por parte del erizo verde *Echinometra viridis* con algunos brotes puntuales del erizo lápiz *Eucidaris tribuloides*. Para las estaciones de la isla Malpelo se ha venido presentando un incremento desmedido de la población del erizo negro *Diadema mexicanum* concomitantemente con la perdida repentina de cobertura coralina debida, posiblemente a movimientos tectónicos. Si bien la presencia de los erizos del género *Diadema* tanto del Caribe como de Pacífico es importante por su aporte en el control de algas competidoras del coral, también es cierto que incrementos desmedidos de estas especies pueden llevar a un deterioro de los fondos marinos denominados blanquizales debido a que arrasan con todo

Limitaciones del indicador

Las estaciones de monitoreo del SIMAC abarcan tan solo 400 m² en cada uno de los distintos arrecifes del país, poseen las limitaciones propias de cada técnica de monitoreo y se carece de una frecuencia de observación ideal por lo que las generalizaciones a partir de cada estación deben ser realizadas con mucha cautela a la hora de entregar resultados.

Recomendaciones y alternativas de manejo

Para especies que no juegan un papel preponderante en el control de la expansión de algas por el arrecife, tan solo se puede verificar su presencia, controlando que sus poblaciones no comiencen a desaparecer. Los mayores esfuerzos deben estar destinados a la verificación y seguimiento de individuos de la especie *Diadema antillarum*, casi extinta y verdaderamente controladora de algas competidoras por espacio en los arrecifes coralinos del Caribe.

Definición e importancia del indicador

El indicador de integridad ecológica de corales (IIEc), al ser un indicador de estado que evalúa características estructurales y funcionales de áreas coralinas, permite conocer el estado de integridad, y por tanto de conservación de dichas áreas, así como los cambios a través del tiempo. Lo anterior, teniendo en cuenta que la integridad biótica o ecológica deseable de un sistema natural se entiende como el estado en el cual este sistema tiene la capacidad de mantenerse equilibrado y adaptable, con su red de componentes y procesos completa y funcionando óptimamente, de forma equiparable a las condiciones prístinas o a un estado de referencia de la región (Karr y Duley, 1981; Karr, 1991; Angemeier y Karr, 1994; Campbell, 2000; Parrish *et al.*, 2003).

El IIEc al ser un indicador compuesto permite integrar, por medio de la función de promedio geométrico ponderado, la información de once variables en un solo valor numérico (Ecuación 1). El peso o factor de ponderación (w) que aporta cada variable se obtuvo a partir de un análisis de componentes principales (ACP) con datos históricos del SIMAC, usando el modelo de correlación de Pearson.

Las variables, que son clasificadas según valores de referencia, evalúan aspectos estructurales (CCV: % de cobertura de corales escleractíneos vivos; CAFT: % de cobertura de algas frondosas y tapete algal; RC: riqueza de especies de coral y R: índice de rugosidad), de salud (B: % de colonias de coral con blanqueamiento; y E: % de colonias enfermas) y funcionales (RI: riqueza de invertebrados; RP: riqueza de peces; DD: densidad de *Diadema antillarum*; AH: abundancia de peces herbívoros; y AC: abundancia de peces carnívoros) del ecosistema.

(Ecuación 1)

$$IIE_c = \sqrt[11]{\sum_{i=1}^{11} X_i^{w_i}}$$

Teniendo en cuenta los factores de ponderación, cuya sumatoria es igual a uno, se tiene,

$$IIE_c = CCV^{0,09} \times CAFT^{0,09} \times RC^{0,09} \times R^{0,09} \times B^{0,09} \times E^{0,09} \times RI^{0,09} \times RP^{0,09} \times DD^{0,09} \times AH^{0,09} \times AC^{0,09}$$

El valor del IIEc es clasificado según una escala establecida, de tal forma que las áreas coralinas evaluadas que se encuentren más deterioradas (estado de integridad ecológica regular y no deseable) tendrán los valores más bajos y las que se hallen más conservadas y estables (estado de integridad ecológica aceptable, bueno y deseable) los valores más altos (**Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

Tabla 7. Tabla de valoración del índice de condición tendencia por categorías para arrecifes coralinos.

Estado de Integridad ecológica	Valor II _{Ec}
Deseable	> 4 – 5
Bueno	> 3 – 4
Aceptable	> 2 – 3
Regular	> 1,5 - 2
No deseable	1 – 1,5

Actualización del indicador

Teniendo en cuenta que el II_{Ec} se encuentra en periodo de ajuste y revisión, se realizaron algunas actualizaciones con relación al reporte del indicador para el consecutivo de años 1994 – 2011 (INVEMAR, 2012b).

Primero, la información del II_{Ec} para las áreas coralinas analizadas hasta 2012 o 2013 se presenta por separado para profundidad somera (3-8 m) e intermedia (9-12 m). Esto considerando que a través de los años se ha reflejado un comportamiento diferenciable dado por las características propias de las formaciones coralinas de cada nivel de profundidad. Por lo cual, es importante distinguir y detallar la tendencia del estado de integridad ecológica de cada nivel de profundidad para asegurar que se conserven y manejen adecuadamente áreas representativas de las formaciones coralinas de cada localidad.

Segundo, para la variable estructural que se refiere al porcentaje de cobertura de algas, se decidió tener en cuenta únicamente las macroalgas frondosas y el tapete o césped algal (CMFT), teniendo en cuenta que estas algas son competidoras importantes de los corales duros y que pasan a dominar la superficie del fondo cuando los procesos de degradación en el arrecife están bastante avanzados (Huges, 1994; Diaz-Pulido y Garzón-Ferreira, 2002). Por otra parte, se partió de considerar que las áreas con mayor capacidad de reclutamiento tienden a tener muchas algas coralinas incrustantes, por lo que no se consideran una amenaza para el ecosistema.

Fuente de los datos e información

Base de datos SIMAC actualizada a 2013 y protocolo para la obtención del indicador en: INVEMAR, 2010. Hoja Metodológica Indicador de Integridad de Áreas Coralinas. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR. Santa Marta D.T.C.H., Colombia, 10 p.

Periodo reportado

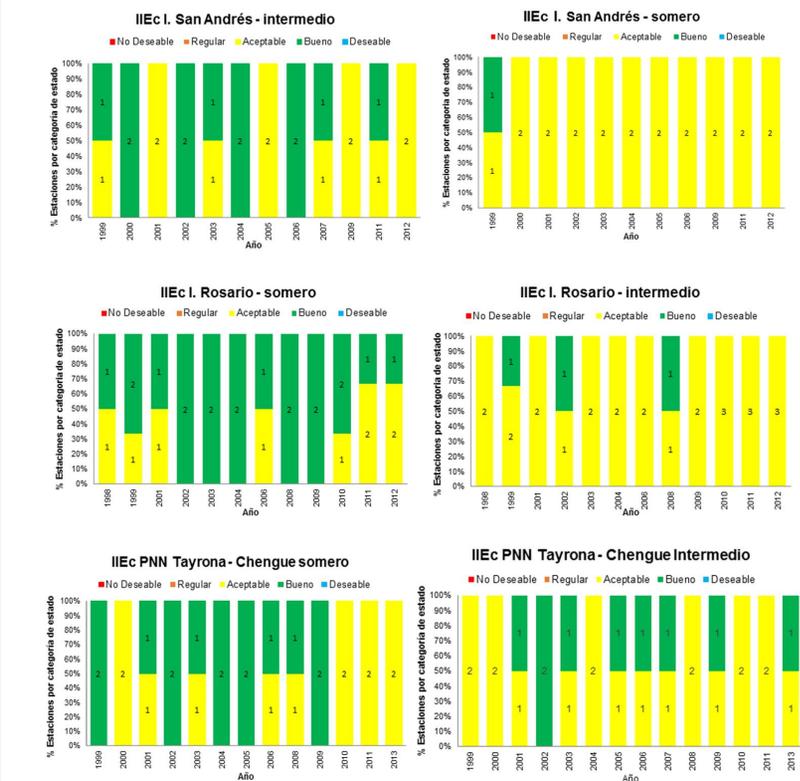
1998 – 2013.

Reporte o cálculo del indicador

Debido a que para los años 2012 y 2013 no se monitorearon todas las estaciones del SIMAC, se consideraron un total de 26 estaciones agrupadas en cinco áreas, las cuales corresponden a: Isla de San Andrés, Islas del Rosario, Islas de San Bernardo, las estaciones de Chengue del Parque Nacional Natural Tayrona y el Urabá Chocoano. No

todas estas áreas fueron monitoreadas durante 2013.

Se presentan a continuación la tendencia hasta 2012 o 2013 del porcentaje de estaciones por categoría de estado de integridad ecológica para distintas áreas donde se realiza el monitoreo del SIMAC (Figura 36).



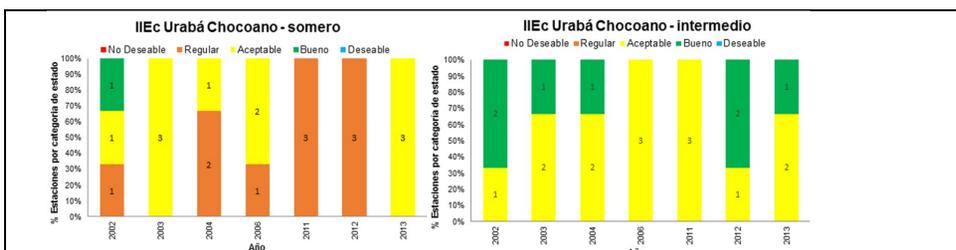


Figura 36. Número de estaciones por categoría de estado de integridad ecológica, según el Integridad Ecológica para Corales (IIEc) para distintas áreas de monitoreo del SIMAC.

Interpretación de los resultados

Teniendo en cuenta que las actualizaciones realizadas al IIEc con respecto a su primera presentación en el año 2012 (INVEMAR, 2012b) no incluyeron cambios drásticos, se presenta nuevamente el mismo comportamiento general para las estaciones evaluadas, en donde la mayoría de estas a lo largo de los periodos evaluados se encuentran entre las categorías de estado de integridad ecológica aceptable y buen estado.

Sin embargo, el cambio más notorio es que no se presentan estaciones en estado deseable en ninguna de las áreas, lo cual sí se había registrado para Islas del Rosario en el reporte de 2012. Esto se debe principalmente a la separación de la información por niveles de profundidad, lo cual permite una interpretación con mayor detalle y precisión de las estaciones al interior de las áreas y refleja la inconveniencia de promediar información proveniente de formaciones coralinas con características distintas propias de su ubicación espacial, pues al hacerlo el efecto general es sobreestimar el resultado del IIEc.

Por su parte, el incluir para la variable porcentaje de cobertura de algas todas las formas de crecimiento (frondosas, calcáreas erectas, calcáreas incrustantes y tapete algal), como se realizó para el primer reporte del indicador en el 2012, generó algunas subestimaciones del valor del IIEc para las estaciones en donde se presentaron altos porcentajes de algas calcáreas. De las cuales, las calcáreas incrustantes, como se mencionó anteriormente, no deben interpretarse como un signo negativo para las formaciones coralinas, ya que por el contrario favorecen el reclutamiento de larvas de coral. El ajuste del IIEc para el presente reporte, incluyendo solamente algas frondosas y tapete algal, generó valores más favorables para algunas estaciones de las distintas áreas.

El mayor número de estaciones con estado de integridad ecológica aceptable y regular se han presentado para los niveles de profundidad someros de Isla de San Andrés y Urabá Chocoano, respectivamente. Esto se explica principalmente por los bajos valores que han presentado las variables riqueza de corales, densidad del erizo *Diadema antillarum* y las abundancias de peces herbívoros y carnívoros a través de los años. Sin embargo, este

comportamiento parece mantenerse estable y no está empeorando a través del tiempo, incluyendo los nuevos años reportados, es decir no se presentaron estaciones con estado no deseable.

Es importante aclarar que en el caso de las estaciones someras de Urabá Chocoano los valores de estado regular y aceptable están relacionados con la sensibilidad de la prueba, sin embargo a medida que se continúe el monitoreo y con el reporte del indicador se podrá establecer si éste corresponde con las condiciones del área. Particularmente, estas estaciones se caracterizan por estar conformadas por extensos tapetes muy someros de grandes colonias de *Siderastrea siderea*, mezcladas con algunas colonias de *Porites astreoides*, *Millepora alcicornis*, *Agaricia tenuifolia*, *Agaricia agaricites* y *Diploria strigosa*. El porcentaje de cobertura de coral vivo es alto y bajo el porcentaje de algas, sin embargo la riqueza coralina es baja y se presenta una alta prevalencia de enfermedad de lunares oscuros y blanqueamiento en forma de lunares blancos, ambos tensores muy comunes en esta especie en particular. Son bajos también los valores de rugosidad, la densidad de erizo *Diadema antillarum* y las abundancias de las especies de peces de herbívoros y carnívoros (comerciales), debido a la poca profundidad donde se encuentran las estaciones monitoreadas. Los bajos valores que obtiene cada una de las variables anteriores hacen que pese a que los corales del Urabá Chocoano estén en muy buenas condiciones en términos de cobertura coralina, la condición de integridad ecológica está calificada como regular.

Con relación a los nuevos años registrados, 2012 y 2013, para las áreas monitoreadas, la tendencia general es la de presentar fluctuaciones menores en el número de estaciones entre los estados de integridad ecológica aceptable y bueno, como se venía observando en años anteriores. Aunque la situación no es preocupante al no estarse observando un deterioro del estado de integridad de las áreas coralinas en general, tampoco es alentadora, pues no se observa una tendencia hacia mejores condiciones. Por lo tanto, se hace muy importante continuar con el monitoreo y con el estudio de medidas de manejo que permitan obtener mejores resultados que aseguren el mantenimiento de las áreas entre valores buenos y deseables de integridad y no en el límite aceptable. Las variables con mayor tendencia a la disminución y que a su vez pueden tener viables opciones de manejo, son las abundancias de peces herbívoros y carnívoros, entre los que se encuentran varios peces comerciales.

Limitaciones del indicador

El IIEc no tiene reportes consecutivos para todas las estaciones del SIMAC debido principalmente a que la cantidad de áreas con formaciones coralinas que logran monitorearse por año depende de las condiciones ambientales que permitan realizar los monitoreos en los tiempos planeados y del presupuesto para trabajo de campo con que se cuente en cada temporada. Lo anterior teniendo en cuenta que algunas de las variables que conforman el indicador son susceptibles a cambios considerables según la época climática en que se miden, por lo que para contar con información comparable se hace necesario realizar los monitoreos en la misma época año tras año.

Por otra parte, el número de estaciones de monitoreo es la representativa para las distintas áreas de monitoreo en cuanto a diversidad, riqueza, equitatividad, y estado de salud, por lo que no constituye toda el área coralina de un lugar determinado.

El error inherente asociado con la toma de datos en campo y la falta de información temporal, hacen menos

robusto al indicador en algunos sitios. Sin embargo en la medida en que más datos puedan ser colectados en campo siguiendo los protocolos estrictamente, se irá afinando el indicador.

Recomendaciones y alternativas de manejo

El IIec facilita la obtención de reportes del estado de integridad del ecosistema de áreas coralinas panorámicos e instantáneos y la observación de cambios y desarrollo a través del tiempo. Lo anterior, con el fin de establecer diagnósticos tempranos, y que los tomadores de decisiones puedan llevar un control eficiente, evalúen las medidas de manejo y conservación y, de ser necesario, tomen nuevas decisiones con efectividad y a tiempo.

Es importante tener en cuenta que el IIec es una herramienta para generar información a partir de mediciones generales en áreas coralinas que permite integrar información a escala local; el indicador se calcula para cada estación y genera una medida puntual que no puede ser promediada y/o agregada para un sector geográfico mayor o para el país en general.

Por lo tanto, localmente, al interior de las áreas en donde se mida el indicador, puede ser conveniente establecerse estaciones que correspondan con las zonas de manejo y que permitan analizar mejor la situación general del área. Adicionalmente, los actores comprometidos con su conservación deberán tener en cuenta el análisis de otros componentes del ecosistema de áreas coralinas, no contemplados dentro del indicador, pero que ellos consideran relevantes para el monitoreo, manejo y control de su área.

2.9.2 Manglar

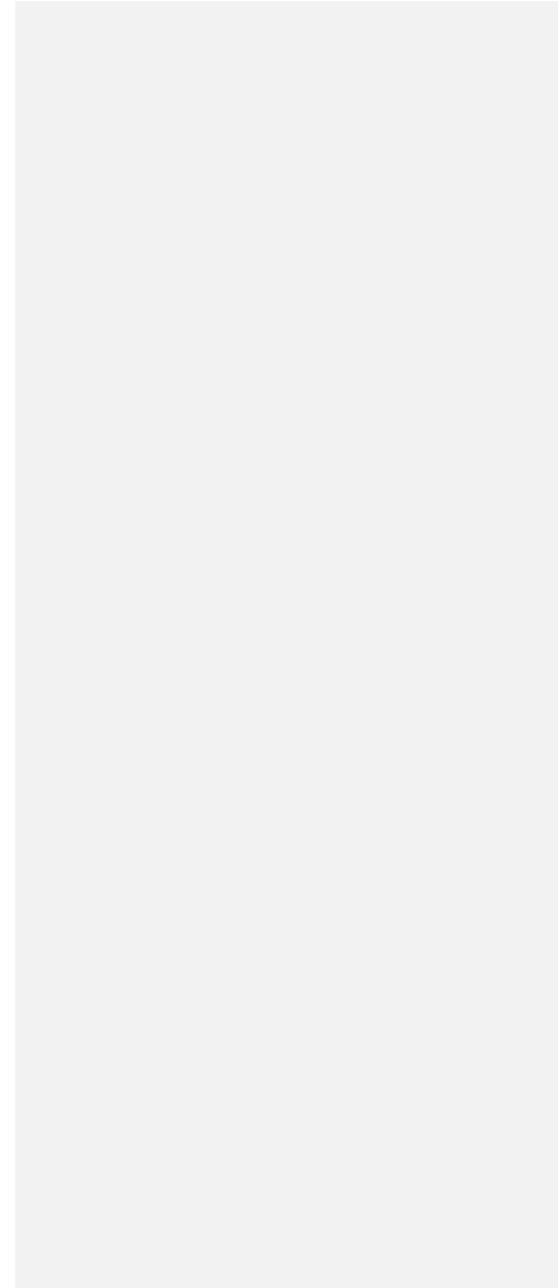
Los manglares son ecosistemas dominados por asociaciones vegetales costeras de zonas litorales tropicales y subtropicales, ubicadas en áreas protegidas de las fuertes olas, playas lodosas, fangosas o cenagosas, que están sujetos a intrusiones de aguas saladas y salobres. Las especies de mangle, poseen adaptaciones morfológicas, fisiológicas y reproductivas, que les permiten establecerse en ambientes anóxicos, con influencia salina, inundados e inestables (Cintrón-Molero y Schaeffer-Novelli, 1983; Sánchez-Páez *et al.*, 2000). Entre las adaptaciones más importantes se destacan la presencia de raíces zancos para colonizar substratos inestables, tolerancia al agua salada o salobre sin ser plantas halófitas obligadas, presencia de estructuras denominadas lenticelas o neumatóforos para la respiración y estrategias reproductivas como la presencia de semillas vivíparas (propágulos) que pueden flotar durante largos periodos (Field, 1997).

Dentro de las funciones más relevantes que cumple el ecosistema se encuentran: brindar refugio, alimentación y anidación a diversas especies de mamíferos, aves, reptiles y anfibios; regulación de la temperatura, los vientos y la precipitación local; la protección de la línea de costa, retención y fijación de suelos y sedimentos que evita la erosión; protección contra tormentas, huracanes y tsunamis, almacenamiento y reciclaje de nutrientes, fijación de grandes cantidades de carbono, entre otras (Field, 1997; Sánchez-Páez *et al.*, 1997; Sánchez-Páez *et al.*, 2000). Además de los beneficios mencionados anteriormente, los manglares representan fuentes importantes de recursos para el aprovechamiento forestal, hidrobiológico y la obtención de productos requeridos en la construcción industrial y doméstica (Guevara-Mancera *et al.*, 1998; Ulloa-Delgado *et al.*, 1998).

A pesar de los bienes y servicios que brindan dichos ecosistemas, las zonas costeras donde estos bosques se desarrollan, han sido afectadas por diversas causas de origen antrópico y natural (Field, 1997). Entre los factores antrópicos más destacados de los manglares de Colombia se incluyen los procesos de expansión turística, el cambio del uso del suelo para la agricultura, acuicultura y ganadería, las construcciones civiles,

drenaje y canalización, y la disposición de residuos industriales y domésticos. Estos factores se traducen en la degradación de cientos de hectáreas de manglar, generando para estos ecosistemas la pérdida de biomasa, la desaparición de nichos ecológicos, la disminución de la biodiversidad, la formación de playones salinos, la reducción del porte y vigor de los árboles, la sedimentación de los cuerpos de agua y el incremento de la erosión costera (Sánchez-Páez *et al.*, 2004).

Localización y distribución:



En el Caribe, se desarrollan cinco de las nueve especies de mangle reportadas para Colombia (

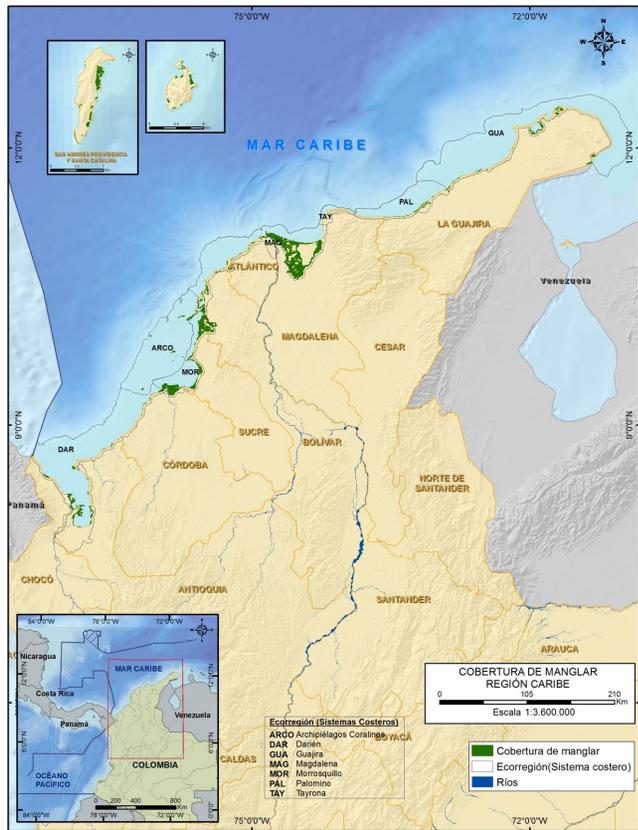
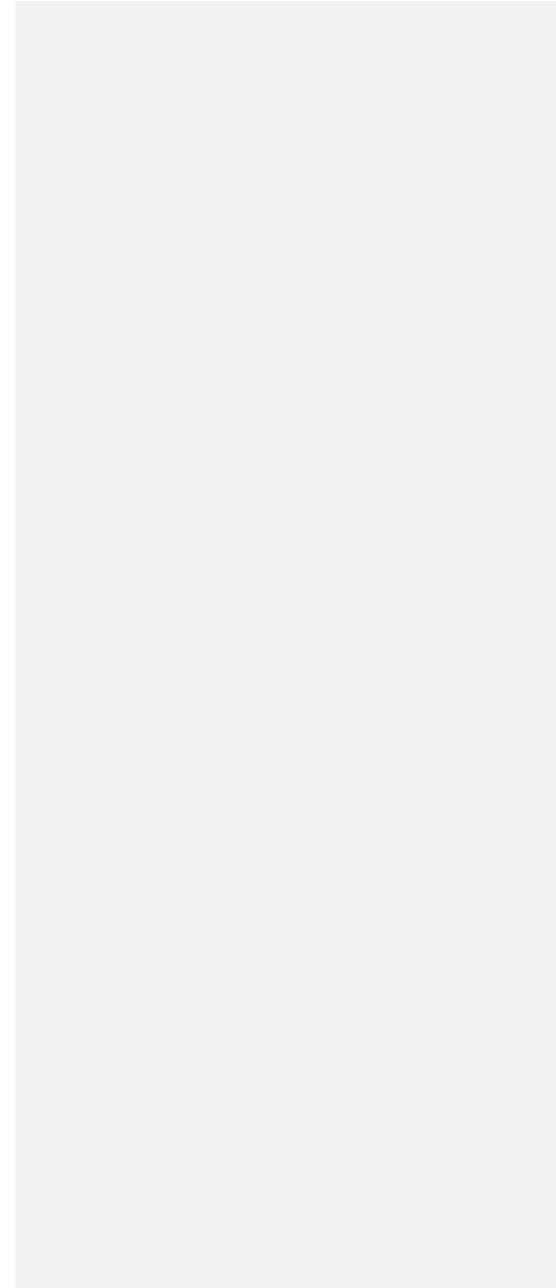


Figura 37. Ubicación espacial de los manglares en Colombia. A la izquierda: manglares en el Caribe continental e insular colombiano. A la derecha manglares en el Pacífico colombiano.



), de las cuales, *Avicennia germinans* (L.) Stearn. y *Rhizophora mangle* L., son las más abundantes y de mayor uso, seguidas por *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. F., *Conocarpus erectus* L. y *Pelliciera rhizophorae* Triana y Planchon. De esta última especie, sólo se tienen registros puntuales en la Bahía de Cispatá en Córdoba, sector occidental de la Bahía de Barbacoas en Bolívar, Ciénaga Honda y de Pablo en Sucre, en el Golfo de Morrosquillo y en la Bahía de Marirrío en el Urabá antioqueño (MMA, 2002b). En el Pacífico colombiano, además de las especies mencionadas para el Caribe, se hallan *Rhizophora harrisonii* Leechman, *Rhizophora racemosa* Meyer, *Avicennia bicolor* Standley y *Mora oleifera* (Triana) Ducke. Debido a la poca penetración de la marea, en el litoral Caribe se observan manglares limitados a estrechas franjas inundadas a lo largo de la línea intermareal, formando parches dentro de lagunas, ciénagas, estuarios y desembocadura de ríos y quebradas. Las mayores coberturas se establecen en las desembocaduras de los grandes ríos que vierten sus aguas en el Caribe, principalmente en la Ciénaga Grande de Santa Marta, el canal del Dique y los deltas de los ríos Sinú y Atrato (Sánchez-Páez et al., 2004). Por el contrario los manglares del litoral Pacífico se distribuyen en una franja casi continua, desde el río Mataje al sur de Nariño, hasta las cercanías de Cabo Corrientes (Chocó), donde se interrumpe para continuar con pequeñas franjas en el Golfo de Tribugá, Ensenada de Utría y en Juradó, en límites con Panamá (Von Prah, 1989) (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

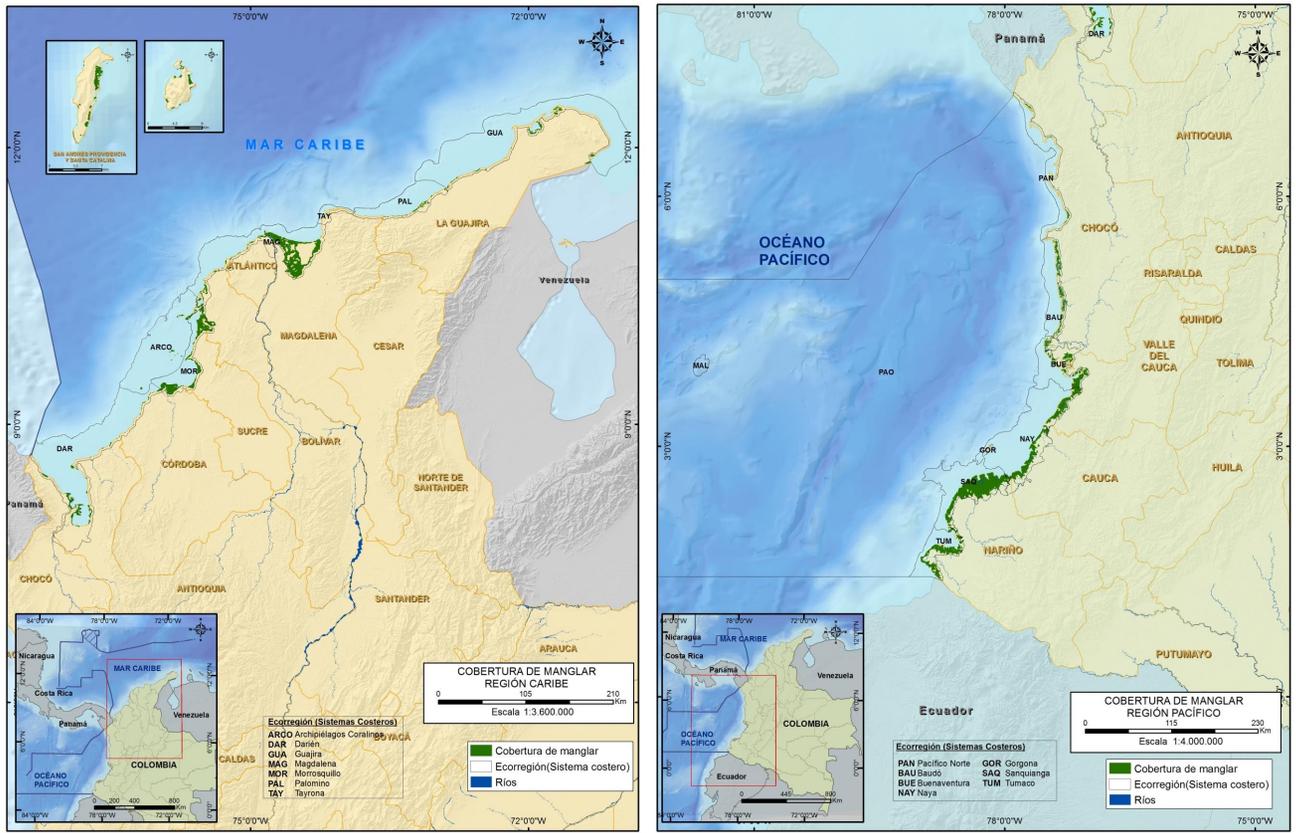


Figura 37. Ubicación espacial de los manglares en Colombia. A la izquierda: manglares en el Caribe continental e insular colombiano. A la derecha manglares en el Pacífico colombiano.

Tabla 2-34. Distribución de las especies de mangle en las costas del Caribe y Pacífico colombianas, agrupadas por UAC's y Departamentos. Datos tomados de Sánchez-Páez *et al.* (2004). CAI: Caribe Insular, ATG: Alta Guajira, VNS: Vertiente Norte de la Sierra Nevada, CGSM: Río Magdalena y complejo Canal del Dique- Sistema Lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, RSGM: Río Sinú y el Golfo de Morrosquillo, DA: El Darien, PNC: Pacífico Norte Chococano, BA: El Baudó, MAB: Málaga-Buenaventura y LAS: Llanura Aluvial Sur.

Unidad Ambient al Costera (UAC)	CAI	VNS	CGSM	CGSM	CGSM	CGSM	CGSM	RSGM	CGSM	RSGM	DA	RSGM	PNC	BA	BA	MAB	LAS	
Dpto.	San Andres, Providencia y Santa Catalina		La Guajira		Magdalena	Atlántico	Bolívar			Sucre	Córdoba	Antioquia	Chocó		Valle del Cauca		Cauca	Nariño
Sp.	San Andres, Providencia y Santa Catalina		La Guajira		Magdalena	Atlántico	Bolívar			Sucre	Córdoba	Antioquia	Chocó		Valle del Cauca		Cauca	Nariño
<i>R. mangle</i>	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>R. harrisoni</i>													X	X	X	X	X	X
<i>R. racemosa</i>																		
<i>L. racemosa</i>	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>C. erectus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X
<i>A. germinans</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>P. rhizophorae</i>								X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>M. oleifera</i>													X	X		X	X	

Indicador de extensión Cambio en la cobertura [E]

Definición e importancia del indicador

Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina	244,71
La Guajira	2.729,53
Magdalena	40.906
Atlántico	613,34
Bolívar	15.055,20
Sucre	12.957
Córdoba	9.077
Antioquia	6.993
Chocó	41.348
Valle del Cauca	32.073
Cauca	18691
Nariño	102.768

TOTAL CARIBE: 88.575,78 ha. **TOTAL PACÍFICO:** 194.880 ha.

TOTAL COLOMBIA: 283455,78 ha.

Tabla 2-36. Indicador de extensión Caso “Ciénaga Grande de Santa Marta”

Valor Línea base Año - 2011	Valor Línea base Año - 2013	Estable (ha)	Pérdida (ha)	Ganancia (ha)	IEmanglar (ha)
38544	39.569	36.107	294	1.512	1.025

Sector: Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), Escala: 1:50.000. Fuente de datos: Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta”.

Interpretación de los resultados

De acuerdo a la información presentada en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**, se estima que la cobertura de manglares en el Caribe colombiano está cerca de las 88.575,78 ha y en el Pacífico de 194.880 ha. (Tabla 2-355). No obstante es muy importante aclarar que dada las múltiples diferencias en los años de captura de la información y las escalas, estas cifras deben tomarse con precaución a la hora de establecer comparaciones con reportes anteriores o reportes de otras fuentes

Con el propósito de presentar la utilidad del IEmanglar, se incluye el cálculo para la CGSM durante su último periodo de interpretación (2009 – 2013). La Tabla 2-36, muestra que para el periodo de estudio mencionado la cobertura de mangle presentó una estabilidad del 91.3% (36.107 ha) y una pérdida por mortalidad del 0.74% (294 ha). En adición, se presentó una ganancia de 1.512 ha que representan un incremento del 3.93%. Con la información anterior es posible calcular el IEmanglar de 1025 ha para la CGSM, el cual indica un aumento neto en la extensión de manglar entre el 2011 y 2013 reflejando el proceso de recuperación actual del sistema.

Limitaciones del indicador

Carencia de información sistemática (calidad, resolución y frecuencia adecuadas) de las coberturas de manglar a nivel nacional que sirvan como insumo para poblar el IEmanglar, tal como se establece en la hoja metodológica del mismo (INVEMAR, 2009).

Recomendaciones y alternativas de manejo

Es necesario contar con un sistema nacional de monitoreo de manglares, el cual incluya en sus objetivos el levantamiento sistemático de información remota para poblar el indicador. Dicha información debe seguir los lineamientos descritos en la hoja metodológica del IEmanglar (INVEMAR, 2009).

Indicador de Integridad Biológica para Manglares - IBI_m

Definición e importancia del indicador

Es un indicador de estado y refleja las características estructurales, funcionales y de salud comparándolo con un ecosistema que se hallara en un estado deseado (de referencia), o consigo mismo en periodos posteriores (Tabla 2-37). Este índice actualmente se encuentra en fase de prueba y ajuste, principalmente porque fue desarrollado con información obtenida de los bosques de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, el cual es un ecosistema en proceso de recuperación, que exhibe una altísima dinámica temporal y espacial.

El IBI_m permite integrar variables estructurales (densidad y área basal), de salud/calidad (salinidad) y de función (regeneración natural), que se califican según su incidencia positiva o negativa en el estado del ecosistema y que se integran con ponderaciones definidas, de acuerdo a funciones de promedio geométrico ponderado y posterior validación con expertos.

$$IBI_m = \frac{\sum_{sp} W_{sp} \cdot I_{sp}}{\sum_{sp} W_{sp}}$$

$$I_{sp} = \left(\frac{D_{spn}}{D_{spn}^{ref}} \right)^{0.2} \times \left(\frac{AB_{spn}}{AB_{spn}^{ref}} \right)^{0.2} \times \left(\frac{S}{S^{ref}} \right)^{0.2} \times \left(\frac{R}{R^{ref}} \right)^{0.2} \times \left(\frac{h}{h^{ref}} \right)^{0.2} \times \left(\frac{sp}{sp^{ref}} \right)^{0.2}$$

Donde D_{spn} = Subíndice de densidad para la especie n; AB_{spn}= Subíndice de área basal para la especie n; h; Promedio de la altura total del bosque; S= Subíndice de Salinidad; R: Reclutamiento; sp: corresponde a las especies de mangle presentes en el rodal, donde 1 es la especie dominante y 3 la menos representativa del bosque.

En ausencia de una variable, ésta no se considerada en el cálculo en el numerador ni sus pesos de ponderación en la ecuación. Se permite la ausencia de solo una variable a excepción de densidad o área basal.

Tabla 2-37. Escala de valoración del Indicador de Integridad Biológica.

Valor total del IBI _m	Interpretación
1 a < 1.5	No deseable
≥ 1.5 a < 2	Estado de Alerta
≥ 2 a < 3	Estado Regular
≥ 3 a < 4	Buen Estado
≥ 4 a 5	Deseable

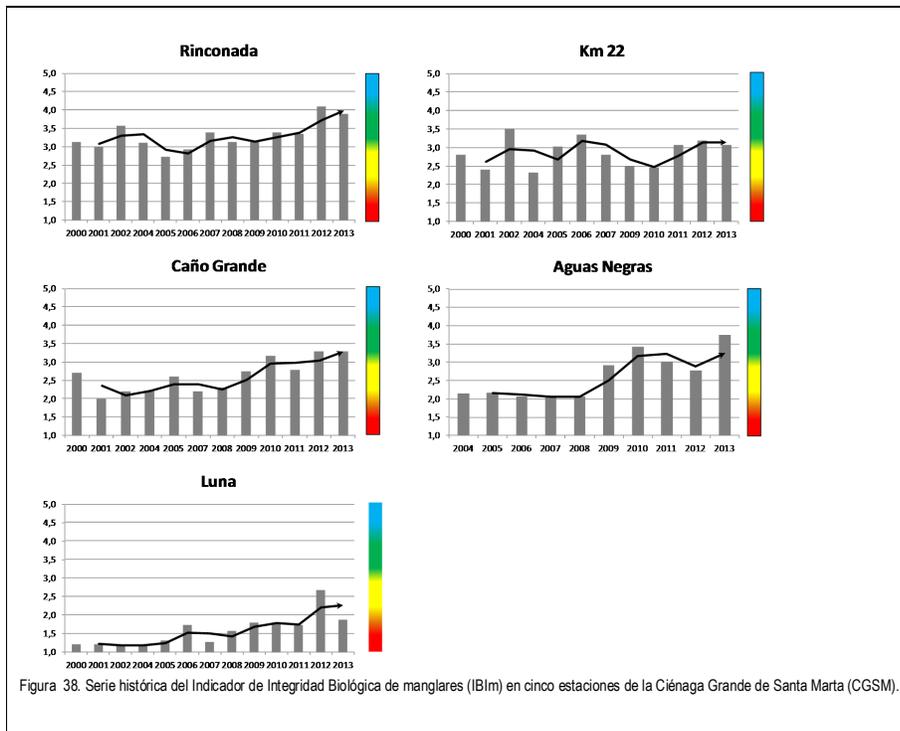
Fuente de los datos e información

Proyecto "Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta".

Periodo reportado

Año 2000 -2013

Reporte o cálculo del indicador



Interpretación de los resultados

El Índice de Integridad Biológica para manglares (IBIm) muestra fluctuaciones a lo largo del tiempo, que evidencian la enorme dinámica del bosque de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) durante el proceso de rehabilitación, explicada por cambios en la salinidad del suelo, la estructura y la regeneración natural del bosque.

A modo general, se observa una tendencia al aumento en la integridad de los bosques para todas las estaciones muestreadas en la CGSM (Figura 38). Este hecho ha sido posibilitado por los cambios en las condiciones fisicoquímicas del suelo en términos de salinidad inducidos por las obras hidráulicas en la zona y los eventos climáticos La Niña en los años 2000, 2006, 2008 y 2010, que han permitido el lavado de los suelos, disminuyendo el tensor para el ecosistema. El efecto positivo de las precipitaciones ocasionadas por el evento climático en tales años, es evidente en el aumento del indicador (IBIm) en el año inmediatamente posterior. Las caídas en los valores del indicador reflejan cambios principalmente en las variables salinidad y reclutamiento (Figura 38).

Rinconada ha sido históricamente la estación con mejor IBIm, la estación ha sido definida como punto de referencia desde el inicio del monitoreo por presentar un bajo nivel de perturbación, mayor desarrollo estructural y rangos óptimos de salinidad para el desarrollo del mangle (< 50) (Rivera-Monroy *et al.*, 2001). Algunas reducciones en el IBIm se observan en los años 2001 y 2005 (Figura 38), como consecuencia de un déficit hídrico y la reducción del área basal por muerte de árboles, respectivamente. Un leve descenso se muestra en el indicador para el 2013, explicado principalmente por los aumentos en salinidad en la estación respecto al año anterior; no obstante, el indicador mantiene un valor superior a tres para el año 2013, indicando estados de integridad biológica de bueno a deseable durante el tiempo de monitoreo.

El IBIm para la estación Km22, ha oscilado históricamente entre Bueno y Regular. Se destacan los valores máximos alcanzados en el año 2002 como consecuencia del rápido crecimiento de individuos de *L. racemosa*

reclutados (hasta 4.973 ind. ha⁻¹). Los menores valores para la estación se registran para el año 2004, 2009 y 2010, causadas por la muerte masiva de *L. racemosa*, incrementos en salinidad y poco reclutamiento respectivamente. A partir del año 2011 y hasta el presente año la estación ha mostrado un estado relativamente estable de acuerdo al cálculo de IBI_m. Para el año 2013, a pesar de los incrementos en salinidad registrados, el indicador no disminuyó considerablemente, debido al reclutamiento de *A. germinans* en el tercer periodo del año, principalmente.

La extracción masiva de árboles de *R. mangle* en la estación Caño Grande en el 2001, se evidencio en el estado de Alerta señalado por el índice (IBI_m= 2). A partir de ese momento el bosque ha mostrado incrementos progresivos en el índice hasta la fecha, alcanzando un Buen estado. La recuperación del bosque en la estación ha sido favorecida por la reforestación con *R. mangle*, realizada por el proyecto "Manglares de Colombia" en el año 2000, individuos que desde el 2009 aportan a la estructura del sector (densidad y área basal).

Un estado de "Alerta" en la estación Aguas Negras fue evidenciado hasta el año 2008 (IBI_m= 2), momento a partir del cual se reportó un aumento en la densidad del bosque como producto del desarrollo de plántulas jóvenes y el aumento en el reclutamiento para el sector desde el 2009. El continuo aporte de agua dulce en el sistema a través del canal Aguas Negras reabierto en 1998, ha permitido el lavado de las sales en suelos y con ellos un mejor desarrollo tanto de plántulas como de individuos adultos, contribuyendo a la recuperación gradual del bosque. La pérdida de integridad en el 2011 y 2012 (Figura 38), obedece a disminución del reclutamiento y pérdida de densidad y área basal por tala de árboles de *L. racemosa*. No obstante para el año 2013, el IBI_m indica un bosque en buen estado, hecho atribuido al aumento en el reclutamiento en 5 unidades respecto al año anterior.

La Ciénaga de La Luna históricamente ha mostrado los índices de Integridad más bajos de todo el sistema, reportando estados "No deseables" hasta el año 2006, donde un incremento en el reclutamiento se vio reflejado en el año siguiente (Figura 38), momento a partir del cual el bosque reporta una mejoría y por tanto un cambio a estado de "Alerta" (IBI_m=±1.8). Los estados de integridad más bajos en los años iniciales aquí reportados, son producto de una alta concentración salina y por la baja oferta de propágulos. La mejoría en el sistema se ha visto favorecida por la disminución paulatina de la salinidad y el aumento del reclutamiento y desarrollo de árboles desde la orilla, que colonizan las áreas de pantano desprovistas de vegetación. En el año 2012 se alcanzó el mejor estado del bosque en la Ciénaga de la Luna (IBI_m=2.6, Estado regular), debido al incremento en área basal especialmente de *L. racemosa*, especie considerada pionera durante la recuperación de áreas de manglar. A pesar de ello para el año 2013, el incremento en área basal permaneció relativamente constante, se observó una disminución considerable en el indicador; este hecho obedece principalmente a un incremento en la salinidad, lo que demuestra la amplia sensibilidad del sistema al tensor salino.

Limitaciones del indicador

Debido a la carencia de información periódica, rigurosa, sistemática y oportuna, derivada a partir de un protocolo de monitoreo, este indicador está diseñado para mostrar los cambios en los bosques de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Para cálculos en otras áreas deben hacerse algunos ajustes a la ecuación. Se requiere diseñar y mantener un sistema de monitoreo nacional que contemple la recolección rigurosa de información sistemática, de calidad y oportuna que permita el ajuste, aplicación y cálculo periódico del indicador con resultados confiables

Recomendaciones y alternativas de manejo

Actualmente el país avanza en el diseño e implementación de un sistema de monitoreo de los ecosistemas de manglar a nivel nacional. Esto permitirá la recolección rigurosa de información sistemática, de calidad y oportuna. La información obtenida a partir de éste protocolo será de utilidad para el ajuste, aplicación y cálculo periódico del IBI_m y para establecer índices de estado pertinentes, acordes a la realidad y que permitan el manejo adecuado de estos ecosistemas.

2.9.3 avances en la gestión y planificación de la zona costera

La zona costera (ZC) es un espacio complejo donde se generan importantes procesos ecológicos, económicos e institucionales que requieren una planificación y manejo enfocado a conciliar el uso del espacio y de los recursos naturales. Es así como el conocimiento de la dinámica de los problemas de las ZC y su tratamiento particular, participativo y dinámico mediante el Manejo Integrado de Zonas Costera (MIZC) (Steer *et al.*, 1997), se asume como eje central y organizativo para la toma de decisiones enfocada a la conservación y uso sostenible de la diversidad biológica marina y costera, siendo una meta internacional promovida desde la Convención de RAMSAR (1971), la “Cumbre de la Tierra” (Río de Janeiro, 1992) y adoptada en los planes de acción de la “Agenda 21” del Convenio sobre la diversidad biológica (CDB 1992).

2.10 Manejo integrado de zonas costeras

La Sostenibilidad ambiental y el ordenamiento ambiental territorial constituyen la base para el MIZC, y complementariamente permiten definir las prioridades de manejo y pautas ambientales para áreas específicas, aportando a los planes de desarrollo, ordenamiento territorial, gestión ambiental, en el orden departamental y municipal, así como a los planes de manejo de los consejos comunitarios y los planes de vida de las comunidades indígenas.

La implementación del MIZC como herramienta para el desarrollo sostenible de las zonas marinas y costeras y como fundamento de planificación ambiental territorial, es un compromiso adquirido por Colombia ante la convención de Río de Janeiro (1992), el mandato de Jakarta de la convención de Diversidad Biológica (1995) y más recientemente en la convención de Johannesburgo (2002). estos convenios.

Los avances tanto en implementación de instrumentos de planificación para ZC así como de capacitación en tema MIZC se reflejan desde el reporte de los dos siguientes indicadores.

Avances en la implementación de instrumentos de planificación para zonas marinas y costeras
Definición e importancia del indicador
Este indicador representa la existencia y estado de avance en la implementación de instrumentos de planificación para el manejo integrado en las Unidades Ambientales Costeras y Oceánicas (UACO). Se mide a través del número de UACO que cuentan con avances en el MIZC, especificando la etapa en la que se encuentra de acuerdo a la metodología COLMIZC y relacionando el número total de UACO existentes en la zona costera. Su unidad de medida es porcentaje. El cálculo se realiza a través de la expresión: $\frac{\text{Número de UACO con avances en el MIZC}}{\text{Número total de UACO existentes en la zona costera}} \times 100$
Fuente de los datos e información
INVEMAR, Programa de Investigación para la Gestión Marina y Costera GEZ.
Periodo reportado
Los resultados que aquí se presenta son de estudios publicados entre 1999 y 2013.
Reporte o cálculo del indicador

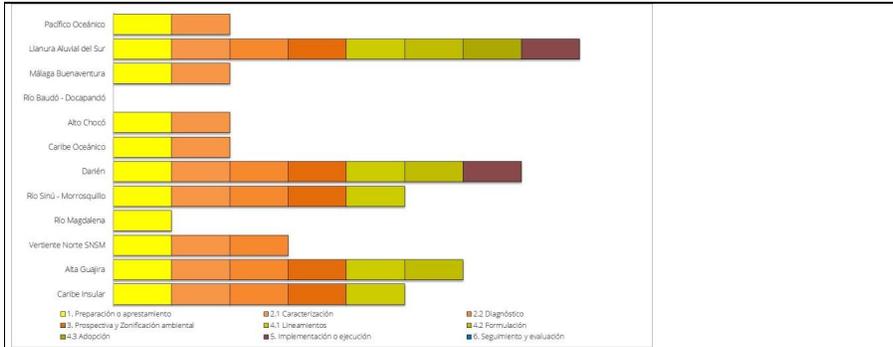


Figura 39. Avances en la implementación de instrumentos de planificación para zonas marinas y costeras.

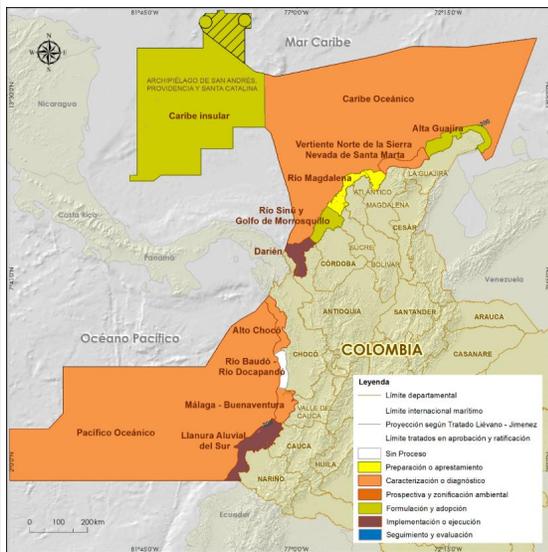


Figura 40. Mapa de los avances en la implementación de instrumentos de planificación para *Interpretación de los resultados*

El esfuerzo conjunto y continuo de las entidades del SINA, la academia, ONGs, y consejos comunitarios entre otros ha permitido abarcar y avanzar en la planeación marino-costera e incorporar los lineamientos del MIZC al OAT, los cuales se enmarcan en el Plan Nacional de Desarrollo 2010-2014 *Prosperidad para todos*, específicamente en el capítulo 6 *Soportes Transversales de la Prosperidad Democrática* en el ítem *Gestión ambiental y del riesgo del desastre* (DNP, 2010).

De igual manera, responde a los principios y objetivos de la *Misión Colombia II Centenario: 2019*, y su estrategia de aprovechamiento sostenible de los recursos marino-costeros para el desarrollo integral del territorio (DNP, 2007). Igualmente, parte de las acciones que entran a fortalecer los procesos de MIZC en las UACO, son los avances en la planificación de AMP, y el desarrollo de planes de manejo en ecosistemas estratégicos caso manglares. Ambos se constituyen en herramientas de soporte para el MIZC, al aportar elementos en sus diferentes etapas: 1) Aportan con información de línea base para la caracterización y diagnóstico, 2) Contribuyen a la zonificación ambiental de las UACO, pues permiten la identificación de áreas de protección, y para el caso de los ecosistemas áreas para uso sostenible; 3) Aportan en la identificación de estrategias de manejo específicas a las AMP y los ecosistemas estratégicos.

Así mismo, después del decreto 1120 de 2013 emitido por el MADS, donde reglamenta las UACs y las comisiones conjuntas y el artículo 208 de la Ley 1450 de 2011 que le confiere a las CARS y CDS costeras jurisdicción en las zonas marinas, le da un impulso adicional a la implementación de la PNAOCI. Por otra parte, la PNAOCI establece entre sus objetivos, la

Limitaciones del indicador
No aplican.
Recomendaciones y alternativas de manejo
No aplican.

Número de personas capacitadas: Fortalecimiento de capacidades en manejo integrado costero

Definición e importancia del indicador

En el ámbito nacional, sub-nacional y local, el entrenamiento en temas MIZC y AMP, de profesionales y funcionarios públicos es una prioridad, para el entendimiento e incorporación de los temas marinos y costeros en la planeación, ordenamiento territorial, gestión de áreas protegidas y la academia. Estos cursos se han realizado con el objetivo de fortalecer la capacidad técnica de las instituciones del SINA incluidos los entes territoriales con injerencia costera y consolidar un grupo interdisciplinario de profesionales que contribuyan al MIZC y AMP en el país, mediante el entrenamiento en conceptos, contexto internacional y nacional

Fuente de los datos e información

“ INVEMAR, Programa de Investigación para la Gestión Marina y Costera GEZ.
 “ Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible MADS.

Periodo reportado

Los resultados que aquí se presenta son de estudios publicados entre 1999 y 2013.

Reporte o cálculo del indicador

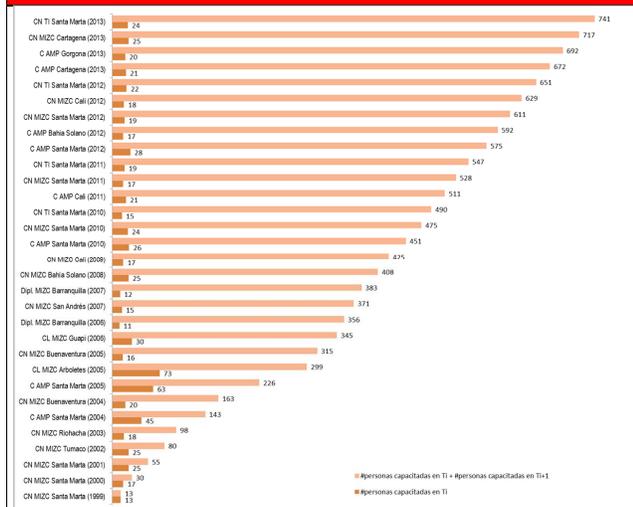


Figura 41. Número de personas capacitadas: Fortalecimiento de capacidades en manejo integrado

Interpretación de los resultados

En total se han capacitado 623 personas entre estudiantes, comunidad local, representantes de Corporaciones Autónomas Regionales, UAESPNN, MAVDT, entre otros. Para el desarrollo de los cursos se han invitado a 26 expositores nacionales y 6 expertos internacionales de Brasil, Chile, Estados Unidos, Ecuador y España, entre otros: John Clark (Q.E.P.D), Juan Manuel Barragán, Michael Marshall, José Ramón Delgado, Georges Vernet y Marinez Scherer. En el año 2013 el curso MIZC tuvo como eje principal cambio climático y el
Limitaciones del indicador
No aplican.
Recomendaciones y alternativas de manejo
No aplican.

Subsistema de áreas costeras y marinas protegidas:

Colombia está entre los cinco países con más biodiversidad del planeta. Es hogar de gran cantidad de hábitats y ecosistemas marinos tales como lagunas costeras y humedales, arrecifes de corales, algas marinas, manglares, playas rocosas y arenosas, zonas de afloramiento costero y varios tipos de fondos marinos. Las aguas marinas y de estuarios colombianas son el hogar de 306 especies de esponjas, 124 especies de corales, 15 corales de aguas profundas, 1.250 especies de moluscos, 246 especies de gusanos anélidos, 560 especies de crustáceos decápodos, 296 especies de equinodermos, 990 de peces, 18 de mamíferos marinos y 565 especies de algas marinas entre otras especies. Al presente Colombia tiene 30 Áreas Marinas Protegidas (AMPs). La biodiversidad costera y marina de Colombia es actualmente sujeto de varias formas de presión directa y degradación (por ejemplo, sobreexplotación de los recursos pesqueros, alteración del hábitat, contaminación, presencia de especies extrañas invasoras y del cambio climático) tanto dentro como fuera de las AMPs existentes. La solución a largo plazo a las muchas amenazas de la biodiversidad marina de Colombia, depende de la existencia de un Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP) contribuyendo a través de sus componentes al aumento en la representatividad de los ecosistemas marinos y costeros en las AMP.

En el marco de las acciones que en Colombia se han desarrollado para el fortalecimiento del Sistema de Áreas Protegidas en Colombia – SINAP, desde hace 11 años, el país se ha dado a la tarea de desarrollar y posicionar el tema de las áreas marinas protegidas y avanzar en el “Diseño e implementación del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas de Colombia –SAMP”. Este proceso ha sido liderado por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costera – INVEMAR, en conjunto con entidades nacionales e internacionales como el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Parques Nacionales Naturales, PNUD, Corporaciones Autónomas Regionales y de Desarrollo Sostenible costeras y Organizaciones No Gubernamentales como Conservación Internacional, WWF, TNC y MARVIVA.

Las áreas marinas protegidas que inicialmente integran el SAMP, son áreas de orden nacional y regional, ubicadas a lo largo de la zona marino costera, tanto en el Caribe como en la costa del Pacífico colombiano. Como punto de partida para el año 2010 se contaba con 23 áreas, incluyéndose al 2011 tres áreas más: Parque Nacional Regional Uramba Málaga, Distrito de Manejo Integrado La Sierpe y Distrito de Manejo Integrado La Plata (Tabla 2-38). En 2011 se realizó la actualización del listado de acuerdo a las categorías definidas en el Decreto 2372 de 2010 y a los respectivos procesos de homologación llevados a cabo por cada una de las entidades responsables de las áreas, por ejemplo la Reserva Forestal Protectora de los Humedales del río León y Suriquí fue homologada a Parque Natural Regional. Al terminar el año en el 2013 se declaró una nueva área en el Caribe colombiano: Santuario de Fauna y Flora Acandí, DMI La Caleta, Playón-Playona y PNN Corales de Profundidad para completar 30 áreas dentro del SAMP.

Tabla 2-38. Listado de áreas marinas protegidas del SAMP.

Región	No	Área marina protegida	Orden	Autoridad responsable
Caribe	1	SFF Los Flamencos	Nacional	PNN
	2	PNN Sierra Nevada de Santa Marta	Nacional	PNN
	3	PNN Tayrona	Nacional	PNN
	4	SFF Ciénaga Grande de Santa Marta	Nacional	PNN
	5	VP Isla de Salamanca	Nacional	PNN
	6	PNN Corales del Rosario y San Bernardo	Nacional	PNN
	7	SFF El Corchal Mono Hernández	Nacional	PNN

	8	AMP Archipiélagos del Rosario y de San Bernardo	Nacional	MAVDT	
	9	DMI Área de manglar de la Bahía de Cispata y sector aledaño del delta estuarino del Río Sinú	Regional	CVS	
	10	PRN Manglares del Atrato	Regional	CORPOURABA	
	11	DRI Ensenada de Rionegro, los Bajos Aledaños, las Ciénagas de Marimonda y el Salado.	Regional	CORPOURABA	
	12	PNR Humedales del río León y Suriquí	Regional	CORPOURABA	
	13	DMI La Playona - Loma de la Caleta	Regional	CORPOURABA	
	14	PRN del sistema manglárico del sector de la boca Guacamaya	Regional	CARSUCRE	
	15	DMI Musichi	Regional	CORPOGUAJIRA	
	16	DMI La Caimanera	Regional	CARSUCRE	
	17	SFF Acandí-Playón-Playona	Nacional	PNN	
	18	PNN Corales de Profundidad	Nacional	PNN	
	Caribe Insular	19	PNN Old Providence McBean Lagoon	Nacional	PNN
		20	AMP de la Reserva de Biósfera Sea Flower	Nacional	CORALINA
		21	PR Johnny Cay	Regional	CORALINA
		22	PR Manglares Old Point	Regional	CORALINA
		23	PR The Peak	Regional	CORALINA
	Pacífico	24	PNN Utria *	Nacional	PNN
		25	PNN Sanquianga	Nacional	PNN
26		PNN Gorgona	Nacional	PNN	
27		SFF Malpelo	Nacional	PNN	
28		PNN Uramba Bahía Málaga	Nacional	PNN	
29		PRN La Sierpe	Regional	CVC	
30		DMI La Plata	Regional	CVC	

* Se incluye como parte del SAMP sólo la porción del área protegida en la zona marina y costera.

A continuación se muestran dos indicadores diseñados para el reporte del avance en la gestión de áreas marinas protegidas y el control del avance en las metas de representatividad de ecosistemas naturales en las mismas.

% de áreas protegidas con plan de manejo vs total de áreas protegidas

Definición e importancia del indicador

El plan de manejo es el instrumento que orienta las acciones hacia el logro de los objetivos de conservación de cada área, con visión a corto, mediano y largo plazo, convirtiéndose en una herramienta esencial para utilizar efectivamente los recursos financieros, físicos y humanos disponibles.

Fuente de los datos e información

Consulta a las entidades responsables de la generación del plan de manejo de cada una de las áreas marinas protegidas que conforman el SAMP: Sistema de Parques Nacionales

Periodo reportado

Los resultados que aquí se presentan son de los avances a diciembre de 2010 a diciembre

Reporte o cálculo del indicador

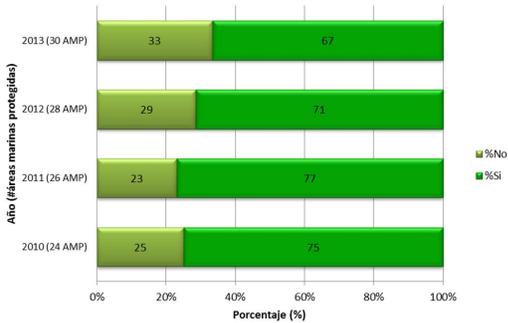


Figura 42. Número de áreas marinas protegidas con/sin plan de manejo.

Interpretación de los resultados

El porcentaje de las áreas marinas protegidas con plan de manejo en 2013 aumenta con

Limitaciones del indicador

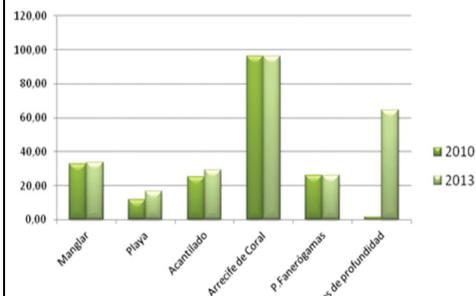
El plan de manejo es un instrumento flexible y dinámico que debe ser actualizado de acuerdo a las necesidades de cada área y al proceso de seguimiento del mismo. El presente indicador tiene en cuenta la existencia de los planes de manejo incluyendo que este se recomienda y alternativas de manejo

No aplica.

Representatividad (%) de un ecosistema natural dentro de las áreas protegidas
Definición e importancia del indicador
El indicador da una medida de la representatividad ecosistémica en un área determinada, se expresa como el porcentaje (%) de un ecosistema en un área de interés o área de análisis (Castaño y Carrillo, 2002). Para su estimación se requieren como insumos el cálculo de los índices de extensión total de las áreas de protección que incluyen áreas marinas del país. El análisis de representatividad ecosistémica, es la principal herramienta para el establecimiento de prioridades en la planificación de áreas protegidas, ya que permite identificar el grado en el que comunidades naturales (ecosistemas) están representadas dentro de un sistema de áreas de conservación. Aquellas comunidades naturales no adecuadamente representadas constituyen vacíos en los esfuerzos de conservación (Pliscoff y Fuentes, 2008).
Fuente de los datos e información
La obtención de información actualizada sobre las coberturas que existen y su variación a través del tiempo a partir de la utilización de técnicas de procesamiento de imágenes de
Periodo reportado
Línea base a 2010 con reporte del indicador a 2013.
Reporte o cálculo del indicador

Tabla 2-39. Línea Base (año 2010) y Cálculo (año 2013).

Ecosistema	% de Representatividad (Año 2010)	% de Representatividad (Año 2013)
Corales de aguas profundas	1,4%	64,3%
Manglar	32,9%	33,5%
Pradera	25,9%	25,9%
Arrecife coralino	96,5%	96,5%
Playa	11,6%	16,6%
Acantillado costero	25,5%	29,2%



Interpretación de los resultados

Se reporta un cambio en el porcentaje de representatividad de los ecosistemas de manglar, playa, acantilado y corales de profundidad. Para cada ecosistema, los cambios se deben a:

Manglares, por presencia de este ecosistema en las nuevas AMP:

DRMI La Playona . Loma de la Caleta

DRMI Ensenada de río Negro, los Bajos Aledaños, las Ciénagas de Marimonda y el Salado

PRN Humedales entre los ríos León y Suriquí

DRMI Musichi

PNN Uramba Bahía Málaga

Playas, por presencia de este ecosistema en las nuevas AMP:

DRMI La Playona . Loma de la Caleta

Limitaciones del indicador

La representación espacial de la distribución a nivel nacional de los diferentes ecosistemas naturales utilizada para calcular el presente indicador, es información proveniente de diversas fuentes generada a diversas escalas cartográficas; por lo tanto cuenta con limitaciones propias de la representación del paisaje en un sistema de información

Recomendaciones y alternativas de manejo

El interés por evaluar la representatividad ecosistémica, surge de la identificación de vacíos de protección y en el desbalance geográfico en la cobertura de las áreas naturales protegidas dentro del sistema objeto de análisis.

El análisis de representatividad permite identificar cuáles son los ecosistemas que presentan baja o nula protección (sub representados) y a su vez los que se encuentran en gran parte o la totalidad de su superficie dentro de un sistema de protección (sobre representados). La identificación de los ecosistemas sub representados permite definir de mejor forma los criterios para la adición, definición y/o delimitación de nuevas áreas protegidas (Plischoff y

Página | 3

2.11 Protección de ecosistemas marinos y costeros: restauración de ecosistemas

La necesidad de manejar los ecosistemas de tal forma que se garantice la conservación de la biodiversidad y el aprovechamiento sostenible de los recursos naturales, obliga a incorporar de manera eficiente diversas estrategias para el manejo adecuado de los mismos (Gómez-Pompa y Kaus, 1992). Es así, que en áreas con diferentes niveles de transformación, degradación o pérdida de sistemas naturales, las medidas de restauración deberán ser concertadas, concretas, participativas y permanentes, con el propósito de redirigir la trayectoria del sistema hacia estados más deseados y promover la recuperación total o parcial de la composición, estructura y funciones esperadas..

En este sentido, la restauración debe concebirse como una estrategia de carácter interdisciplinario y con carácter adaptativo, que a partir del conocimiento científico, proporciona argumentos técnicos clave, que son insumo para la gestión y el manejo de los ecosistemas. Es decir, que la restauración como proceso busca asistir en diferentes escalas espaciotemporales, el restablecimiento de los procesos ecológicos fundamentales que mantienen la integridad y conectividad entre ecosistemas.

Uno de los principales retos de la restauración de ecosistemas marino-costeros, es conciliar los intereses y alcance de las metas de orden ambiental con los intereses de orden social, económico, político y administrativo, los cuales en conjunto explican el universo del área que se desea restaurar; es decir, que parte del éxito en los procesos de restauración radica en lograr que los objetivos y

metas de la restauración se incorpore a los paradigmas de manejo de las comunidades locales y demás actores involucrados.

Indicador de valor de estimaciones de medidas de bienestar asociadas a servicios ecosistémicos
Definición e importancia del indicador
La disponibilidad a pagar (DAP) es la máxima cantidad de dinero que un individuo está dispuesto a ofrecer para obtener un incremento en un bien o servicio ambiental, o evitar un impacto indeseable. La DAP corresponde a una medida de valor basada en el supuesto de sustituibilidad de preferencias, por ejemplo entre un monto de dinero, restringido por el nivel de ingreso del individuo, y un cambio en la calidad o cantidad de un bien o servicio ambiental (Freeman, 2003). La DAP se define a partir de: $u(m - DAP, Q1, S, \epsilon) = u(m, Q0, S, \epsilon)$, donde $u(.)$ es la función de utilidad del consumidor, m es el nivel de ingreso, $Q0$ y $Q1$ son los niveles iniciales y finales de la variable ambiental, S es el vector de características no monetarias del consumidor (nivel de educación, sexo, edad, etc.) y ϵ es el componente estocástico del consumidor que no es observable al investigador. La media de la DAP estimada mediante la aplicación de métodos de valoración ambiental es un indicador de utilidad en el diseño de políticas públicas, teniendo en cuenta que el contexto de decisión usualmente involucra disyuntivas donde los beneficios y costos ambientales constituyen información de relevancia.
Fuente de los datos e información
Los datos correspondiente a medidas de bienestar fueron tomados de Zamora <i>et al.</i> (2012), Maldonado <i>et al.</i> (2013) e INVEMAR (2013b).
Periodo reportado
El período de los datos primarios corresponde a 1997-2013. Los metadatos se expresaron en US\$ del 2000.
Reporte o cálculo del indicador

2.11.1 Acciones nacionales y sectoriales de adaptación al cambio climático.

A partir de evaluaciones a nivel nacional (INVEMAR, 2003) se conoce que Colombia presenta una alta vulnerabilidad en sus costas continentales e insulares frente a los efectos de inundación progresiva, erosión e intrusión marina.

Con este precedente el INVEMAR continúa con la genera información en el tema de **vulnerabilidad**¹⁰ de las zonas costeras e insulares frente a los potenciales efectos del cambio climático global y en particular al rápido ascenso del nivel del mar (ANM). En los últimos años a partir de valoraciones de la vulnerabilidad a escala local de sectores se ha logrado la generación de información útil para la propuesta de lineamientos de adaptación más aterrizados a la problemáticas de paisaje, infraestructura, población y gobierno local, siendo el caso más avanzado el trabajo adelantado para la ciudad de Cartagena de Indias (INVEMAR *et al.*, 2012). Esta ciudad se clasifica con vulnerabilidad crítica entre las ciudades costeras, y es prioritaria la intervención, al igual que para el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario y el de San Bernardo.

Para Cartagena de Indias en el 2013 se formuló el Plan de Adaptación al cambio climático, incluyendo el análisis de vulnerabilidad y lineamientos de adaptación para el territorio insular correspondiente al archipiélago del Rosario, San Bernardo e Isla Fuerte. El plan incluyó siete estrategias de adaptación en los siguientes temas: i) puertos e industrias compatibles con el clima; ii) sector turístico adaptado al cambio climático; iii) protección del patrimonio histórico; iv) barrios adaptados al cambio climático; v) educación y concientización; vi) adaptación basada en ecosistemas; vii) información y monitoreo para la adaptación. Cada estrategias, contó con fichas de proyectos para ser gestionados y ejecutados en el corto, mediano y largo plazo. Además, de la estrategia financiera para un horizonte de tiempo de 10 años y un marco operativo e institucional para promover la implementación del Plan por parte de las entidades competentes. En cuanto a los

¹⁰ Vulnerabilidad definida por el Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático IPCC "como el grado de susceptibilidad o de incapacidad de un sistema para afrontar los efectos adversos del cambio climático y, en particular, la variabilidad del clima y los fenómenos extremos..." (IPCC, 2007).

lineamientos de adaptación al cambio climático para las Islas, estos constituyen las bases para construcción del proceso adaptación integrada en la planificación territorial de la ciudad y su socialización con los sectores económicos y actores sociales.

Para el departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, se inicia la evaluación de la vulnerabilidad de la porción emergida, a una mayor escala (1:10.000) que estudios antecedentes y buscando a partir de la más reciente información secundaria la actualización del diagnóstico de los componentes físico, biótico y socioeconómico, como grupos de elementos expuestos a los efectos del cambio climático específico, como lo es el ascenso del nivel medio del mar.

En el tema de adaptación¹¹, fueron varios los avances en temas de fortalecimiento de capacidades institucionales. Se instalaron dos nuevas estaciones una meteorológica ubicadas en el departamento de la Guajira y una meteo-oceanográfica ubicada en el departamento del Magdalena aumentando el cubrimiento geográfico de plataformas colectoras de datos climáticos sobre el Caribe colombiano. A su vez y en el marco de la red de estaciones existente, el Invemar continúa con el mantenimiento y administración del sistema de Observación Global para el Caribe Occidental, instalado desde el 2009 como parte de la medida de adaptación nacional que a futuro busca fortalecer la estrategia regional CPACC (Caribbean Planning for Adaptation to Climate Change) red de 26 estaciones en Centroamérica e islas del Caribe. El sistema acopia y genera información meteo-oceanográfica para el público, incrementando la capacidad nacional para la toma y procesamiento de información que permita desarrollar, por vez primera y en futuro, escenarios y modelos regionalizados de cambio climático y ascenso del nivel del mar para el Caribe colombiano.

La interacción interinstitucional se continúa con la Red de Centros de Investigación Marina, que desde el año 2009 tiene como principal foco de estudio son temáticas relacionadas con el cambio climático global, y la cual se presenta como una estrategia de adaptación tendiente a la reducción de la incertidumbre asociada y con aplicación directa en las zonas marinas y costeras del país. Se mantiene el accionar de nodos regionales entre los que se tiene el Nodo Regional de Cambio Climático Caribe e Insular, que desde el 2013 avanzan con eventos de capacitación para fortalecimiento de capacidades y reuniones para el seguimiento y análisis. En el marco de este proceso se han priorizado una serie de proyectos, los cuales presentan avances en su gestión o

¹¹ La adaptación es el ajuste que realizan los sistemas naturales o humanos, en respuesta a los estímulos o efectos climáticos (reales o esperados), que atenúa los daños que ocasionan o, que explota o potencia las oportunidades beneficiosas (PCC, 2007)

implementación, entre estos se encuentran: i) la formulación e implementación del observatorio climático del Caribe colombiano, lo cual se viene trabajando con el MADS y la WWF en la elaboración del perfil del proyecto para la posterior gestión de recursos financieros; ii) el diseño y construcción de casas bioclimáticas (zona seca y zonas de inundación), de los cuales se construyeron modelos de viviendas en San Andrés Isla, Puerto Colombia (Atlántico) y Manaure (La Guajira) y que podrán ser replicadas en sitios vulnerables. Por otra parte, se ha aprovechado el espacio que se tiene en la herramienta web de cambio climático para mares y costas (CLIMARES) para visibilizar el Nodo y su plan de acción (<http://cambioclimatico.invemar.org.co/nodo-regional-caribe-e-insular>).

Entre las acciones de fortalecimiento la oferta de información en cambio climático del sitio web CLIMARES para consulta, fue ampliada en los siguientes temas: 1) Información mínima requerida para análisis de vulnerabilidad a cambio climático y variabilidad climática a escalas 1:100 000. 2) Inventario de referencias de información existente (a nivel de metadato) en instituciones (CAR costeras, institutos y universidades) sobre cambio climático y amenazas en la zona costera del país. 3) Inventario de estaciones mete-oceanográficas (o ambientales) existentes en la zona costera del país (localización, variables, temporalidad de medición, institución a cargo, tipo de transmisión, etc.). 4) Mapa de inventario de actores identificados de la zona costera. 5) Herramienta de consulta de información (metadato) existente sobre amenazas en la zona costera. 6) Módulo espacial de oferta de información. 7) Módulo espacial con cartografía temática sobre vulnerabilidad al ascenso del nivel del mar en Santa Marta (adición al resto de cartografía sobre vulnerabilidad costera). Por otro lado, se presentó una propuesta de diseño de red de estaciones (ubicación y variables) que a corto y mediano plazo permitan incrementar la capacidad del país en toma de datos oceanográficos y meteorológicos costeros (Invemar, 2013).

2.11.2 Bibliografía sobre el estado de los ecosistemas, marinos y costeros Colombia

Buchman, M.F. 2008. Screening Quick Reference Tables (SQUIRTs). NOAA OR&R report 08-1 Seattle WA, office of response and restoration division, national oceanic and atmospheric administration, 34 p.

Emerson, S.R. y J.I. Hedges, 2008. Chemical oceanography and the marine carbon cycle. Cambridge University Press, Nueva York. 453 p.

Castaño, C. y Carrillo, R. (eds) (2002). Primera Generación de Indicadores de la Línea Base de la Información Ambiental de Colombia. Sistema de Información Ambiental de Colombia-SIAC. Bogotá.

CDB. 1992. Convenio sobre diversidad biológica. Conferencia de las Naciones Unidas sobre el medio ambiente y el desarrollo. Río de Janeiro. Brasil.

DANE-Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 2010. Colombia. Proyecciones de población departamentales por área. 2005 – 2020. Fecha de actualización de la serie: miércoles 29 de diciembre de 2010.

DNP. 2007. 2019 Visión Colombia II Centenario. Aprovechar el territorio marino Costero en forma eficiente y sostenible. Dirección Nacional Marítima DIMAR Departamento Nacional Planeación DNP, Bogotá, Colombia. 101 p

Eslava, J. 1994. Climatología del Pacífico colombiano. Academia colombiana de ciencias geofísicas. ACCG. Colección Eratóstenes. Bogotá, 79 p.

García, F., C. Palacio y U. García, 2012. Distribución vertical de temperatura y salinidad en el área costera de Santa Marta. Dyna 171:232-238.

Hoegh-Guldberg, O. 1999. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. Marine Freshwater Research. 50: 839-66.

Hose, G., G. Gordon, F.E. McCullough, N. Pulver y B.R. Murray. 2005. Spatial and rainfall related patterns of bacterial contamination in Sydney Harbour estuary. 3:349-358

IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2012b. Información

hidrológica en 26 estaciones ubicadas en los litorales Pacífico y Caribe colombiano. Series históricas a escala mensual. Formato digital. Bogotá: IDEAM, Colombia.

INVEMAR. 2013b. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia: Año 2012. Serie de Publicaciones Periódicas No. 8. Santa Marta. 169 p.

Página | 10

INVEMAR-MADS-Alcaldía Mayor de Cartagena de Indias-CDKN. 2012. Lineamientos para la adaptación al cambio climático de Cartagena de Indias. Proyecto Integración de la adaptación Al Cambio Climático en la Planificación Territorial y Gestión Sectorial de Cartagena de Indias. Editores: Rojas, G. X., J. Blanco y F. Navarrete. Cartagena. Serie de documentos especiales del Invenmar N° 55, 40 p.

IPCC- Intergovernmental Panel on Climate Change. 2007: Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (directores de la publicación)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 104 p.

Margules, C. y R. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243 – 253.

Marín, B. 2001. Establecimiento de valores indicativos del grado de contaminación de tóxicos químicos y microorganismos de origen fecal, como base para la expedición de normativas de la calidad de las aguas marinas de Colombia. Informe Técnico Final de Proyecto. Invenmar/COLCIENCIAS. Santa Marta. 45 p.

Minsalud – Ministerio de Salud. 1984. Decreto No. 1594 del 26 de junio. Por el cual se reglamenta parcialmente el Título I de la Ley 9 de 1979, así como el Capítulo II del Título VI – Parte III - Libro II y el Título III de la Parte III – Libro I – del Decreto – Ley 2811 de 1974 en cuanto a usos del agua y residuos líquidos, Bogotá. 61 p.

Plischoff, P. y T. Fuentes. 2008. Análisis de representatividad ecosistémica de las Áreas Protegidas Públicas y Privadas en Chile. Informe Final. PDF B Creación de un Sistema Nacional Integral de Áreas Protegidas para Chile.

Posada, O. N. Rangel, S. Narváez, L.J., Vivas-Aguas, L.F., Espinosa y C. García. 2012. Aspectos físicos del paisaje en la zona marina y costera. 24 – 43. En: CORPOGUAJIRA-INVEMAR. 2012. Atlas marino-costero de La Guajira. Series de Publicaciones Especiales INVEMAR # 27. Santa Marta, 188 p.

Samboni, N., Y. Carvajal y J. C. Escobar. 2007. Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e Investigación*. 27 (003): 172-181

Steer, R., F. Arias, A. Ramos, P. Aguirre, P. Sierra & D. Alonso. 1997. Documento preliminar y de políticas de ordenamiento ambiental de las zonas costeras colombianas. Documento de consultoría, Ministerio del Medio Ambiente. 413 p. Documento inédito.

Tejada, C., L. Castro, A. Navarrete, T. Cardona, L. Otero, F. Afanador, A. Mogollón y W. Pedroza. 2003. Panorama de la contaminación marina del Pacífico colombiano. Centro Control Contaminación del Pacífico Colombiano. DIMAR. Serie Publicaciones Especiales Vol. 3. San Andrés de Tumaco, 120 p.

UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. 1984. Manual para la vigilancia del aceite y de los hidrocarburos del petróleo disueltos/dispersos en el agua de mar y en las playas. Manuales y guías No. 13 de la COI. 87 p.

Vega-Sequeda, J., R. Navas-Camacho, K. Gómez-Campo, T. López-Londoño y D.L. Duque. 2011. Estado de los arrecifes coralinos en Colombia. En: INVEMAR. Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia: Año 2010. Serie de publicaciones periódicas del INVEMAR No 8, Santa Marta.

Vivas-Aguas L.J. 2011. Formulación del índice de calidad de aguas costeras -ICAM para los países del Pacífico Sudeste. Documento Metodológico. Proyecto Red de información y datos del Pacífico Sur para el apoyo a la Gestión Integrada del Área Costera -SPINCAM. INVEMAR. Santa Marta, 40 p.

Vivas-Aguas, J., K. Ibarra, J. Sánchez, M. Martínez, Y. Nieto, Y. Moreno, I. Cuadrado, P. Obando, O. Garcés, D. Sánchez, M. Villaraga y O. Sierra. 2015. Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras del Caribe y Pacífico colombianos. Serie de publicaciones periódicas del INVEMAR No. 4 (2015). Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia (REDCAM). Informe técnico 2014. INVEMAR. Santa Marta, 320 p.

Vivas-Aguas, L.J., M. Tosic, J. Sánchez, S. Narváez, B. Cadavid, P. Bautista, J. Betancourt, J. Parra, M. Carvajalino y L. Espinosa. 2012. Diagnóstico y evaluación de la calidad ambiental marina en el Caribe y Pacífico colombiano. Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia. -REDCAM. Informe técnico 2011. INVEMAR. Santa Marta, 229 p.

Vivas-Aguas, L.J., P.S. Obando y L. Carrillo (2014). Hoja metodológica del indicador. Índice de Calidad de Aguas Marinas y Costeras - ICAM (Versión 1.0). Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR; Departamento Administrativo Nacional de Estadística – DANE. 16p.

Glosario:

Externalidades: Estos son los fenómenos que causan efectos en el bienestar de otros, sin que exista un pago económico por dicho efecto. En otras palabras, se refieren a las acciones de agentes que tomadas de manera individual afectan las decisiones de consumo o producción de otros agentes, interfiriendo en la maximización de su bienestar. Las externalidades que afectan los bienes o servicios ambientales son muy comunes, sobre todo por el hecho que los daños ocasionados no tienen un costo para quien lo produce; y tampoco los individuos que se ven perjudicados reciben contraprestación alguna por el perjuicio causado. Para el caso de los bienes ambientales, dadas las características particulares de estos, los precios que se les sean asignados pueden no expresar en su totalidad los usos o servicios que estos son capaces de proveer, lo que puede ser entendido como una falla en el mercado de acuerdo con el concepto convencional de Sistema de Mercado. Según la teoría, en un mercado completo la maximización del bienestar individual, llevará a la maximización social, por lo que en presencia de fallas en el mercado, las decisiones de maximización privadas, pueden ocasionar impactos negativos en el bienestar social.

Bienes públicos: Los bienes públicos se caracterizan por la no-rivalidad y la no-exclusión en su uso. Es decir, no es posible impedir que una persona utilice un bien público, y su uso por parte de una no reduce su uso por parte de otra. Las características mencionadas implican que los individuos no asignarán un valor por el bien público de acuerdo a su utilidad, porque si pagarán un precio por éste, otro individuo podría gozar de la misma utilidad sin pagar por ello, por lo que un precio de mercado no revela la efectiva utilidad que este tipo de bienes genera.

El valor total de un bien o servicio ambiental:

Para valorar los diversos usos que pueden ser asociados a los recursos y bienes ambientales, es necesario en primera instancia realizar una clasificación y diferenciación de los usos que pueden ser asociados a éstos, de acuerdo con las preferencias que los individuos muestren o revelen hacia ellos.

valores de uso: El Valor de Uso implica algún tipo de interacción entre el hombre y el recurso natural ó ambiental, ya sea un aprovechamiento directo del mismo o dando soporte a las actividades económicas e inclusive al desarrollo de la vida misma del hombre, por lo tanto, este valor de uso puede ser directo ó indirecto. En términos generales, el valor de uso puede definirse como el valor determinado por la disponibilidad a pagar que ofrecen los individuos por usar actualmente los bienes y servicios generados por medio ambiente.

Valores de Uso Directos: Estos usos pueden comprender tanto actividades comerciales como actividades de carácter no comercial, dentro de estas últimas deben contarse las actividades de subsistencia llevadas a cabo por las comunidades localizadas en cercanías al recurso natural ó ambiental así como el uso de éste para la práctica de actividades deportivas o recreativas. Pueden contarse por ejemplo la pesca, la caza, la obtención de madera y algunas materias primas, la recolección de alimentos y frutos y actividades recreativas, entre otras.

Valores de Uso Indirectos: Se derivan del sustento o soporte que dan a actividades económicas con valores que pueden ser directamente cuantificables y se relacionan con la variación del valor de la producción o el consumo de la actividad o los bienes que da soporte; sin embargo, dado que esta contribución no se comercializa ni se remunera, no suele ser relacionada con actividades económicas, esto dificulta su medición y generalmente no son tenidos en cuenta en las decisiones concernientes al manejo de los recursos ambientales.

Valor de Opción: Puede definirse como el valor representado por la disponibilidad a pagar de los individuos por utilizar el medio ambiente en el futuro y no emplearlo hoy. Este valor de opción se fundamenta en la incertidumbre de los individuos acerca de sus necesidades futuras de un recurso natural o ambiental, así como del hecho de que en el futuro este recurso ya no se encuentre disponible.

Valor de Existencia: De acuerdo con Freeman (1993), este se define como el valor representado por la disponibilidad a pagar de los no usuarios por la preservación del medio ambiente, caso en el cual, el pago realizado por los no usuarios no se encuentra relacionado con el valor actual o el

valor futuro del recurso natural y/o ambiental, sino que responden simplemente a un motivo altruista. Este valor de existencia puede también ser entendido como un valor intrínseco al recurso, que por sí mismo hace que sea más importante y beneficioso para la sociedad preservarlo que transformarlo o degradarlo. Dentro de los motivos que llevan a los individuos a asignar un valor de existencia a un recurso ambiental determinado se pueden señalar:

- *Legado o Herencia*: Hace que los individuos asignen un alto valor a la conservación del medio ambiente, para que los recursos que provee puedan ser utilizados por generaciones futuras.
- *Benevolencia*: Este motivo se desprende de la estima que despiertan amigos o parientes y que lleva a desear su mayor bienestar, por lo que el bien se valora al considerar que estos también lo hacen; esto se entiende una muestra de altruismo localizado.
- *Simpatía*: Desarrollada por los individuos con respecto a la gente afectada por el deterioro de un recurso ambiental aún cuando no se tenga ningún tipo de relación o vínculo con los afectados; esto se entiende como muestra de altruismo global. La creencia en el derecho a la existencia de otras formas de vida, incluyendo a animales y/o plantas.

Metodologías basadas en precios del mercado: El método de precio de mercado estima el valor económico de bienes y servicios ambientales que son transados en mercados comerciales. Este método puede ser usado para valorar cambios en la cantidad o calidad de un bien o servicio, usando técnicas económicas para medir los beneficios económicos de bienes mercadeables, basadas en la cantidad de compra y la cantidad de oferta, a diferentes precios.

Metodologías directas para la valoración económica de bienes y servicios ambientales: Ante la imposibilidad de valorar los bienes de naturaleza no mercadeable por medio de los métodos de valoración convencionales, tales como las estimaciones de curvas de demanda para los bienes,

utilizando información de mercado, surgen dos enfoques principales para dirigir el proceso de valoración de estos tipos de bienes: El Enfoque Directo se recolecta información a partir de encuestas que plantean escenarios hipotéticos de valoración del bien.

Método de Valoración Contingente ((MVC)): Es uno de los métodos más populares para estimar los beneficios derivados de los bienes y servicios no mercadeables. El objetivo es averiguar y construir las preferencias de las personas, a través de lo que ellas mismas respondan en encuestas o entrevistas, a partir de las cuales se intentará determinar el valor del bien ambiental. El MVC pretende estimar la máxima disponibilidad a pagar por la provisión o mejoramiento de un bien ambiental, o de manera análoga la compensación mínima que un individuo estaría dispuesto a recibir por un deterioro del bien ambiental. Su fin es medir en términos monetarios, el cambio de bienestar ante un aumento o disminución de la calidad ambiental, preguntando directamente a los afectados cuanto pagaría por el aumento de su beneficio. Este método es el único que mide la pérdida de bienestar ante un cambio en la calidad ambiental de un no usuario del bien ambiental, o de consumidores que no van a disfrutar inmediatamente de él pero si están dispuestos a pagar por disfrutarlo en un futuro. Es decir, es el único capaz de estimar el valor económico total, incluyendo los valores de no-uso, así como valores de existencia, valores de opción, y valores de legado.

Metodologías indirectas para la valoración de bienes y servicios ambientales y recursos naturales: Este enfoque de valoración se basa en el uso de observaciones sobre el comportamiento de los individuos en mercados convencionales observables que se relacionan con los bienes no mercadeables, de tal manera que es posible inferir la naturaleza de la demanda de un recurso natural, como es el caso del mercado de vivienda para estimar la disponibilidad a pagar por atributos ambientales de una casa.

Enfoque Hedónico: El enfoque hedónico se aplica bajo el supuesto que algunos bienes de la economía se caracterizan por un grado de heterogeneidad que determina su valor, como es el caso de las viviendas, la tierra y los salarios. Considerando lo anterior, Carriazo, Mendieta, Hernández, Barrera, & Pinzón (2003) señalan que el enfoque hedónico presenta los modelos de

Renta Hedónica para Tierras que explica el precio de la tierra en función de sus características, Salarios Hedónicos que Explica la remuneración al factor trabajo en función de las características del trabajador y la naturaleza del oficio y los Precios Hedónicos para Vivienda

Método de Costo de Viaje (MCV): Es empleado para estimar valores de uso económicos de ecosistemas, zonas de reserva natural, parques, espacios de esparcimiento y en general ambientes destinados a la recreación, los cuales dado su carácter de recursos naturales o de bienes ambientales no poseen un mercado definido donde se obtenga información sobre precios y cantidades demandadas, por lo cual la valoración se realiza de forma indirecta por medio de mercados relacionados o valores sustitutos de mercado.

Enfoque de Producción de Hogares: Este método es usado para valorar el costo de la morbilidad relacionada con la contaminación, partiendo del hecho de que el costo en el que puede incurrir una persona a causa del padecimiento de una enfermedad se interpreta como una estimación de los presuntos beneficios que se podrían conseguir con acciones para prevenir el daño. En otras palabras, estima el valor económico de cambios en la calidad ambiental a través de cambios en la salud de las personas. Esta metodología es aplicable a proyectos diseñados para mejorar las provisiones del recurso, especialmente en cuanto al nivel de calidad del mismo, que en última instancia están destinados a mejorar la salud humana; por ejemplo, proyectos para mejorar la provisión de agua potable o la calidad del aire. La premisa de la que se parte en este método es considerar a la salud como un bien producido por los hogares, el cual se obtiene de la combinación de insumos como visitas al médico, medicinas, ejercicio, etc.

Función de Daño: Partiendo del hecho que los recursos naturales no solamente proveen bienes y servicios directamente a los individuos como consumidores, sino que pueden afectar al sector productivo de una economía, este método es usado para estimar el valor económico de bienes o servicios derivados de recursos naturales que son usados como insumos en la producción de bienes finales; por ejemplo, la calidad de agua afecta la productividad de cosechas, o se incurren en mayores costos para purificar el agua potable a medida que su calidad disminuye, así las ventajas económicas de mejorar la calidad de agua pueden ser medidas por el aumento de la productividad agrícola, o la disminución del costo de la purificación del agua potable.

Métodos basados en costos: Estos son métodos que estiman el valor de bienes y servicios ambientales basados ya sea en costos de evitar daños, costos debidos a la pérdida de servicios o costos de sustituir servicios ambientales. Estos métodos no proporcionan las medidas estrictas de valor económico que son basados en la disponibilidad a pagar de los individuos por un bien o servicio. En cambio, asumen que los costos de evitar daños, pérdidas o sustituir bienes y servicios ambientales proporcionan estimaciones útiles del valor de estos ecosistemas o servicios, bajo el supuesto que si la gente incurre en dichos costos, entonces estos servicios deben valer al menos lo que la gente ha pagado por obtenerlos y/o mantenerlos. Así, los métodos son aplicados de manera apropiada en casos donde la anulación de daño o costos de reemplazo en realidad han sido o serán realizados.

Costo del daño evitado: Usa ya sea el valor de la protección a la propiedad o el coste de las acciones tomadas para evitar daños como una medida de los beneficios proporcionadas por un ecosistema.

Valor de sustitución: Usa el costo de proporcionar sustitutos de un bien o servicio ambiental como una estimación del valor del ecosistema; por ejemplo, los servicios de protección de inundación de un pantano podrían ser sustituidos por una pared de conservar o el dique.