

**CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA
PROGRAMA DE ENSEÑANZA PARA EL DESARROLLO Y LA CONSERVACION
ESCUELA DE POSGRADO**

**INDICADORES TÉCNICOS Y EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DEL USO DE LA
TIERRA EN LA CALIDAD DEL AGUA, SUBCUENCA DEL RÍO TASCALAPA YORO
HONDURAS**

Tesis sometida a consideración de la Escuela de Postgrado como requisito para optar al grado de
Magíster Scientiae en Manejo de Cuencas Hidrográficas con sub especialización en Manejo de la
Biodiversidad

Magíster Scientiae

Por
Lina Andrea García Obando

Turrialba Costa Rica, diciembre del 2003

AGRADECIMIENTOS

Al Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT) proyecto de Suelos y Comunidades y Cuencas y al Centro Agronómico Tropical de investigación y Enseñanza (CATIE), por el financiamiento de los estudios en el CATIE.

A los miembros del comité de tesis Francisco Jiménez, Monika Springer, Bryan Finegan y Sandra Brown, por su disposición para orientar la investigación, sus comentarios y aportes críticos. A los profesores Gustavo López y Fernando Casanoves por su valiosa colaboración y apoyo en la parte estadística de la investigación.

A los miembros del Equipo de Trabajo del Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT) en Yorito Honduras, por haberme apoyado en las largas jornadas de muestreo y en la parte logística. En especial a Rolando, Juan, Gilman, Amy. A Raúl, Giovanna, David miembros de los Ciales jóvenes, estudiantes del instituto San Pedro quienes se encuentran haciendo el bachillerato en ecología, quienes con voluntad y alegría me acompañaron en el campo y sin su compañía no hubiese sido posible las jornadas de muestreo.

A la Escuela Nacional Forestal (ESNACIFOR), en especial al Dr Samuel Rivera y a los estudiantes Edith Núñez y Antonio Murillo, de quienes recibí apoyo en la colecta de los datos, durante mi estadía en Honduras. A Edith Núñez y Jesús por haber llevado a cabo la identificación de la vegetación del bosque ripario. Al fondo de los pequeños proyectos de CIAT en Centroamérica y al Centro Agronómico Tropical de investigación y Enseñanza (CATIE), por su apoyo económico para la realización de la presente investigación en Honduras.

A mis compañeros de promoción en especial a mis amigos Herbert, Pily, Pao y Yesenia, quienes siempre me brindaron amistad y apoyo incondicional.

Al personal de la escuela de postgrado por su constante ayuda. A los miembros del Centro de cómputo por su apoyo en los momentos de emergencia en especial a Sergio Velásquez y Edi Salazar. A los miembros de la Biblioteca Conmemorativa Orton por su permanente colaboración y a Juan y Alex quienes siempre estuvieron dispuestos a colaborar.

*A MIS PADRES STELLA Y MARIO,
A MIS HERMANOS MARIO ANDRES Y ALEJANDO JOSE*

CONTENIDO	PAG
RESUMEN	viii
ABSTRACT	x
LISTA DE CUADROS	xiii
LISTA DE FIGURAS	xv
1. INTRODUCCION	1
1.2 Objetivos	3
1.2.1 Objetivo general	3
1.2.2 Objetivos específicos	3
2. REVISION DE LITERATURA	4
2.1 El papel de la cobertura vegetal en una cuenca hidrográfica	4
2.2 Calidad de agua, conceptos y definiciones	6
2.3 Tipos de contaminación	7
2.4 Control de la contaminación	7
2.5 Efectos de las actividades agrícolas en la calidad del agua	8
2.5.1 Sedimentos	8
2.5.2 La salinidad	10
2.5.3 Materia orgánica, Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Oxígeno Disuelto	11
2.5.4 Nutrientes	11
2.5.5 Temperatura	12
2.5.6 El pH y la alcalinidad	12
2.5.7 La Dureza: tipos de cationes. Agua dura y blanda	13
2.5.8 Microorganismos presentes en el agua	13
2.5.9 Tóxicos químicos	14
2.6 Descripción del ecosistema acuático	15
2.6.1 Distribución espacial	15
2.6.1.1. Tipos de hábitat acuáticos	16

2.6.2 Distribución temporal	16
2.7 Monitoreo de la calidad del agua	18
2.7.1 Causa y efecto	18
2.7.2 Línea base	18
2.7.3 Control de estándares de calidad de agua:	18
2.7.4 Inventario	19
2.8 Diagnóstico de la calidad de agua con base en análisis físico-químicos y biológicos	19
2.8.1 Variables físico químicas	20
2.8.2 Análisis biológico	22
2.8.2.1. Utilización de los macro-invertebrados como indicadores de calidad de agua	22
2.8.2.1.1 Qué son los macro-invertebrados	22
2.8.2.1.2 Macro-invertebrados como indicadores de calidad de agua	23
2.8.2.2 Métodos biológicos utilizados para evaluar la calidad del agua	24
3. MATERIALES Y MÉTODOS	26
3.1 Descripción del área de estudio	26
3.2 <i>Periodo de muestreo y localización de las estaciones de monitoreo</i>	28
3.3 Evaluación de la influencia del uso de la tierra en la calidad del agua y cuantificación de indicadores físico-químicos, biológicos y geomorfológicos	36
3.3.1 <i>Determinación de algunas variables físicas</i>	36
3.3.2 Aspectos físico-químicos y bacteriológicos	40
3.3.2.1 <i>Muestreo en el campo</i>	40
3.3.2.2 <i>Análisis de la información</i>	43
3.3.3 Aspectos biológicos	43
3.3.3.1 <i>Método de muestreo en el campo</i>	
3.3.3.2 <i>Metodología en el laboratorio</i>	44
3.3.3.3 <i>Análisis de la información</i>	44
3.3.4 RELACIÓN ENTRE LAS VARIABLES BIÓTICAS Y ABIÓTICAS	46
3.3.4.1 Comportamiento de las variables bióticas y abióticas en la sub-cuenca del Río Tascalapa	46
3.3.4.2 Grado de interrelación de las variables físico química, biológica y geomorfológica	47

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	48
4.1 ALGUNOS USOS Y MANEJO DE LOS RECURSOS NATURALES POR LOS ASENTAMIENTOS HUMANOS CERCANOS A LOS DRENAJES DE LA SUBCUENCA TASCALAPA	48
4.4.1 Uso de los pesticidas y manejo de envases en los diferentes poblados	51
4.1.2. Manejo de fertilizantes en los diferentes poblados	52
4.1.3 Manejo pecuario en los asentamiento humanos	55
4.1.4 Manejo de la materia orgánica en las fincas en los asentamientos humanos	56
4.1.5 Estado y manejo de las parcelas agrícolas	57
4.1.6 Manejo de otras actividades antrópicas	60
4.2 ALGUNAS MEDICIONES HIDROLÓGICAS	62
4.3 Influencia del Uso de la Tierra en la Calidad del Agua	64
4.3.1 ASPECTOS GEOMOFOLÓGICOS	64
4.3.1.1 Índice de Uso de la Tierra (IUT)	64
4.3.1.2 Índice Geomorfológico	65
4.3.2 ASPECTOS FÍSICO-QUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS	68
4.3.2.1 VARIACIÓN TEMPORAL Y ENTRE LOS TRATAMIENTOS	68
4.3.2.2 VARIACIÓN DE LA CONDUCTIVIDAD Y DUREZA EN LA ÉPOCA SECA Y LLUVIOSA	73
4.3.2.3 VARIACIÓN ESPACIAL	77
4.3.2.3.1 Índice de Calidad Físico Química del Agua (ICA)	93
4.3.3 ASPECTOS BIOLÓGICOS	96
4.3.3.1 COMPOSICIÓN DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS	96
4.3.3.2 ÍNDICES BIÓTICOS	99
4.3.3.2.1 VARIACIÓN ESPACIAL	99
4.3.3.2.1.1 RÍO TASCALAPA	99
4.3.3.2.1.2 QUEBRADA OJO DE AGUA	100
4.3.3.2.1.3 QUEBRADA JALAPA	102

4.3.3.2.1.4 QUEBRADAS MEMBRILLA, SULAQUITO Y AGUAS ARRIBA	106
4.3.3.2.2 Índice Biológico de Calidad del Agua, BMWP <i>(Biological Monitoring Working Party modificado para Costa Rica)</i>	108
4.3.3.2.3 Comparación de los valores obtenidos entre el ICA y el BMWP	110
4.3.3.2.4 VARIACIÓN TEMPORAL Y ENTRE LOS TRATAMIENTOS	110
4.3.4 RELACIÓN ENTRE LAS VARIABLES BIÓTICAS Y ABIÓTICAS	112
4.3.4.1 Comportamiento de las variables bióticas y abióticas en la subcuenca del Río Tascalapa	112
4.3.4.2 Grado de interrelación entre las variables físico-químicas-biológicas y geomorfológicas	115
5. CONCLUSIONES	122
6. RECOMENDACIONES	125
7. BIBLIOGRAFIA	127

RESUMEN

García Obando LA. 2003. Indicadores Técnicos y evaluación del uso de la tierra en la calidad del agua en la subcuenca del Río Tascalapa, Yoro Honduras.

Palabras claves: cuenca hidrográfica, calidad del agua, influencia del uso de la tierra, macroinvertebrados, parámetros físico químicos, Río Tascalapa Honduras.

Entre los meses de marzo a julio del 2003 se efectuó una caracterización del estado físico químico, biológico y geomorfológico, los datos fueron colectados en doce estaciones ubicadas en la Subcuenca del Río Tascalapa, Yoro Honduras, agrupadas en dos tratamientos, cuatro estaciones con BOSQUE Y nueve estaciones con CULTIVOS CASAS.

Las variables geomorfológicas medidas fueron: estado de conservación de la vegetación ribereña, conservación del canal y riqueza de hábitat en las fuentes. Los parámetros físico químicos tomados fueron oxígeno disuelto (mg/l), sólidos totales disueltos (mg/l), conductividad, salinidad, temperatura (°C), la turbidez (UTN), nitratos (mg/l), ortofosfatos (mg/l), pH, coliformes fecales (UFC), dureza total (mg/l), Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) (mg/l), y Demanda Química de oxígeno (DQO). Y las variables biológicas colectadas fueron valores de abundancia correspondiente a cada uno de los grupos de macroinvertebrados.

Con los datos obtenidos se calculo el índice de uso de la tierra (IUT), el índice físico químico de calidad del agua (ICA), el índice biológico de calidad del agua BMWP, índice de diversidad de Shanon, riqueza de taxa, dominancia de Simpson y pérdida de taxa de Kothe.

Con el conjunto de variable se observó la interrelación existente entre todas las variables con el fin de determinar los indicadores técnicos mas apropiados para futuras evaluaciones, además se determinaron los puntos que presentaron mayores problemas de calidad de agua en la cuenca.

Los resultados mostraron que el uso de cultivos y asentamiento humanos tienen un impacto negativo en algunos parámetros físico-químicos, biológicos y geomorfológicos en la red de drenaje del Río Tascalapa. Sin embargo, los cambios observados hasta el momento según el índice de calidad físico química (ICA) y el BMWP (Biological Monitoring Working Party Score System adaptado para Costa Rica) clasifican el agua como óptima a buena

Los nitratos, fosfatos, sólidos disueltos totales, coliformes fecales, turbiedad, pH y temperatura podrían ser los principales parámetros a tener en cuenta en las futuras evaluaciones. La interrelación que se observó entre el uso de la tierra, la calidad geomorfológica del canal, la presencia de determinados macroinvertebrados bentónicos y los índices bióticos, muestran que los macroinvertebrados son buenos predictores del estado de calidad del agua de las fuentes y pueden

ser empleados como herramienta para medir los impactos de la adopción de tecnologías de conservación y restauración de cuencas.

Los índices bióticos empleados durante el presente estudio pueden ser reemplazados por tan solo el BMWP el cual puede ser empleado en la Subcuenca del Río Tascalapa, que a diferencia de los demás tiene la ventaja de traducir el puntaje obtenido a una descripción cualitativa del estado de calidad del agua en la cuenca. Así mismo en los futuros monitoreos la medición del BMWP podría complementarse con el índice geomorfológico del canal, pues son opciones de bajo costo y pueden ser fácilmente implementados por las instituciones locales.

SUMMARY

García Obando LA. 2003. Technical indicators and land use assessment regarding water quality in the Tascalapa River subwatershed, Yoro, Honduras.

Keywords: watershed, water quality indicators, influence of land use, macroinvertebrates, physicochemical parameters, Tascalapa River, Honduras.

The physical, chemical, biological and geomorphological conditions were characterized for 12 sampling stations located in the Tascalapa River subwatershed between March and July 2003. Sampling stations were grouped into two treatments: four stations were dominated by forest, and nine stations by agriculture and human settlements.

The variables measured at each sampling station in order to conduct the geomorphological characterization were: the state of conservation of riparian vegetation, conservation of the channel, and habitat richness at source. The physicochemical parameters measured were: dissolved oxygen (mg/l), total dissolved solids (mg/l), conductivity, salinity, temperature (°C), pH, turbidity (Nephelometric Turbidity Units), nitrates (mg/l), orthophosphates (mg/l), fecal coliforms (UFC/ml), total hardness (mg/l), biological oxygen demand (mg/l), and chemical oxygen demand. With regard to the biological variables, the abundance of each group of macroinvertebrates was determined.

The following were calculated on the basis of the data collected: the land use index, the physicochemical index for water quality, the Biological Monitoring Working Party (BMWP) index (adapted for Costa Rica), the Shannon diversity index, species richness, Simpson's diversity index, and Kothe's index of species loss.

The interrelationship between variables was analyzed in order to determine the most appropriate technical indicators to undertake similar assessments in the future. The study also allowed the identification of problem points in terms of water quality along the watershed.

The results showed that land use dominated by agriculture and human settlements has a negative impact on various physicochemical, biological and geomorphological parameters in the Tascalapa river drainage network. However, the physicochemical quality index and the BMWP index showed the water quality of these sites to be excellent to good.

The nitrate, phosphate, total dissolved solids, and fecal coliform content, together with turbidity, pH and temperature could be the principal parameters applied to future assessments. The interrelationship observed between land use, geomorphological quality of the channel, the presence of specific benthic macroinvertebrates, and biotic indices show that the macroinvertebrates are good

indicators of water quality at source, and therefore could serve as an effective tool to evaluate the impacts of implementing measures for the conservation and restoration of watersheds.

The biotic indices applied in the present study could be replaced by the BMWP index, which, contrary to the other evaluation systems, allows the resulting score to be translated into a qualitative description of water quality on a watershed level. Likewise, during future monitoring exercises, the BMWP index calculation could be complemented with the geomorphological index of the channel, a low cost monitoring option that could be easily implemented by local institutions.

LISTA DE CUADROS

CUADRO No	PAG
Cuadro 1. Valores de escorrentía según diferentes espesores de restos vegetales sobre el suelo	5
Cuadro 2. Peso asignado a cada uno de las variables físico químicos	21
Cuadro 3. Puntuaciones asignadas para la evaluación físico química de la calidad del agua con el índice ICA	22
Cuadro 4. Puntuaciones asignadas para la evaluación biológica de la calidad del agua con el índice BMWP	25
Cuadro 5. Descripción de las estaciones de muestreo en la sub cuenca del río Tascalapa (Departamento de Yoro, Honduras)	31
Cuadro 6. Peso asignado a cada de cada una de las coberturas vegetales, que ofrecen un determinado grado de protección al suelo	40
Cuadro 7. Puntuaciones asignadas para la evaluación biológica de la calidad del agua con el índice BMWP	46
Cuadro 8. Grupo de variables que no presentaron diferencias significativas entre poblados, y que no fueron criterio para formar los tres grupos obtenidos con el análisis de agrupamiento	53
Cuadro 9. Resultado del análisis de varianza del análisis de agrupamiento, que muestra los tres grupos de poblados que difieren	54
Cuadro 10. Caudal en los drenajes de los tributarios del Río Tascalapa durante marzo a julio del 2003	62

Cuadro 11. Valores de los índices de uso de la tierra en las áreas de influencia correspondiente a cada una de las estaciones de monitoreo	65
Cuadro 12. Resultados del análisis de varianza aplicado a las variables geomorfológicos	66
Cuadro 13. Valores promedios de las características geomorfológicos entre las estaciones de monitoreo correspondientes a bosque y casas con cultivos	67
Cuadro 14. Resultados obtenidos en el análisis de varianza, entre las épocas (abril, mayo, junio y julio), los tratamientos (BOSQUE Y CULTIVOS-VIVIENDAS) y época* tratamiento de algunas variables físico químicas	69
Cuadro 15. Promedio de algunas variables físico-químicas medidas en la diferentes épocas del muestreo	69
Cuadro 16. Promedio de algunas variables físico-químicas medidas en la diferentes estaciones de monitoreo con predominancia de BOSQUE o CULTIVOS Y VIVIENDAS	70
Cuadro 17. Resultados obtenidos en el análisis de varianza con los valores de conductividad y dureza, entre las estaciones de monitoreo y épocas (abril, mayo, junio y julio)	75
Cuadro 18. Resultados obtenidos en el análisis de varianza de algunas variables físico químicas	80
Cuadro 19. Promedios obtenidos de los valores físico químico en las doce estaciones de monitoreo	81
Cuadro 20. Estado del agua en los diferentes puntos de monitoreo para uso potable, según la Norma Nacional de Honduras	82
Cuadro 21. Estado del agua en los diferentes puntos de monitoreo para uso agrícola y pecuario, según la Norma Nacional de Honduras	82
Cuadro 22. Estado del agua en los diferentes puntos de monitoreo para la	83

preservación de la flora y la fauna, según la norma nacional de Honduras.	
Cuadro 23. Estado del agua en los diferentes puntos de monitoreo para el uso recreativo, según la norma nacional de Honduras.	83
Cuadro 24. Resultados obtenidos en el análisis de varianza, entre las épocas (abril, mayo, junio y julio), los tratamientos (BOSQUE Y CASAS) y época *tratamiento de los índices bióticos.	111
Cuadro 25. Promedio de las variables bióticas medidas en la diferentes épocas del muestreo	111
Cuadro 26. Promedio de los índices bióticos calculados en las diferentes estaciones de monitoreo con predominancia de BOSQUE o CULTIVOS Y POBLADOS	111
Cuadro 27. Porcentaje de la variabilidad explicada por cada uno de los componentes principales	112
Cuadro 28. Correlaciones de las variables físico químicas y biológicas con los componentes 1 y 2	114
Cuadro 29. Coeficientes de correlación y grado de significancia R^2/α obtenida en el análisis de correlación de Pearson	

LISTA DE FIGURAS

FIGURA No	PAG
Figura 1. Mapa de Honduras y la ubicación del sitio de estudio, subcuenca del Río Tascalapa, departamento de Yoro, Honduras	26
Figura 2. Sub cuenca del río Tascalapa y microcuencas: Jalapa, Ojo de Agua y Luquigue, de izquierda a derecha	27
Figura 3. Ubicación de las estaciones de monitoreo en la Subcuenca del Río Tascalapa	30
Figura 4. Ubicación de los asentamientos humanos y las estaciones de monitoreo de calidad del agua	38
Figura 5 Área de influencia correspondiente a cada una de las estaciones de monitoreo, el cual fue la base para el calculo del índice de uso de la tierra correspondiente a cada estaciones de monitoreo	39
Figura 6. Ubicaciones de los 15 puntos de monitoreo donde se efectuaron análisis de conductividad y dureza en época seca y lluviosa	42
Figura 7. Muestreo de las estaciones de muestreo con diferente grado de influencia del uso de la tierra	44
Figura 8. Ubicación de los principales asentamiento humanos en la sub-cuenca del Río Tascalapa	50
Figura 9. Frecuencia del uso y manejo de envases de pesticidas en los asentamientos humanos de la subcuenca del Río Tascalapa	51
Figura 10. Análisis de agrupamiento de los poblados que se caracterizaron por tener uso y prácticas de manejo similares	52
Figura 11. Frecuencia del uso y manejo de fertilizantes en los asentamientos humanos de la subcuenca del Río Tascalapa	54
Figura 12. Frecuencia de la forma de manejo pecuario en los asentamientos humanos ubicados en el área de influencia de las estaciones de monitoreo	56
Figura 13. Uso y manejo de la materia orgánica generada en los asentamientos humanos en el área de influencia de las estaciones de monitoreadas	57
Figura 14. Estado y manejo de las parcelas en los asentamientos humanos en las áreas de influencia a las estaciones de monitoreo	58

Figura 15. Uso y manejo de otra actividades antrópicas en los asentamientos humanos en el área de influencia de las estaciones de monitoreo ubicadas en la subcuenca del Río Tascalapa	59
Figura 16. Actividades de conservación para el manejo de las fuentes de agua en las áreas de influencia de las estaciones de monitoreo ubicadas en la subcuenca del Río Tascalapa	61
Figura 17. Valores de caudales mensuales obtenidos en las cinco estaciones de monitoreo en el Río Tascalapa, marzo a julio del 2003	62
Figura 18. Variación temporal de la turbidez en las diferentes estaciones de monitoreo	71
Figura 19. Variación espacial y temporal de la conductividad en las diferentes estaciones de monitoreo	74
Figura 20. Variación espacial y temporal de la dureza en las diferentes estaciones de monitoreo	75
Figura 21. Variación espacial de la conductividad en las estaciones de monitoreo en el Río Tascalapa, Quebrada Ojo de Agua, Jalapa, Membrilla Sulaquito y Aguas Arriba	85
Figura 22. Variación espacial de los sólidos totales disueltos en las estaciones de monitoreo en el Río Tascalapa, Quebrada Ojo de Agua, Jalapa, Membrilla Sulaquito y Aguas Arriba	88
Figura 23. Variación espacial del pH en las estaciones de monitoreo en el Río Tascalapa, Quebrada Ojo de Agua, Jalapa, Membrilla Sulaquito y Aguas Arriba	91
Figura 24. Variación espacial del ICA en la subcuenca del Río Tascalapa	95
Figura 25. Análisis de conglomerados empleando el índice de similitud de Jacard	97
Figura 26. Variación espacial de los Índices de Diversidad, Dominancia, Riqueza de Taxa, Riqueza de Familias (EPT) y Pérdida de Taxa de Kothe, en el Río Tascalapa	103
Figura 27. Variación espacial de los índices de Diversidad, Dominancia, Riqueza de Taxa, Riqueza de Familias (EPT) y Pérdida de Taxa de Kothe, en la Quebrada Ojo de Agua	104
Figura 28. Variación espacial de los índices de Diversidad, Dominancia, Riqueza de Taxa, Riqueza de Familias (EPT) y Pérdida de Taxa de Kothe, en la Quebrada Jalapa	105
Figura 29. Variación espacial de los índices de Diversidad, Dominancia, Riqueza de Taxa, Riqueza de Familias (EPT) y Pérdida de Taxa de Kothe, en las Quebradas	107

LISTA DE ANEXOS

ANEXO No	PAG
Anexo 1. Tendencias de la Lamina media mensual (mm) 2000, 20001 y 2002, en estaciones pluviométricas establecidas en diferentes zonas de la Subcuenca del Río Tascalapa	133
Anexo 2. Composición de la vegetación riparia en cada una de las estaciones de monitoreo	134
Anexo 3. Índice de evaluación del hábitat (–Hábitat Assessment- de la Environmental Protection Agency EPA (Barbour et al 1999).	137
Anexo 4. Mapa de uso actual de la tierra	138
Anexo 5. Valores máximos y mínimos de los parámetros físico químicos en las 12 estaciones de monitoreo	139
Anexo 6. Lista taxonómica de los macro invertebrados acuáticos encontrados en la subcuenca del Río Tascalapa, Yoro, Honduras	140
Anexo 7. Abundancia promedio de las familias encontradas en las doce estaciones de monitoreo	142

1. INTRODUCCION

A pesar de que Centroamérica es una región dotada de altos niveles de lluvia, la región empieza a tener problemas de contaminación del recurso hídrico. Este sistema superficial de agua, ha sido la principal fuente de abastecimiento para el consumo humano, riego y para verter los desechos industriales domésticos y agropecuarios, lo que hace un siglo no causaba ningún impacto sobre el ecosistema, ni en la salud humana, ahora se ha vuelto un problema insostenible.

En muchos lugares de Centroamérica la vida de los ríos solo se limita a las temporadas de lluvia dejando territorios rurales sin fuentes de agua cercanas, por ello su contaminación empieza a limitar la calidad de vida de los pobladores y el desarrollo socio económico. Con el fin de avanzar en acciones que ayuden a un manejo más sostenible es importante el desarrollo de herramientas que apoyen la toma de decisiones, se han establecido algunos indicadores, siendo importante continuar con los esfuerzos.

Específicamente la falta de ordenamiento en el uso de los recursos hídricos en la subcuenca del río Tascalapa, Honduras, ha contribuido a los procesos de contaminación de las aguas. En la región las principales reservas de agua potable y para otras actividades antrópicas, las constituyen las fuentes superficiales, como los manantiales y pequeños ríos, sin embargo las actividades agropecuarias con ausencia de tecnología apropiada han causado degradación del suelo, degradación del bosque debido a la extracción de leña, madera, deterioro de la calidad-cantidad de agua y la pérdida de las fuentes de agua (AGROGENET 1997), ocasionando disminución de la biodiversidad y afectando la calidad de vida de las poblaciones locales.

Para analizar la perturbación sufrida en las fuentes naturales y potenciales de agua para suministro a los asentamientos humanos, los métodos tradicionalmente utilizados han sido los físico - químicos, pero estos dan tan solo información puntual del estado del agua. El uso del análisis biológico, que se efectúa con base a organismos, está siendo fuertemente implementado ya que brinda información de lo que aconteció días y horas antes de la toma de la muestra. Es aceptado que el análisis biológico no reemplaza la información físico-química, pero ambos convergen y se complementan (Cairns y Dickson 1971; Benfield *et al.* 1987).

La Directiva Marco de Política de Aguas de la Unión Europea del año 2000 señala el interés de utilizar el concepto de estado ecológico de las aguas en vez de calidad de las aguas, este concepto es demasiado amplio y se define como una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales (Parlamento y Consejo Europeo 2000 citado por Marchamalo 2002). El estado ecológico de las aguas es un indicador de la salud del sistema biológico, evaluando en tres componentes esenciales: biológico, físico químico y geomorfológico en una cuenca.

La ecología acuática sigue siendo un tema incipiente en Centroamérica, lo cual hace aun más urgente la creación de un conocimiento actualizado sobre estos sistemas (De la Rosa 1999; Marchamalo 2001). El componente geomorfológico de los sistemas hidrológicos ha sido menos estudiado que los anteriores. Este componente recoge abundante información ligada a los procesos erosivos de la cuenca drenada (Marchamalo 2001)

La falta de una investigación que proporcione información del estado de calidad y cantidad de agua de la mayor parte de la red de drenaje de la subcuenca Tascalapa, ha evidenciado la necesidad de llevar a cabo este estudio. Por lo tanto se desea actualizar algunos datos fisico-químicos efectuados en años anteriores (Pineda 2000) y además generar información de la cantidad y calidad del agua que se produce en la subcuenca del Río Tascalapa, mediante mediciones de caudal y la toma de muestras biológicas y fisico-químicas en la parte alta y media de la subcuenca. Esto con el fin de apoyar la toma de decisiones e identificar indicadores técnicos de calidad de agua que apoyen su manejo sostenible, el mismo es fuente de abastecimiento de agua potable, para riego de varios asentamientos del municipio de Yorito y Sulaco. Además el Río Tascalapa, es un tributario del Río Sulaco que desemboca en la represa del Proyecto Hidroeléctrico El Cajón, una de las fuentes principales de generación eléctrica de Honduras (CIAT 2000).

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo general

Evaluar la influencia de diferentes grados de uso de la tierra en la calidad del agua en la cuenca del Río Tascalapa, mediante indicadores físico-químicos, biológicos y geomorfológicos, con el fin de generar una línea base que apoye la toma de decisiones para el manejo integrado de esta subcuenca.

1.2.2 Objetivos específicos

- Evaluar la influencia del uso de la tierra en la calidad del agua en la parte alta y media de la sub-cuenca del Río Tascalapa y determinar la relación entre el uso de la tierra y la degradación físico química, biológica y geomorfológica de la red hidrográfica.
- Cuantificar indicadores físico-químicos y biológicos de calidad de agua en la sub-cuenca.
- Identificar zonas de la cuenca que se deben priorizar para ejecutar acciones de manejo para la conservación del agua y de los demás recursos naturales.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 El papel de la cobertura vegetal en una cuenca hidrográfica

Ramakrishna (2000) define una cuenca hidrográfica como un territorio caracterizado por un sistema de agua que fluye a un mismo río, lago o mar y cuyas modificaciones se deben a la acción o interacción de los subsistemas sociales y económicos que encierra.

El comportamiento del agua al alcanzar la superficie del suelo está determinado por las características de la primera superficie de contacto, así como por las características de las capas del suelo (TRAGSA *et al.* 1998). Los bosques tropicales por su estructura, sistema radicular profundo, su sotobosque y la capa orgánica del suelo, condicionada por las características microclimáticas, tienen tasas muy altas de infiltración y se consideran como los mejores productores naturales del suelo. Estas propiedades, en la mayoría de los casos, y sobre todo en cuencas altas con precipitación incidente, compensan ampliamente las desventajas hidrológicas de los bosques: su alto gasto de agua por los procesos de transpiración e intercepción. Además la cobertura boscosa en cuencas altas tienen efectos favorables y mundialmente conocidos sobre el régimen hídrico (distribución, continuidad) y la calidad del agua, lo que tiene importancia particular para proyectos de agua potable y la producción de energía hidroeléctrica (Stadtmuller 1988).

Cuando no existe cobertura vegetal, aumenta el riesgo de escorrentía superficial y de erosión de los suelos. En el caso de que se cuente con una cubierta arbórea, el dosel produce la disminución de la velocidad y el tamaño de la gota con que cae en la superficie del suelo, reduciendo este efecto de impacto de la lluvia. Sin embargo, cuando se supera la capacidad máxima de intercepción de las hojas, la caída de las gotas causa un fuerte impacto en el suelo, obstruyendo sus poros, ocasionado encharcamientos y fuertes escorrentías, que pueden tener altos contenidos de contaminantes que caen a las fuentes de agua (Heuveltop 1986).

Maldonado (1999) mostró como se pierde el suelo debido al mal uso de la tierra. Diseñó dos experimentos en dos sitios distantes de 500 m, con pendientes y otras condiciones similares. Uno de los sitios había sido conservado con bosque natural, mientras que el otro se encontraba en pasto abandonado. Los resultados mostraron que la profundidad efectiva del suelo en el terreno con pasto

resultó de 45 cm menor respecto al terreno con bosque. La textura del suelo en el área con bosque era franco arenosa gruesa y franco arcillosa en el subsuelo, mientras que en el área de pasto abandonado era franco arcillosa desde la superficie. La diferencia observada se explica por la pérdida del horizonte superficial por escorrentía debido al sobreuso de la tierra.

El efecto de amortiguamiento del impacto, retardo del flujo y la infiltración del agua que llega al terreno se puede comprender plenamente si se observa esa capa bajo el bosque y en las áreas de regeneración por sucesión natural. También se puede entender la diferencia respecto a otras coberturas con menos biomasa, sin presencia de zona de mantillo y con menor espesor de la zona radicular, como es el caso del pasto o de los cultivos sin sombra (TRAGSA *et al.* 1998).

Se puede tener noción del efecto amortiguador que se espera del bosque respecto a cubiertas de pastos, Fournier (1998), menciona que para el bosque tropical lluvioso, la biomasa alcanza 45 kg/m², en arboledas y matorrales la biomasa llega a 6kg/m² mientras que en tierras de cultivos el valor indicado es de 1 kg/m².

Con respecto al efecto que tienen los restos vegetales y las capas de humus sobre los factores que determinan la escorrentía y la infiltración, TRAGSA *et al.* (1998) indican valores de escorrentía según el espesor de los restos vegetales para un tipo de bosques con una pendiente constante (Cuadro 1).

Cuadro 1. Valores de escorrentía según diferentes espesores de restos vegetales sobre el suelo.

Espesor (cm)	Escorrentía superficial
1.2	0.005
0.7	0.008
0.2	0.18
0.1	0.30

Con relación a la cobertura existente en una cuenca, Molchanov (1960) citado por TRAGSA *et al* (1998), demostró como en una superficie donde la cobertura boscosa fue de 0%, se obtuvo una

escorrentía que fluctuó entre 65 a 75%, mientras que con un 60% de cobertura boscosa la escorrentía fue de un 8%.

Al proveer mayor cobertura vegetal en el suelo se intenta reproducir, en parte, las condiciones favorables para la manutención de la estructura del suelo, la penetración del agua en el perfil y el crecimiento vegetal, tal como se observa en las condiciones naturales del bosque, aunque en dimensión e intensidad reducida (Cubero 2002). Los efectos negativos del uso intensivo de los suelos de laderas con poca o ninguna medida de conservación, y el uso irracional de pesticidas y fertilizantes, pueden traer drásticas consecuencias para la flora y fauna silvestre; y habitantes de la cuenca (Cubero 2002)

En definitiva y como sinopsis de lo expuesto, la vegetación en general y el bosque en particular, como sistema mas evolucionado, favorece la economía y la calidad de las aguas, regula las avenidas, transformando las escorrentías superficiales en dotaciones hídricas del suelo, mejora y conserva el suelo, además de favorecer paisajes y ambientes óptimos en cuanto marco para la vida, esparcimiento, estudio y descanso del hombre (TRAGSA *et al.* 1998).

2.2 Calidad de agua, conceptos y definiciones

El concepto de calidad de agua guarda estrecha relación con el uso que se le pretende dar. La civilización actual la emplea para: uso doméstico, industrial, hidroeléctrico, navegación, agrícola, pecuario, vida acuática y recreación, donde cada actividad tiene unas exigencias específicas en cuanto a su calidad, y a su vez, origina cambios en el agua utilizada. Los problemas surgen cuando un usuario afecta la calidad del agua en forma tal, que su valor queda disminuido para otro uso (Kirchmer 1977 citado por Beitia 1989). Autores como Ayers y Wescot (1987) consideran que el concepto de calidad de agua se refiere a las características del agua que pueden afectar su adaptabilidad a un uso específico, o sea a la relación que exista entre la calidad del agua y las necesidades del usuario.

Los usos específicos pueden tener diferente requerimiento de calidad, así el agua puede ser considerada de mejor calidad, si causa menos problemas. Por ejemplo el agua de un río puede ser

considerada con adecuada calidad para ciertos sistemas de riego, pero su carga de sedimentos o concentraciones de coliformes, inaceptable para consumo potable, sin antes ser tratada.

En forma general existen pocos términos relacionados al concepto de calidad del agua, estos son: a. *manejo de la calidad del agua*, el cual puede ser definido como el tratamiento de las características físicas químicas y biológicas del agua (Sanders *et al.* 1983).

Contaminación: es la introducción de sustancias dentro del agua en una concentración suficiente que la hace inútil para un propósito específico (APHA *et al.* 1969).

Monitoreo de la calidad del agua: es el proceso de colección de información de las características físicas químicas y biológicas del agua. Estos resultados ayudan a tomar decisiones (Sanders *et al.* 1983).

2.3 Tipos de contaminación

La contaminación de los cuerpos de agua tiene su origen en una variedad de causas naturales y antrópicas. Las causas de origen natural como es el caso de compuestos de las rocas que son disueltos en el agua, alterando de esta forma el contenido mineral del agua (APHA *et al.* 1969), y la contaminación de origen antrópico en una cuenca generalmente se caracteriza por emisiones de fuentes difusas y puntuales cuando las aguas son utilizadas.

Como el nombre lo indica los contaminantes difusos se originan de fuentes dispersas que llegan al agua a partir de diferentes puntos de la cuenca. Las fincas son generalmente citadas como fuentes de este tipo de contaminación porque los compuestos usados en agricultura (fertilizantes, pesticidas) pueden ser aplicados en diferentes parcelas en una cuenca, y llegar al agua a través del flujo directo, la escorrentía y percolación. Por el contrario las fuentes puntuales son concentradas e identificadas fácilmente. Estas fuentes puntuales (vertimientos domésticos e industriales a través de cañerías) son más fáciles de controlar y monitorear (Perry y Vanderklein 1996).

2.4 Control de la contaminación

El control de la contaminación del agua implica la inversión de recursos, y está directamente relacionado con las exigencias de calidad del agua para los distintos usos. Henningan (1973) señala que los objetivos del control de la contaminación son:

- Suministro de agua de consumo.
- Abastecimiento de agua para la fabricación y procesamiento de alimentos o enfriamiento.

- Suministro de agua para la agricultura que incluye ganadería e irrigación transporte y navegación.
- Condiciones óptimas para la sobrevivencia de la vida silvestre y para la conservación del agua, para el uso potencial de múltiples usos.
- Uso recreativo del agua, incluyendo el deleite estético
- Energía hidroeléctrica.
- Eliminación de desperdicios en forma satisfactoria, tanto en puntos concentrados como difusos.

2.5 Efectos de las actividades agrícolas en la calidad del agua

Los diferentes tipos de cobertura pueden ocasionar mayor o menor cantidad de escorrentía, que puede causar un cambio potencial en la calidad del agua. Actualmente los efectos varían enormemente dependiendo de las concentraciones o volúmenes de la descarga de contaminantes dentro del agua. Las áreas agrícolas con prácticas de manejo del suelo poco apropiadas, y con uso indiscriminado de pesticidas y fertilizantes pueden causar cambios en la cantidad y en las propiedades físicas, químicas y biológicas del agua, tales como: incremento de sedimentos (sólidos suspendidos), aumento de la materia orgánica, incremento de la demanda biológica de oxígeno (DBO), disminución de la concentración de oxígeno, cambios en la concentración de nutrientes, de la temperatura, pH, alcalinidad, microorganismos (bacterias y virus), alta concentración de tóxicos (pesticidas y fertilizantes) y la alteración de la estructura de la fauna acuática residente.

Estos parámetros son empleados para la evaluación de los impactos; es así como un considerable enriquecimiento orgánico y de otras sustancias, junto con la ocurrencia de la estación seca, producen el deterioro de la calidad del agua y del ecosistema (Dudgeon 1984; Bunn *et al.* 1986; Pinder y Farr 1987).

2.5.1 Sedimentos

Los sedimentos se producen debido a la erosión y generalmente están compuestos por materiales como arena, grava, limo y compuestos orgánicos, los cuales afectan la calidad de agua disponible para servicios sociales y ecológicos. Pueden afectar la vida útil de los embalses, la obstrucción de la toma de agua de las presas, obstaculizan la navegación al disminuir la profundidad de los cauces, incrementan los costos de potabilización del agua. También pueden afectar el régimen térmico, el ciclo de los nutrientes, y por ende, la vida acuática (Brooks *et al.* 1996; Perry y Vanderklein 1996).

Los organismos acuáticos pueden estar adaptados a determinadas condiciones naturales de sedimentos, pero cuando hay cambios abruptos en la concentración de los sedimentos se altera la funcionalidad de los ecosistemas y la potencialidad de uso para un buen servicio en las múltiples actividades (Brooks *et al.* 1996). En estudios efectuados por Novotny y Olem (1993), citados por Perry y Vanderklein (1996) se muestra que la deforestación y algunas prácticas agropecuarias causan áreas altamente erosivas.

La sedimentación puede ser medida en el agua por medio de parámetros como **la turbiedad**, una medición óptica de sedimentos como arcillas, limo, materia orgánica, plancton, y organismo microscópicos en una muestra. La turbiedad afecta todos los usos del agua y adiciona costos a su tratamiento (OPS 1987).

Sólidos totales, suspendidos, disueltos y la conductividad: la medida de sólidos totales incluye sólidos disueltos y sólidos suspendidos, los materiales disueltos u orgánicos incluyen calcio, bicarbonato, nitrógeno, hierro, sulfato y otros átomos encontrados en el agua. Un nivel constante de estos materiales es esencial para el mantenimiento adecuado de la vida acuática. Los sólidos suspendidos incluyen partículas de sedimento, barro de las corrientes de tierra, plancton y desechos industriales y drenaje. La alta concentración de sólidos totales ocasiona una baja calidad de agua y problemas de balance de agua para algunos organismos individuales. La alta concentración de sólidos disueltos puede llevar efectos laxantes en el agua para beber y contar con un mal sabor mineral en el agua.

La suma de todos los minerales disueltos en una muestra de agua se refiere normalmente como total de sólidos disueltos (TSD). Cuanto más alto es el valor de TSD mayor es la conductividad eléctrica del agua considerada. Aprovechando esta característica, una medida de la conductividad eléctrica (CE), en Microsiemens/cm ($\mu\text{S}/\text{cm}$) a 25°C , es usada frecuentemente para dar una estimación rápida y económica del total de sólidos (TSD ppm) disueltos en agua. La CE en una muestra de agua puede ser determinada rápida y fácilmente en laboratorio o campo.

Las aguas naturales, contaminadas o no, contienen una gran variedad de sustancias en disolución y en suspensión. Muchas de las sustancias disueltas son compuestos que producen partículas eléctricamente cargadas (iones), por lo que la conductividad es tenida en cuenta durante las mediciones (Roldán 1992).

En cuanto a la conductividad, la mayoría de las sales inorgánicas, ácidos y bases se separan o dividen en iones dentro del agua. A pesar de que no se refiere a unas sustancias de manera particular, los cambios en la conductividad pueden indicar procesos de intrusión salina y otras fuentes de contaminación (OPS 1987).

La relación entre la conductividad y la concentración de sólidos disueltos es usualmente lineal para la mayoría de las aguas naturales. Las variaciones en esta relación indican cambios en las proporciones de diferentes sales y por lo tanto, en las fuentes de sustancias disueltas que ingresan a la masa de agua (OPS 1987). Los sólidos en suspensión disminuyen la transparencia del agua y dificulta los procesos fotosintéticos; si se sedimentan y se forma el fango, se produce cambios en el ecosistema béntico del río (Sagastizado 2001).

2.5.2 La salinidad

Un incremento en la salinidad de las aguas superficiales y subterráneas puede tener efectos perjudiciales para los usos del agua en la cuenca baja, por ejemplo para el agua de riego o el abastecimiento a núcleos de población. El impacto de los usos de la tierra sobre la salinidad depende del clima, así como de los factores geológicos.

Las actividades de riego y drenaje podrían conducir a un incremento de la salinidad en las aguas superficiales y subterráneas como consecuencia de la evaporación y del lavado de sales de los suelos. Esto constituye un especial problema en las zonas áridas, donde el agua del drenaje subterráneo siempre tiene una mayor concentración de sales, una mayor dureza y una mayor tasa de absorción de sodio que el agua suministrada (FAO 2000). Las aguas de drenaje procedentes de la agricultura bajo riego podría también conducir a un incremento en la concentración de selenio en las aguas subterráneas y superficiales (Postel 1993 citado por FAO 2000).

Una alta tasa de aplicación de fertilizante de cloruro de potasio puede conducir a un incremento en el lavado de cloruros a las aguas subterráneas. En Sri Lanka, por ejemplo, se ha estimado que en algunas zonas de agricultura intensiva, los niveles de cloruros en las aguas subterráneas podrían alcanzar los 400 mg/l en el año 2010 con las tasas actuales de aplicación de fertilizantes, lo cual excede de largo la concentración aceptable para agua para consumo humano, tal y como determina la OMS (250 mg/l) (BGS *et al.* 1996).

En las zonas costeras, la extracción de agua para actividades agrícolas podría contribuir indirectamente a la salinización de los recursos hídricos. La extracción de agua subterránea

para riego, uso doméstico o industrial puede tener como resultado la intrusión del agua de mar en el acuífero, y consecuentemente una salinización de los recursos hídricos subterráneos (FAO 2000). Un descenso en el caudal del río debido a la extracción en la cuenca alta o la construcción de embalses puede favorecer la entrada de agua salina en la zona del estuario (FAO 2000).

2.5.3 Materia orgánica, Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Oxígeno Disuelto

La materia orgánica es uno de las principales contaminantes que afectan la calidad del agua. Cuando la materia orgánica entra al agua, los microbios y macroinvertebrados colonizan e inician el proceso de su descomposición. Durante este proceso los microorganismos consumen oxígeno disuelto en el agua, en proporción similar al material consumido, ocasionando que la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) se incremente, lo que puede disminuir la diversidad de organismos acuáticos y generar olores indeseables si se desarrollan las condiciones anaeróbicas (Canter 1998, Roldan 1992, OPS 1987).

Las mediciones de DBO son usadas como indicadores de contaminación. Sin embargo, también se puede medir la Demanda Química de Oxígeno, que indica además del material biodegradable, el material no biodegradable presente (Roldan 1992). La concentración del oxígeno, otro parámetro importante, para evaluar la contaminación del agua superficial, varía también con la temperatura, la presión atmosférica, el movimiento de agua, los procesos fotosintéticos, y por la presencia de detergentes y jabones que pueden impedir la reoxigenación del agua, afectando la flora, fauna y la calidad del agua en general (Perry y Vanderklein 1996) (OPS 1987).

2.5.4 Nutrientes

El fósforo y el nitrógeno provienen de las rocas y de la mineralización de la materia orgánica a través de la descomposición microbiana. Estos nutrientes son esenciales para las comunidades biológicas, sin embargo, la alta concentración en el agua puede causar eutrofización, crecimiento exagerado de algas, disminución del oxígeno disuelto, incremento de la carga orgánica. Estos cambios alteran la calidad del agua y pueden reducir la diversidad de los organismos acuáticos, incrementar el crecimiento de grandes plantas y afectar la recreación. Los nutrientes más comunes en el agua son los nitratos y los fosfatos (Roldán 1992; Perry y Vanderklein 1996).

2.5.5 Temperatura

El incremento de la temperatura del agua puede causar efectos locales dramáticos en el ecosistema acuático; esto se puede originar cuando un vertido de alta temperatura cae la fuente de agua o cuando la vegetación circundante es removida (Brooks *et al.* 1991). Además, las pérdidas en cola procedentes de las descargas de las zonas de riego pueden causar un incremento en la temperatura del cauce receptor (FAO 2000).

La temperatura del agua es crítica porque regula todas las actividades metabólicas; por esta razón, al haber incremento de temperatura, las tasas de respiración se pueden incrementar, hay disminución de la solubilidad del oxígeno, se aumenta la tasa de mineralización de la materia orgánica y por ende el consumo de oxígeno (FAO 2000). Por lo tanto, la calidad del agua es alterada, ocasionando en los organismos acuáticos estrés fisiológico, como enfermedades, así como disturbios en el comportamiento biológico como la puesta de huevos, la migración y la habilidad de competir (Mason 1991; Margalef 1983; Perry y Vanderklein 1996).

2.5.6 El pH y la alcalinidad: el pH es el potencial de hidrogeniones (H^+) e indica la concentración de estos iones en el agua, el cual puede alterarse durante la degradación de la materia orgánica (Roldán 1992). En aguas naturales no contaminadas, el pH es gran parte controlado por la alcalinidad del agua, que está íntimamente ligada a las formas en las cuales se encuentra el dióxido de carbono en el agua. El agua suele contener bicarbonatos (cálcico, sódico, magnésico) y carbonatos (cálcico), los cuales son búfer que resisten a cambios en la concentración de hidrogeniones. Aquellas aguas que tienen alcalinidades altas resisten los cambios de pH.

La alcalinidad depende de la naturaleza del terreno y de las rocas con que esta en contacto. Cuando se habla de alcalinidad del agua no se hace referencia a su pH sino su capacidad para neutralizar un ácido, o en otras palabras, es la forma de expresar la cantidad de carbonatos u bicarbonatos en el agua (a su capacidad para neutralizar un substrato por el efecto amortiguador o tampón de sus carbonatos y bicarbonatos) y se mide por la cantidad de ácido que sería necesario añadirle para variar su pH (Roldan 1992).

El pH es un gran criterio para evaluar la calidad del agua, porque limita la posibilidad de vida acuática y de muchos usos del agua (OPS 1987).

2.5.7 La Dureza: tipos de cationes. Agua dura y blanda.

La dureza es una propiedad del agua que está relacionada a uso doméstico y la tendencia a producir espuma o coagulación de jabones o escamas e incrustaciones en los tanques de caldera en aplicaciones industriales.

El agua naturalmente contiene usualmente iones de calcio (Ca^{++}), magnesio (Mg^{++}), hierro como ion férrico (Fe^{+++}) y posiblemente otros iones como sodio, potasio, etc. La dureza del agua es causada por la cantidad de iones calcio y magnesio presentes. El agua es considerada dura cuando la concentración total de estos iones está por encima de cierto nivel. Por ejemplo el agua con menos de 50 ppm es considerada un agua blanda, 50 a 100 ppm como de dureza media y entre 100 - 200 ppm como agua dura. El agua dura es apta para propósitos de irrigación; agua con una dureza de menos de 150 ppm es adecuada para propósitos domésticos. Aguas muy blandas son corrosivas para las tuberías de conducción de agua. *El grado de dureza* es una medida de la concentración total, en peso, de los iones mencionados en el agua (calcio magnesio), expresada como equivalente carbonato de calcio usualmente medida en partes por millón o miligramos por litro (Tebbut 1999).

Aunque la dureza casi siempre lleva asociada a la alcalinidad, dado a que se pueden formar compuestos como es el caso del carbonato de calcio que puede aportar valores tanto a la alcalinidad y dureza, esta última debe ser objeto de una medición separada, porque podría darse el caso de tener un agua dura que no fuera alcalina, por ejemplo con un alto contenido de cloruro cálcico o magnésico. En este caso el daño no sería por alcalinidad sino por toxicidad del ión cloruro (Roldan 1992).

2.5.8 Microorganismos presentes en el agua

El agua superficial puede estar sometida en mayor o menor grado a la contaminación por microorganismos provenientes de los desechos y vertimientos de origen agrícola y doméstico. Estos microorganismos difieren en su número y el grado en que afecta su calidad, según la procedencia del agua, su composición de elementos nutritivos, las condiciones biológicas, climatológicas, y geográficas (Cooper y Lipe 1992).

Las bacterias que se encuentran en el agua pueden agruparse en tres categorías: bacterias naturales del agua, bacterias del suelo y bacterias de origen intestinal. Las dos primeras clases de bacterias generalmente no tienen importancia sanitaria, mientras que los organismos de origen intestinal son

responsables de enfermedades de origen hídrico. Entre los organismos de origen intestinal se encuentran los provenientes de la flora normal del intestino del hombre y de los animales de sangre caliente, considerándolas indicadores de contaminación (Roldán 1992).

En los análisis rutinarios de laboratorio no se acostumbra a diferenciar cada uno de estos organismos, ya que se les considera a todas de forma colectiva, como miembros del grupo coliforme, dándole la misma importancia desde el punto de vista sanitario. La determinación de la presencia del grupo coliformes constituye el indicio más delicado y fidedigno de polución, así como de la eficacia de la purificación y de la potabilidad del agua (Brooks *et al.* 1996, Roldán 1992).

Específicamente los coliformes fecales, bacterias de origen intestinal, se encuentran asociadas al tracto digestivo de los mamíferos, incluyendo a los humanos, es un indicador de presencia de material fecal reciente en el cuerpo de agua. Esto nos indica que puede existir una alta probabilidad de encontrar bacterias fecales patógenas. Se denominan coliformes, debido a que tienen la capacidad de fermentar lactosa, fermentación que produce ácido y gas. La aparición de estos productos se da después de 24 horas a 44 °C. Los coliformes totales se identifican al fermentar lactosa, después de 24 horas, a 37 °C (OPS 1987; Tebbutt 1999).

2.5.9 Tóxicos químicos

Dentro de este grupo se incluyen los pesticidas, herbicidas y fertilizantes usados globalmente para aumentar la productividad en la agricultura, los cuales al ser introducidos en el agua, causan efectos en la salud humana y en la biota acuática (Cooper y Lipe 1992).

Metales pesados

Las prácticas de uso de la tierra podrían contribuir directa o indirectamente a un incremento en la concentración de metales pesados en los recursos hídricos. Un aporte directo es la aplicación de estiércol procedente de la actividad ganadera y de los lodos procedentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales, que podrían tener altas concentraciones de metales pesados. Por ejemplo, el estiércol de porcino contiene a menudo altas concentraciones de cobre (FAO 1996, citado por FAO 2000). Indirectamente, el uso de la tierra podría afectar las concentraciones de metales pesados en las aguas superficiales y subterráneas, incrementando la movilidad de los

metales de origen humano o geológico en el suelo. Los metales pesados en el suelo podrían ser transferidos a las masas de agua mediante los procesos erosivos. La acidificación del suelo, causada por la volatilización del amoníaco procedente de la aplicación de estiércol o en los establos de los animales, podría incrementar la solubilidad de los metales pesados almacenados en el suelo y, por tanto, su introducción en el agua subterránea y superficial. Unas altas tasas de extracción del agua subterránea pueden alterar el entorno químico del suelo, conduciendo a un incremento en la movilidad de los metales pesados de origen geológico. Esta podría ser la razón del incremento en la concentración de arsénico en Bangladesh (FAO 2000).

2.6 Descripción del ecosistema acuático

Un ecosistema fluvial es un mosaico conformado por poblaciones que interactúan unas con otras (McIntosh 1967) y por un conjunto de factores medioambientales que crean variados hábitats que son ocupados por diferentes organismos a lo largo del río y en las diferentes épocas del año.

2.6.1 Distribución espacial

Las comunidades acuáticas están influenciadas por factores ambientales tales como temperatura del agua, velocidad de la corriente, naturaleza del sustrato y flujo. Este último adquiere un papel dominante ya que con él se relacionan otros factores físicos químicos como el oxígeno, pH, turbidez, etc. (Margalef 1983). Dichos factores se encuentran en forma de gradientes a lo largo del río y condicionan diversos hábitats que son ocupados por diferentes especies, según sean sus adaptaciones morfológicas y fisiológicas para poder vivir en determinado medio. Estas condiciones contribuyen a definir una zonificación aproximada de la fauna típica a lo largo del río y en las diferentes épocas del año (Illies y Botosaneanu 1963).

Basados en esta zonificación y tomando como elementos principales de la fauna a los insectos y peces, se ha sugerido una subdivisión natural a lo largo del río:

- Crenón: tramo superior del río, presenta cauce angosto, las piedras del lecho son de gran tamaño, gran velocidad de corriente y pendiente, su temperatura es menor de 20 °C y los organismos dependen del aporte del material alóctono del bosque ribereño.
- Ritrón: tramo medio del río, presenta un cauce mayor, las piedras del lecho disminuyen su tamaño, la temperatura fluctúa entre 20 a 22 °C; la productividad primaria es baja, por lo tanto los organismos dependen aún del material alóctono.

- Potamo: parte inferior del río, el cauce es mayor, se presenta incremento de turbiedad por las partículas que provienen de aguas arriba, la pendiente y velocidad de corriente son menores, favoreciendo la sedimentación y una menor oxigenación. El lecho del río está conformado por piedras de menor tamaño y gran cantidad de sedimentos. En esta zona la productividad primaria es alta.

2.6.1.1. Tipos de hábitat acuáticos

Según Roldan (1992) La fauna de macroinvertebrados recibe diferentes nombres de acuerdo a con que vivan en el fondo, naden o floten en la superficie.

El termino bentos o fauna béntica se refiere a todos los organismos que viven en el fondo de lagos y ríos adheridos a un substrato ya sea rocas, residuo vegetal, sedimento, plantas acuáticas o enterrados en el substrato. Por ejemplo debajo de las rocas es común encontrar efemerópteros, tricopteros, coleopteros, plecoterros, dipteros y megalopteros. Algunos están adheridos con ventosas como es el caso de las sanguijuelas, otro mediante ganchos, uñas o secreciones como muchos tricopteros que adhieren sus casas a las rocas y vegetación con estas sustancias.

El termino neuston se refiere a los organismo que viven en la superficie del agua caminando, patinando o brincando. Sus uñas, sus patas y exoesqueleto están recubiertos por una cera que los hace impermeables al agua. Bajo el termino necton se agrupan todos aquellos que nadan libremente en el agua, de la misma forma que lo hacen los peces.

El termino plancton se refiere al grupo de animales que tiene como hábitat principal la columna de agua, lo cuales se desplazan acorde a la corriente, pues no presentan movimiento propio. Se dividen el zooplancton y fitoplancton.

2.6.2 Distribución temporal

En la región tropical las variaciones de temperatura anual son mínimas. No obstante se distinguen dos períodos claramente delimitados (lluvioso y seco), que influyen fuertemente en el ecosistema acuático y que ocasionan variaciones en los caudales y en las características fisico-químicas, creando un ambiente altamente dinámico (Cressa 1986).

La comunidad de macro-invertebrados bentónicos se encuentra influenciada por las variaciones climáticas que producen cambios fisico-químicos en el agua y en la disponibilidad de alimento; por

lo tanto, a lo largo del año se observa la presencia de unos u otros organismos en determinadas épocas (Cummins y Klug 1979).

Los organismos presentan adaptaciones en su ciclo de vida acoplada a variaciones climáticas cuya finalidad es garantizar una mayor sobrevivencia de los individuos que integran la población. Una cohorte de corta duración al final de la época seca disminuye el riesgo de mortalidad al cual las ninfas están sometidas al principio de la época lluviosa por efectos mecánicos en la superficie de sedimentos, producto de un aumento de caudal del agua. Este efecto abrasivo puede destruir los refugios y alterar la textura de los sedimentos, de tal manera que los procesos fisiológicos de respiración y alimentación no se realizan normalmente (Cressa 1986).

En estudios realizados se observó fluctuaciones en la densidad poblacional del Orden Ephemeroptera; dicha fluctuación es ocasionada al sufrir variaciones los parámetros físico químicos. Es así como los cambios en los patrones estacionales afectan los ciclos de emergencia de insectos terrestres y acuáticos en el trópico (Wolda 1978).

En Australia se ha observado que en época de verano donde existe flujos bajos, se detecta concentración baja de oxígeno; viéndose así limitada el número de especies. Estas condiciones favorecen la presencia de los quironómidos, particularmente de *Tanytarsus* y *Riethia*, observándose en el ecosistema baja diversidad, esto asociado con la disminución de la riqueza y de la equidad (Bunn *et al.* 1986). Marchant (1982) observó que en el trópico a lo largo del año las condiciones pueden producir un desarrollo rápido de los organismos, principalmente en los períodos de óptimo desarrollo de la vegetación acuática que sostiene las poblaciones. Los huevos depositados en el pico de una gran emergencia puede desarrollarse a diferentes tasas (por ej. Thomforde y Fremling 1968, citado por Marchant 1982).

Se ha sugerido que hay otros factores que influyen en estas variaciones como la predación. Cressa (1986) en Venezuela observó que la especie *Campsurus sp* (Orden Ephemeroptera) sufrió una disminución en su población en determinada época debido a la acción predatora de peces del género *Aequidens*.

2.7 Monitoreo de la calidad del agua

Para evaluar la cantidad y clases de sustancias presentes en el agua se requiere efectuar medidas de calidad de agua que den información representativa del estado de calidad de agua existente (Brooks et al 1996). Este tipo de muestreo es importante efectuarlo de manera representativa, porque el análisis de muestras continuas de calidad de agua presenta altos costos.

Los programas de monitoreo de calidad de agua son de suma importancia, pues ayudan a la toma de decisiones. El primer paso para iniciar un programa de monitoreo es definir de manera clara el problema, los objetivos y metas. Posteriormente es necesario establecer la frecuencia del muestreo, las épocas del año en que se efectuará y los puntos en las fuentes de agua, donde se va a coleccionar la información biofísica y química. La frecuencia de muestreo es determinado teniendo en cuenta la variabilidad de los datos, costos del muestreo, objetivos del muestreo, etc. Autores como Brooks et al (1996), clasifican los programas de monitoreo, según sus objetivos. Los clasifican de manera mas resumida de la siguiente forma:

2.7.1 Causa y efecto: consiste en establecer los efectos de acciones específicas que puedan estar afectando la calidad del agua. Por ejemplo efectuar un monitoreo para observar como las actividades de aprovechamiento forestal pueden ocasionar aumento en las concentraciones de sólidos suspendidos en el agua o en diferentes parámetros biofísicos y químicos del agua (Brooks et al 1996).

2.7.2 Línea base: la información generada ayuda a determinar cuales son las tendencias de la calidad del agua en una localidad específica. Uno de las preguntas que se pueden efectuar es: Como la calidad del agua varia a lo largo del tiempo, al implementar acciones de manejo sostenible en una cuenca?.

2.7.3 Control de estándares de calidad de agua: la información coleccionada es comparada con los estándares de calidad de agua, establecidos para determinado uso. Por ejemplo se desea evaluar una muestra de agua con el fin de destinarla para consumo humano. Los resultados obtenidos en el laboratorio, de la muestra de agua coleccionada, son comparados con los estándares, obteniendo conclusiones de si el agua es apta para la actividad específica o para recomendar cual será el tipo de tratamiento que debe seguir para que sea apta.

2.7.4 Inventario: consiste en evaluar las condiciones de calidad del agua con el fin de identificar los puntos de la cuenca que pueden ser destinados a la recreación, natación y otras actividades humanas (Brooks et al 1996).

Análisis de los datos:

Causa efecto: con el fin de lograr el objetivo del monitoreo, se puede establecer un diseño de análisis denominado cuencas pareadas, o el antes y el después. En el modelo de cuenca pareadas, se compara una estación de monitoreo en la cuenca no afectada con la otra estación de monitoreo con el tratamiento en otra cuenca. Finalmente se efectúa un análisis de regresión con el fin de determinar estadísticamente las diferencias por los efectos del tratamiento.

Con el segundo diseño, del antes y después, se establece una estación donde no hay efectos, otra estación donde existe el efecto, y una estación de monitoreo aguas abajo del tratamiento. Los efectos del tratamiento pueden ser determinados con métodos estadísticos, de comparación de medias o comparación por análisis de regresión entre dos estaciones (Ponce 1980; Brooks et al 1996).

Control de estándares de calidad de agua: con el fin de lograr este objetivo puede emplearse el modelo del antes y el después, donde las estaciones de muestreo son localizadas en zonas donde existen actividades humanas particulares, donde se desea evaluar si en estos puntos de monitoreo la calidad del agua es afectada, excediendo los estándares de calidad de agua para determinado uso.

Línea base e inventario: las estaciones de monitoreo pueden ser localizadas en ríos naturales, los cuales son caracterizados con los parámetros biológicos y físico-químicos de calidad de agua. Estos ríos son monitoreados a través del tiempo, ser en una o dos estaciones de monitoreo, y los datos son comparados, con el fin de observar las tendencias a través del tiempo (Ponce1980; Brooks et al 1996).

2.8 Diagnóstico de la calidad de agua con base en análisis físico-químicos y biológicos

Para analizar la perturbación sufrida en un ecosistema, los métodos tradicionalmente utilizados han sido los físico-químicos, pero estos dan tan solo información puntual del estado del agua. Actualmente los análisis biológicos que se efectúan con base a organismos están siendo fuertemente implementados, ya que dan información de lo que aconteció días y horas antes de la toma de la

muestra. Además, el análisis biológico es más económico que el físico-químico, debido a los altos costos que han tenido en los últimos años los equipos y reactivos de laboratorio (Alba-Tercedor 1996). Es aceptado que el análisis biológico no reemplaza la información físico-química, pero ambos convergen y se complementan (Cairns y Dickson 1971; Benfield *et al.* 1987).

2.8.1 Variables físico químicas

Los variables físico químicas más empleadas para determinar la utilización del agua bajo el punto de vista higiénico, alimenticio e industrial son: el pH, alcalinidad, dureza, oxígeno disuelto, fósforo, nitrógeno, Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), turbiedad, sólidos totales, disueltos, conductividad eléctrica, y análisis bacteriológicos.

A partir de ellos se han creado índices que constituyen las clasificaciones cualitativas y cuantitativas. Estos índices tienen el propósito de simplificar la información para que pueda ser útil para la toma de decisiones; se concentran en los factores ambientales claves y comunican información sobre la calidad del medio afectado (Sagastizado 2001). Con el uso de estos índices sobre el estado de conservación o degradación de los recursos se busca facilitar la interpretación y entendimiento de los parámetros físico-químicos convencionalmente usados.

El ICA, índice físico químico de calidad, fue desarrollado por la Fundación Nacional de los Estados Unidos. Utiliza los parámetros convencionales de calidad como oxígeno disuelto, bacterias coliformes fecales, pH, Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), nitratos, fosfatos, variación de la temperatura en el agua y ambiental, turbidez y sólidos totales (Rojas 1991).

El índice de Calidad de Agua (ICA) se calcula a partir de la siguiente ecuación:

$$ICA = \sum I * W$$

Cada variable tiene su peso relativo (W) que depende de su relación con la calidad de agua. La importancia del peso asignado o relativo a cada parámetro se tomo sobre la base de la propuesta por Lobo (2000) Rojas (1991). El subíndice (I) que corresponde a cada concentración dada, se calculó con las ecuaciones que corresponden a gráficas propuestas por Brown et al (1970), quienes propusieron la estructura general para el índice citado por (Ott 1981).

El ICA se calcula de la siguiente forma: $ICA = \Sigma (\text{Sub índice ox disuelto} * 0.17) + (\text{Sub índice coliformes fecales} * 0.15) + (\text{Sub índice pH} * 0.12) + (\text{Sub índice DBO} * 0.10) + (\text{Sub índice nitratos} * 0.10) + (\text{Sub índice fosfatos} * 0.10) + (\text{Sub índice Temperatura} * 0.10) + (\text{Sub índice Turbidez} * 0.08) + (\text{Sub índice Sólidos totales disueltos} * 0.08)$

El peso de cada variable (W) y la importancia del parámetro en la evaluación con el ICA, aparece en Cuadro 2.

Cuadro 2. Peso asignado a cada uno de las variables físico químicos.

Parámetro o Variable (I)	Peso asignado (W)	Importancia del parámetro
Oxígeno disuelto (% de saturación)	0,17	Condiciones críticas para la vida acuática
Coliformes fecales NMP/100ml	0,15	Contaminación fecal, limitante para aguas de consumo humano
Potencial de hidrógeno pH	0,12	Condiciones para la vida acuática y agua potable
Demanda Biológica de Oxígeno (DBO 5)	0.1	Materia orgánica biodegradable, limitante para aguas de consumo humano
Nitratos (mg/l)	0,1	Determina niveles de eutrofización /riesgo por consumo
Fosfatos (mg/l)	0,1	Determina niveles de eutrofización
Temperatura (°C)	0,1	Determina niveles de eutrofización
Turbidez (NTU/JTU)	0,08	Limitante para aguas de consumo humano
Sólidos Totales (mg/l)	0,08	Limitantes para agua de consumo humano

El ICA se trabajó con la escala de gradación y rangos de clasificación normalizados por (Rojas 1991), los cuales están basados en normas para la utilización de cuerpos de agua de uso público y protección de flora y fauna (Cuadro 3).

Cuadro 3. Puntuaciones asignadas para la evaluación físico química de la calidad del agua con el índice ICA

Estado de la calidad del agua	Puntuación
Optimo	100-80
Bueno	70-50
Aceptable	49-35
Inadecuado	34-25
Muy malo	24-0

2.8.2 Análisis biológico

En la vigilancia y control de la contaminación, con base en organismos como bioindicadores, existen múltiples metodologías que utilizan una amplia variedad de seres vivos como bacterias, protozoos, algas, macrófitos, macro-invertebrados y peces (Alba-Tercedor 1996).

2.8.2.1. Utilización de los macro-invertebrados como indicadores de calidad de agua

De todas las metodologías, las basadas en el estudio de macro-invertebrados acuáticos son las más utilizadas, debido a que éstos son relativamente grandes y tienen un ciclo de vida largo que los hace permanecer en el agua el tiempo suficiente para detectar la perturbación, por lo que son sensitivos a los impactos de fuentes difusas y puntuales. Los macroinvertebrados acuáticos son muy diversos y con una amplia gama de tolerancia frente a la contaminación, y pueden ser usados para medir el impacto de la contaminación térmica, la sedimentación. Además su muestreo es fácil y existen técnicas de colecta estandarizadas de medición, que no requiere equipos costosos (Alba-Tercedor 1996).

2.8.2.1.1 Qué son los macro-invertebrados?

Son organismos que se observan a simple vista. Normalmente poseen un tamaño mayor a 0.5 mm. Dentro de este grupo se encuentran: Poríferos, Hidrozoos, Turbelarios, Oligoquetos, Hirudineos, Insectos, Arácnidos, Crustáceos, Gasteropodos y Bivalvos. Estos viven en lagos y ríos enterrados en el fondo, sobre rocas y troncos sumergidos, adheridos a vegetación flotante o enraizada. Algunos nadan libremente dentro del agua o sobre la superficie (Roldán 1992). Ejemplo de estos organismos son los insectos como los pertenecientes a Trichoptera, Ephemeroptera, Plecoptera, Díptera, Coleoptera, Megaloptera y Hemíptera.

Ciertos macroinvertebrados son conocidos como hidropnéuticos por su capacidad de tomar oxígeno directamente del agua, presentando prolongaciones del integumento conocidas como branquias o agallas mediante las cuales aumentan la superficie respiratoria del cuerpo, aunque otros dependen del oxígeno atmosférico. Los macro-invertebrados presentan adaptaciones para adherirse al substrato mediante ganchos y secreciones (Roldán 1992). En general son organismos que poseen diferentes adaptaciones para alimentarse, perteneciendo a varios grupos funcionales de alimentación.

Los macroinvertebrados bentónicos cumplen un papel importante en los ecosistemas acuáticos se alimentan de las algas, que muchas pueden producir mal olor y sabor al agua, se alimentan de la materia orgánica de origen terrestre y son una de las principales fuentes alimenticias de los peces (MacDonald et al 1991).

2.8.2.1.2 Macro-invertebrados como indicadores de calidad de agua

Su utilidad como indicadores se basa en encontrarse en todos los sistemas acuáticos, por lo que favorecen los estudios comparativos y la taxonomía de muchos grupos está bien estudiada (Hellowell 1986).

Dichos organismos colonizan hábitat acordes a las exigencias ambientales donde se adaptan. Estos cambios u otros a nivel morfológico, fisiológico o de desarrollo de estos organismos pueden indicar que las condiciones físicas y/o químicas están fuera de sus límites naturales (Rosenberg y Resh 1993). Para llevar a cabo los análisis de calidad de agua es importante identificar y clasificar taxonómicamente los organismos, con el fin de recopilar dicha información dentro de un parámetro que permita asignar valores a los datos acumulados a través del análisis de las comunidades y fijar criterios acerca del grado de perturbación de un ecosistema (Zúñiga de Cardoso *et al.* 1994).

Los métodos biológicos para determinar la calidad de las aguas, han sido usados en Europa desde principios de siglo. Sin embargo, sólo en la década de los 50 se tuvo mayor consideración en las respuestas que ofrecían plantas y animales como evidencia directa de la contaminación (Alba-Tercedor, J. 1996).

En el trópico no existen muchos antecedentes sobre la aplicación de indicadores de índices bióticos que consideren el uso de macroinvertebrados bentónicos para establecer la calidad de las aguas de los sistemas fluviales. La falta de especialistas en el tema, queda de manifiesto frente a las escasas

publicaciones que se tienen de la composición taxonómica de las especies (Figuroa et al 2002), lo que eventualmente puede justificar el uso de Índice Bióticos que no requieren del conocimiento acabado de la fauna a nivel específico, lo que es compensado con un buen conocimiento de las familias más importantes y de los grupos menos abundantes. Trabajos efectuados por Zúñiga et al (1992) y Figuroa et al (2002) aplicaron índices ampliamente aplicados en Europa y Estados Unidos, los cuales adaptaron a las condiciones locales de Colombia y Chile respectivamente, con base en la fauna predominante en cuerpos de agua con diverso nivel de deterioro ambiental.

2.8.2.2 Métodos biológicos utilizados para evaluar la calidad del agua

Para el monitoreo de las alteraciones de los cursos de agua se han desarrollado numerosos métodos o índices que tratan de interpretar la situación real o grado de alteración de los ecosistemas acuáticos (Hellowell 1978, Mason 1991).

Los índices bióticos y los métodos multivariados han sido comúnmente utilizados para el monitoreo biológico (Norris y Georges 1993, Norris y Norris 1995) y para resumir la respuesta de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos frente a las perturbaciones. Uno de los métodos comúnmente utilizados para detectar la contaminación ha sido el índice de diversidad de Shannon-Weaver (Mc Cune y Grace 2002).

$$H = - \sum p_i \log p_i, \quad p_i = n_i/N$$

Donde: H = índice de diversidad de Shannon

n_i = número de individuos de la especie i

N = población total de las especies

Log = logaritmo natural

Uno de los problemas que se tiene con el índice de diversidad de de Shannon-Weaver estriba en hacer corresponder a un determinado valor del índice con su significado respecto a la calidad (Alba-Tercedor 1988). Whilhm y Dorris (1968) tras estudiar las variaciones del índice de Shannon (Mc Cune y Grace 2002) en aguas con distintos grados de contaminación, consideraron intervalos con una significación respecto de la calidad de las aguas, donde valores superiores a 3 indican aguas limpias, entre 1 y 3 aguas ligeramente contaminadas y valores inferiores a 1 corresponden a aguas intensamente contaminadas. La aplicación de este criterio es problemático ya que por un lado diferencia pocos grados de contaminación, y por otro, los valores de la diversidad varían según el nivel de agrupamiento taxonómico considerado (Prat *et al.* 1984).

La mayoría de los índices que se han sido utilizando requieren identificación de los organismos, a nivel específico (Chandler 1970, García de Jalon y González del Tánago, 1986, Prat *et al.* 1984) o genérico, lo cual dificulta su aplicación, dada la problemática de identificación de algunos grupos de macroinvertebrados acuáticos y sobretodo, por la falta de claves de identificación adaptadas a la fauna local. Solamente algunos índices como es el caso del BMWP (Biological Monitoring Working Party Score System; (Armitage y Moss 1983) son de fácil aplicación, ya que no requiere identificación más que a nivel de familia y ha sido recomendado para el seguimiento de las alteraciones. Sin embargo es necesario adaptarlo a las condiciones locales donde se desea evaluar.

El principio del BMWP consiste en que a cada familia se le asigna un puntaje de acuerdo a sus características como bioindicador. La suma total de puntuaciones da el índice, clasificando las estaciones desde buenas (Clase I) hasta fuertemente contaminadas (Clase V). A cada una de estas clasificaciones se le asigna un color que es utilizado para las representaciones cartográficas (Cuadro 4).

Cuadro 4. Puntuaciones asignadas para la evaluación biológica de la calidad del agua con el índice BMWP.

CLASE	VALOR BMWP	SIGNIFICADO	COLOR
I	>150 101-120	Aguas muy limpias Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible	Azul
II	61-100	Son evidentes algunos efectos de contaminación	Verde
III	36-60	Aguas contaminadas	Amarillo
IV	16-35	Aguas muy contaminadas	Naranja
V	<15	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo

Otro de los índices aplicados en la evaluación de la calidad del agua ha sido la riqueza de géneros de macroinvertebrados pertenecientes al orden: Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT), los cuales son considerados generalmente intolerantes a la contaminación (Crawford y Lenat 1989; Plafkin *et al* 1989; Kerans y Karr 1994, citado por Malmqvist y Hoffstein 1998).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Descripción del área de estudio

La investigación se efectuó en la subcuenca del Río Tascalapa zona de referencia del CIAT (Centro Internacional de Agricultura Tropical), ubicada en el centro de Honduras. La importancia de este estudio radica en que el Río Tascalapa es tributario del Río Sulaco, el cual desemboca en la represa del Proyecto Hidroeléctrico El Cajón, una de las fuentes principales de generación eléctrica de Honduras (Figura 1).

La subcuenca tiene una superficie de aproximadamente 112.8 km², abarca parte del municipio de Yorito y Sulaco (Figura 1). La subcuenca del Río Tascalapa se encuentra conformada en la parte alta y media por las microcuencas: Jalapa, Luquigue, y Ojo de Agua (Figura 2) (CIAT 2000).



Figura 1. Mapa de Honduras y la ubicación del sitio de estudio, subcuenca del Río Tascalapa, departamento de Yoro, Honduras.

La microcuenca del Río Jalapa está ubicada en la montaña el Macuzal, la que se extiende generalmente del suroeste a noroeste en el Departamento de Yoro. Dentro de la clasificación geomorfológica pertenece a un río de montaña, la topografía predominante es fuertemente quebrada a escarpada. Hay inclusión en la parte baja de muy pequeños vallecillos intermontanos de acumulación, con topografía ligeramente ondulada a ondulada con pendientes entre 2 a 15%. El material parental esta constituido por rocas igneas intrusitas del Cretácico (CIAT 2000).

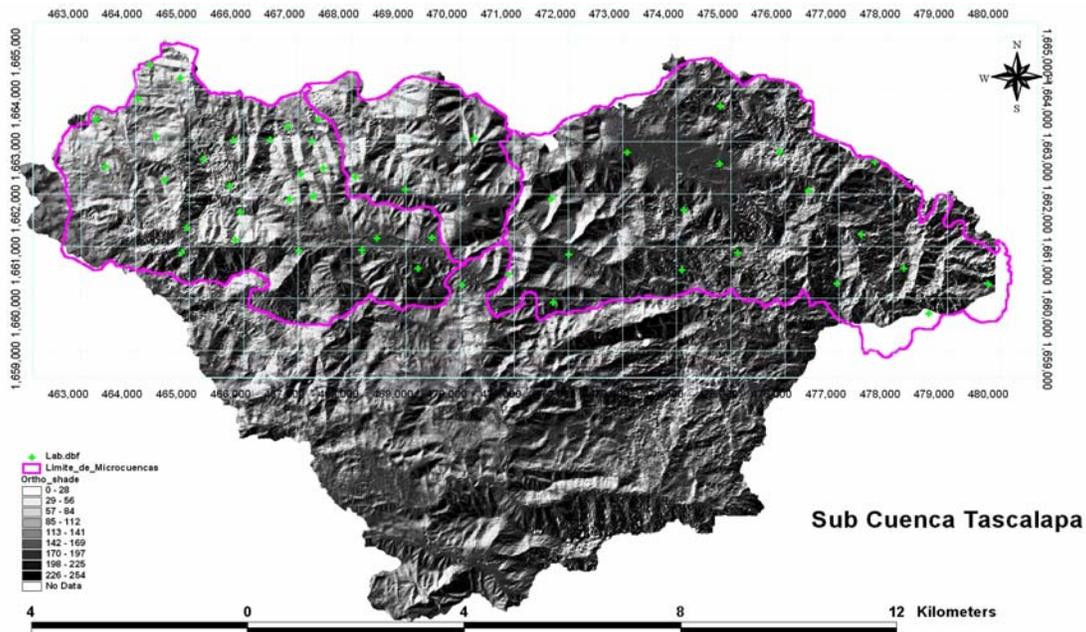


Figura 2. Sub cuenca del río Tascalapa y microcuencas: Jalapa, Ojo de Agua y Luquigue, de izquierda a derecha.

La microcuenca del Río Luquigue abarca desde la montaña de Luquigue y del Cerro Bonito, ubicado al noreste de la subcuenca Tascalapa, tiene al igual que Jalapa una clasificación geomorfológica de tipo montaña; la topografía predominante es fuertemente quebrada a escarpada. En la parte media y baja se encuentra la zona conocida como el Valle de Luquigue, en el cual está ubicada la comunidad con el mismo nombre. Se denota en su configuración hidrográfica las quebradas Mata Caballo, El Zapote, El Jute, Membrilla y Sulaquito. El material parental está constituido por rocas calcáreas de formación volcánica del Cretacico, (CIAT 2000).

La microcuenca Ojo de Agua está situada como una cuña entre las dos anteriores. Su clasificación morfológica va de cerros a montaña con una pequeña zona de valle ínter montano, con predominancia de formación geológica de rocas sedimentarias calcáreas.

Estas microcuencas y el resto del área evaluada están conformadas por tierras montañosas y cerros con un alto grado de erosión. La altitud oscila entre los 470 y los 1700 msnm, dominando las pendientes mayores al 30%, excepto en muy pequeñas áreas planas de los vallecillos intermontanos que tienen pendientes inferiores al 15 % (CIAT 2000). Las principales corrientes de agua que se encuentran en la subcuenca del Tascalpa son las conocidas como Río Jalapa y Luquigue, la cuales presentan patrones similares de drenaje sub paralelo (CIAT 2000).

La temperatura media anual en la subcuenca es entre 26 °C y 28 °C. El área recibe una precipitación anual de 1295 mm de agua y las condiciones climáticas predominantes en la zona se caracterizan por existir dos periodos establecidos, uno de precipitación (mayo a octubre) en la cual ocurre el 80% de la precipitación, seguido de una época seca (noviembre a abril) aquí ocurre el 13% de la precipitación, entre ambas épocas existe una transición (Anexo 1).

La zona forestal o de cobertura permanente presenta en su mayor parte un sistema de café o de café con sombra. Los bosques naturales son prácticamente inexistentes, solo queda vegetación natural en algunos cauces y en las laderas muy accidentadas. Los cultivos principales son: café con sombra y granos básicos (maíz, frijol); en menor escala cítricos y hortalizas. La mayoría de las viviendas cuentan con la crianza de cerdos y gallinas, y en menor escala la ganadería de doble propósito.

El manejo agronómico de los sistemas de producción agrícola se basa en ronda, chapia y quema del rastrojo. La mayoría de productores usan herbicidas (gramoxone, 2-4-D, Fusilade y Flex) insecticidas (MTD) y fertilizantes, principalmente para el maíz. La siembra se realiza al espeque y se efectúan dos ciclos de producción verano (tiempo muerto) y postrera (septiembre- noviembre). En el tiempo no productivo (época seca), la mayoría de las familias se dedican a la cosecha de café, a la chapia de los potreros, entre otros dentro y fuera de la zona. El área esta conformada por diez y ocho poblados, que se encuentran situadas en la zona alta y media de la subcuenca, los cuales pueden tener influencia en los drenajes del área estudiada.

3.2 Periodo de muestreo y localización de las estaciones de monitoreo

Se seleccionaron 12 estaciones de monitoreo; cuyo criterio fue grado de influencia antropica, agrupando cuatro estaciones con bajo grado de influencia del uso de la tierra y ocho con mayor grado de influencia. Los criterios de selección fueron: presencia de poblados y ancho de la franja riparia (Figura 3) (Cuadro 5).

Los muestreos se llevaron a cabo mensualmente desde marzo hasta julio del 2003, durante la época seca e inicios de la época lluviosa. En cada campaña se visitó cada una de las estaciones de muestreo y se tomaron las muestras requeridas.

Las estaciones seleccionadas fueron:

En el Río Tascalapa, Nacimiento Tascalapa, Después del Poblado de Luquigüe (Foto 1), Antes de la Quebrada Sulaquito Después de la Quebrada Sulaquito (Foto 2), y Antes de la Desembocadura del Río Tascalapa (Foto 3).

En la Quebrada Ojo de Agua, las estaciones Nacimiento Ojo de Agua y Antes de la Desembocadura Ojo de Agua (Foto 3). En la Quebrada Jalapa los puntos Jalapa Arriba y Jalapa Abajo (Foto 4). Y otras estaciones ubicadas en los afluentes Membrilla, (Foto 1), Quebrada Sulaquito (Foto 2), y Quebrada Aguas Arriba (Foto 4).

Nacimiento Tascalapa, Quebrada Membrilla, Nacimiento Ojo de Agua y Quebrada Aguas Arriba se agruparon dentro del tratamiento BOSQUE, mientras que Después del Poblado de Luquigüe, Antes de la Quebrada Sulaquito, Río Luquigüe o Tascalapa Después de la Quebrada Sulaquito, Antes de la Desembocadura del Río Tascalapa, Antes de la Desembocadura Ojo de Agua (Foto 3), Jalapa Arriba, Jalapa Abajo y la Quebrada Sulaquito se agruparon dentro del tratamiento CULTIVOS VIVIENDAS.

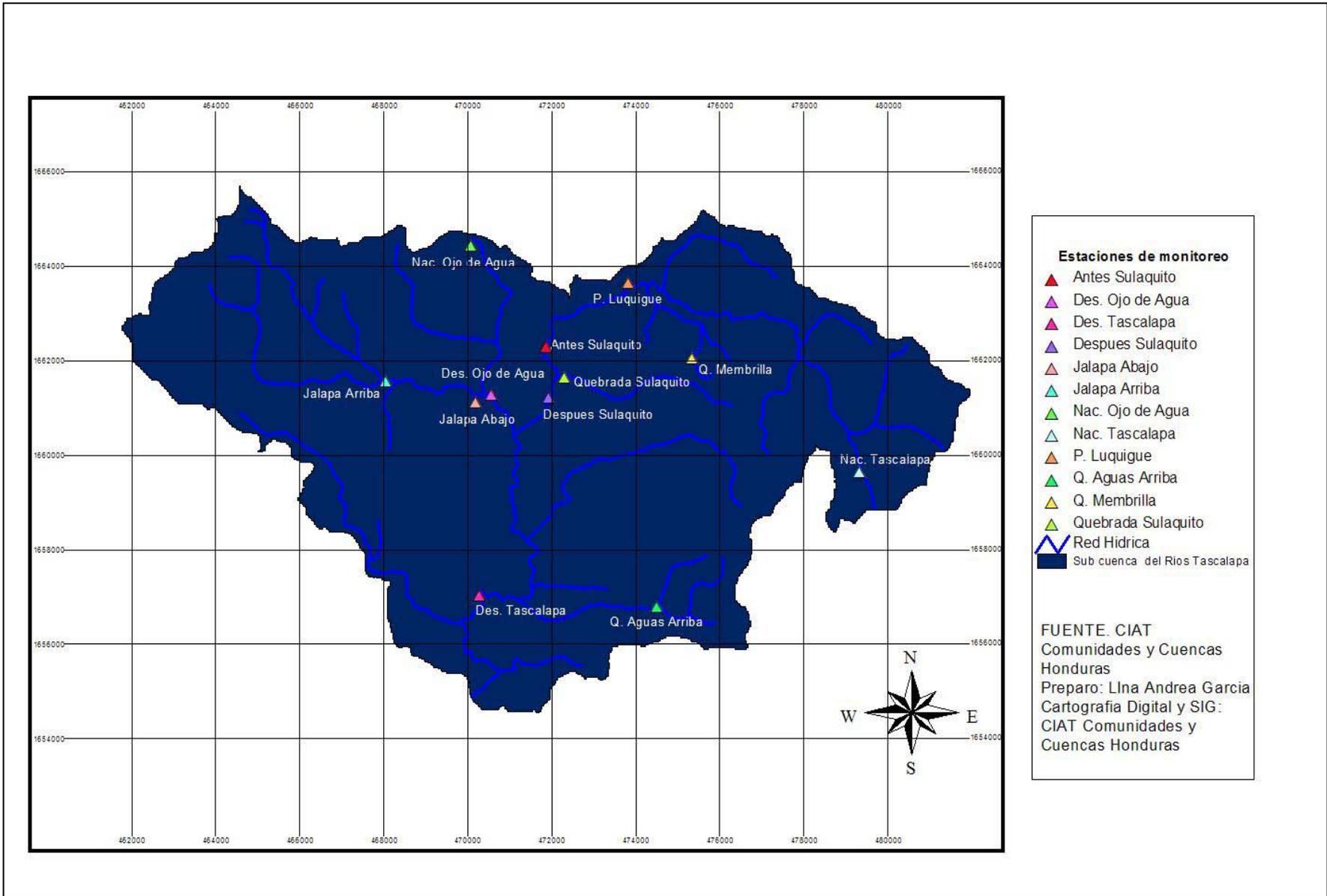


Figura 3. Ubicación de las estaciones de monitoreo en la Subcuenca del Río Tascalapa.

Cuadro 5. Descripción de las estaciones de muestreo en la sub cuenca del río Tascalapa (Departamento de Yoro, Honduras).

Estación	Alt snm (m)	Ancho de la quebrada (m)	Profundidad de la Quebrada (m)	Velocidad de flujo (m/s)	T del agua	Principal tipo de Cobertura vegetal de sus riveras	Composición del sustrato del lecho	Formas de uso de la tierra en el área
1. Nacimiento del Río Luquique o Tascalapa (en el Río Tascalapa)	1130	3.40	0.1	0.51	19.19	Bosque continuo latifoliado, gran proporción de especies nativas	60 % Grava, 10% troncos, 20% vegetación sumergida, 10 % sedimentos	Bosque secundario y continuo, además hay Café con sombrío
2. Quebrada Membrilla	786	4.14	0.1	0.32	21.48	Bosque continuo latifoliado en el entorno cercano, y en las áreas montañosas hay presencia de Pinus	30 % Grava, 30% troncos, 30% vegetación sumergida, 10 % sedimentos	Bosque continuo latifoliado en el entorno cercano a la quebrada, en las áreas aledañas y montañosas hay presencia de Pinus
3. Después del poblado Luquique (en el Río Tascalapa)	730	18.41	0.11	1.16	23.28	Bosque ripario latifoliado de franja delgada, presencia de cultivos maíz y frijol	70 % Grava, 5% troncos, 5% vegetación sumergida, 20 % sedimentos	Bosque ripario latifoliado en la ribera del río, pinus en las áreas aledañas y montañosas, presencia de cultivos y del poblado Luquique
4. Quebrada Sulaquito	658	8.46	0.08	0.39	23.11	Bosque ripario latifoliado de franja delgada, presencia de cultivos maíz y frijol y pastoreo de ganado	80 % Grava, 0% troncos, 0% vegetación sumergida, 20 % sedimentos	Áreas en barbecho, cultivos, pastoreo de ganado en época seca en las zonas de cultivo. En las áreas montañosas presencia de bosque de pinus.
5. Río Luquique o Tascalapa, Antes de la Quebrada Sulaquito (en el Río Tascalapa)	698	13.83	0.24	0.62	24.2	Bosque ripario latifoliado de franja delgada, presencia de cultivos maíz y frijol y pastoreo de ganado	70 % Grava, 0% troncos, 0% vegetación sumergida, 30 % sedimentos	Áreas en barbecho, cultivos, pastoreo de ganado en época seca en las zonas de cultivo. En las áreas montañosas presencia de bosque de pinus
6. Río Luquique, después de la Quebrada Sulaquito (en el Río Tascalapa)	629	13.73	0.27	0.70	22.76	Bosque ripario latifoliado de franja delgada, presencia de cultivos de maíz y frijol y pastoreo de ganado	70 % Grava, 0% troncos, 0% vegetación sumergida, 30 % sedimentos	Áreas en barbecho, cultivos y pastoreo de ganado en época seca en las zonas de cultivo. En las áreas montañosas presencia de bosque de pinus
7. Antes de la desembocadura del Río Luquique o Tascalapa (en el Río Tascalapa)	530	22.64	0.3	0.64	21.43	Bosque ripario latifoliado de franja delgada, presencia de cultivos de maíz y frijol y pastoreo de ganado	70 % Grava, 0% troncos, 0% vegetación sumergida, 30 % sedimentos	Áreas en barbecho, cultivos, pastoreo de ganado en época seca en las zonas de cultivo. En las áreas montañosas presencia de bosque de pinus
8. Nacimiento de la Quebrada Ojo de Agua (en la Quebrada Ojo de Agua)	781	5.53	0.12	1.13	20	Bosque continuo latifoliado, en el entorno cercano, en las áreas montañosas hay presencia de Pinus	20 % Grava, 20% troncos, 30% vegetación sumergida, 30 % sedimentos	Bosque continuo latifoliado, en el entorno cercano a la quebrada, en las áreas montañosas hay presencia de Pinus
9. Desemb de la Quebrada Ojo de Agua (en la Quebrada Ojo de Agua)	631	4.80	0.10	0.91	25	Bosque ripario latifoliado de franja delgada, presencia de viviendas, cultivos de maíz y frijol y pastoreo de ganado	50 % Grava, 10% troncos, 10% vegetación sumergida, 30 % sedimentos	Áreas en barbecho, cultivos, asentamientos humanos. En las áreas montañosas presencia de bosque de pinus y roble
10. Río Jalapa Arriba (en la Quebrada Jalapa)	713	8.54	0.17	0.35	25.4	Bosque ripario latifoliado de franja delgada, presencia de viviendas, cultivos de maíz - frijol y pastoreo de ganado	50 % Grava, 10% troncos, 10% vegetación sumergida, 30 % sedimentos	Áreas en barbecho, cultivos, asentamientos humanos. En las áreas montañosas presencia de bosque de pinus y roble
11. Río Jalapa Abajo (en la Quebrada Jalapa)	672	13.19	0.32	0.40	25.1	Bosque ripario latifoliado de franja delgada, presencia de viviendas, cultivos de maíz - frijol y pastoreo de ganado	50 % Grava, 10% troncos, 10% vegetación sumergida, 30 % sedimentos	Áreas en barbecho, cultivos, asentamientos humanos. En las áreas montañosas presencia de bosque de pinus y roble
12. Quebrada Aguas Arriba	663	10.20	0.035	0.23	26	Bosque continuo latifoliado, en el entorno cercano, en las áreas montañosas hay presencia de Pinus	10 % Grava, 20% troncos, 35% vegetación sumergida, 35 % sedimentos	Bosque continuo latifoliado en el entorno cercano a la quebrada, y en las áreas montañosas hay presencia de Pinus

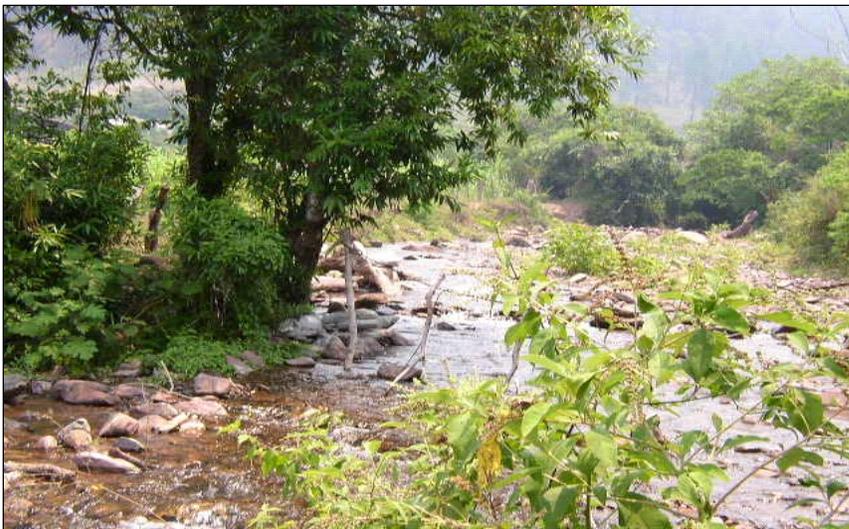


Foto 1. Estación Nacimiento Tascalapa (predominancia Bosque), Membrilla (predominancia Bosque), y Despues del poblado Luquigue (predominancia cultivo y viviendas).

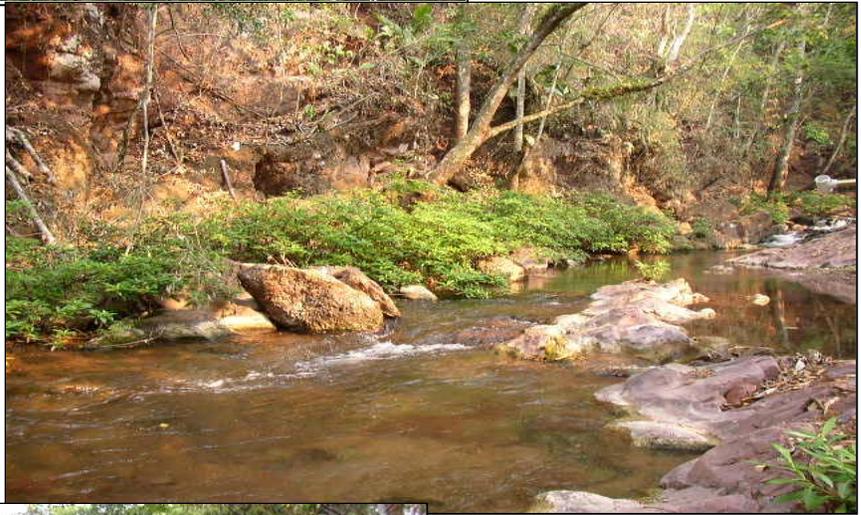


Foto 2. Quebrada Sulaquito (predominancia de cultivos y viviendas), Río Tascalapa Antes de la Quebrada Sulaquito (predominancia de cultivos y viviendas) y Río Tascalapa Después de la Quebrada Sulaquito (predominancia de cultivos y viviendas).



Foto 3. Estación Antes de la Desembocadura Tascalapa (predominancia de cultivos y casas),, Nacimiento Ojo de Agua (predominancia de bosque) y Desembocadura Ojo de Agua (predominancia de cultivos y viviendas).

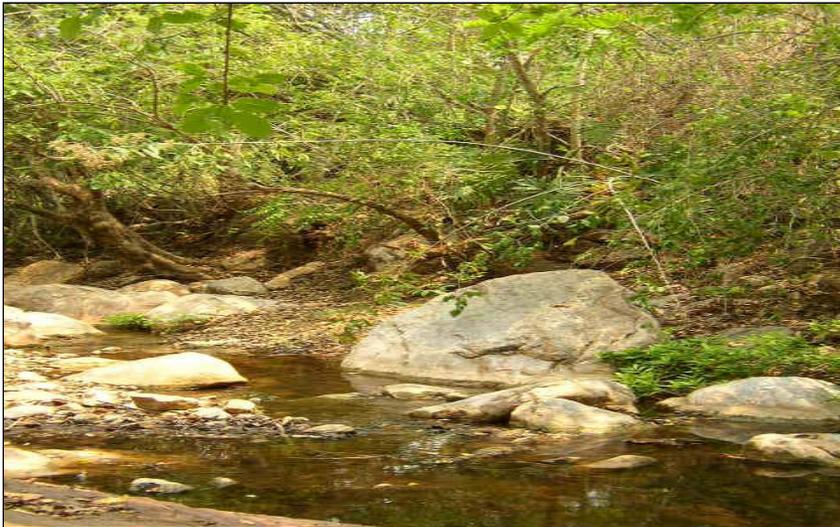


Foto 4. Estación Jalapa Arriba (predominancia de cultivos y casas), Jalapa Abajo (predominancia de cultivos y viviendas) y Quebrada Aguas Arriba (predominancia de bosque).

3.3 Evaluación de la influencia del uso de la tierra en la calidad del agua y cuantificación de indicadores físico-químicos, biológicos y geomorfológicos

3.3.1 Determinación de algunas variables físicas

Con el fin de conocer un poco en detalle como es el manejo del uso de la tierra por los habitantes y observar como estas actividades pueden afectar la calidad del agua de las fuentes, se efectuaron encuestas en cada uno de los asentamientos humanos del área de influencia a cada una de las estaciones de monitoreo de calidad del agua. Los poblados entrevistados fueron: Campo 7, Capiro, Corozo, Guaco, Pacayal, Jalapa, Laguna, Minitas, Quebraditas, Planes, Luquigue, Mina Honda, Ojo de Agua, Patojo, Pichingo, Quiscamote, Rio Arriba y San Antonio (Figura 4).

Preliminarmente a esto se efectuó un muestreo en los poblados del área de influencia de las estaciones monitoreadas, los cuales se dividieron en dos estratos, estrato 1 y 2. Posteriormente con una de las variables cuantitativas, el area de cada finca parcela, se calculó en cada estrato el promedio y la desviación estándar. Con los resultados obtenidos se calculó el tamaño de muestra con la fórmula correspondiente al diseño de muestreo estratificado, obteniendo el tamaño de muestra total el cual fue distribuido para cada uno de los poblados, aplicando el porcentaje de habitantes que representa cada poblado sobre el total de habitantes de todos los poblados.

Posteriormente con los resultados obtenidos en cada una de las preguntas, se hizo un análisis de frecuencia. Las respuestas obtenidas fueron las variables, de las cuales, los resultados de frecuencia fueron llevados a escala de porcentaje, con el fin de efectuar comparaciones entre los poblados. Con los datos obtenidos se efectuó un análisis de conglomerados, con el fin de identificar los poblados que se agruparon por presentar algunos usos y manejo de los recursos naturales en común. Para apoyar el análisis de conglomerados se efectuó un análisis de varianza, con el fin de observar cuales fueron las principales variables que ocasionaron los agrupamientos entre poblados.

Este análisis es frecuentemente usado como método exploratorio de datos con la finalidad de obtener mayor conocimiento sobre la estructura de las observaciones o variables de estudio. Se recurre a técnicas de agrupamiento cuando no se conoce la estructura de agrupamiento a priori y el objetivo operacional es identificar el agrupamiento natural de las observaciones (Infostat 2002). Simultáneamente a esto se calculó un índice de uso de la tierra (Ometo et al 2000) en cada una de las estaciones de monitoreo. Este consistió en calcular el área de los usos del suelo en cada una de las zonas de influencia de las estaciones de monitoreo. Las áreas de influencia de cada una de las

estaciones de monitoreo se establecieron con la ayuda de la herramienta ARC VIEW 3.2, digitalizando con ayuda de las curvas de nivel la demarcación o áreas que van desde cada una de las estaciones de monitoreo hasta los límites de la cuenca (Figura 5).

A partir de estas áreas demarcadas en cada una de las zonas de influencia de cada estación de monitoreo, se calculó el área ocupada por cada uso de la tierra, dividido el área total del área de influencia, obteniendo porcentajes. A partir de estos datos generados, cada uno de los porcentajes que representan el área relativa de cada cobertura, en cada una de las áreas de influencia, se multiplicó por un coeficiente de protección del suelo, los cuales fueron valores recomendados por expertos (Cuadro 6) (Anexo 3). Estos valores correspondientes a cada una de las estaciones fueron promediados, y el valor obtenido fue la puntuación del índice de uso de la tierra, obteniendo un total de 12 valores.

Además se aplicó el procedimiento de evaluación del hábitat –Habitat Assessment- de la Environmental Protection Agency EPA (Barbour et al. 1999) (Anexo 1). El índice está fundamentado en valorar parámetros de hábitat de forma cualitativa, asignando un valor entre 0 a 20. El mayor valor corresponde al mayor grado de naturalidad, teniendo en cuenta el estado de conservación de la vegetación ribereña, conservación del canal y riqueza de hábitat de las fuentes evaluadas.

La información se analizó aplicando un análisis de varianza y una prueba de Duncan con el fin de observar si hubo diferencias significativas de los índices entre los dos grupos de estaciones que presentaron mayor y menos grado de influencia de uso de la tierra. El modelo aplicado para efectuar el análisis de varianza fue un irrestricto al azar donde el modelo matemático es:

$Y_{ijkl} = \mu + T_i + E_j + TE_{ij} + e_{ijkl}$ Donde: Y = Valor del índice, i = Tratamiento, j = Época,
 TE_{ij} = Tratamiento * Época, e_{ijkl} = error experimental.

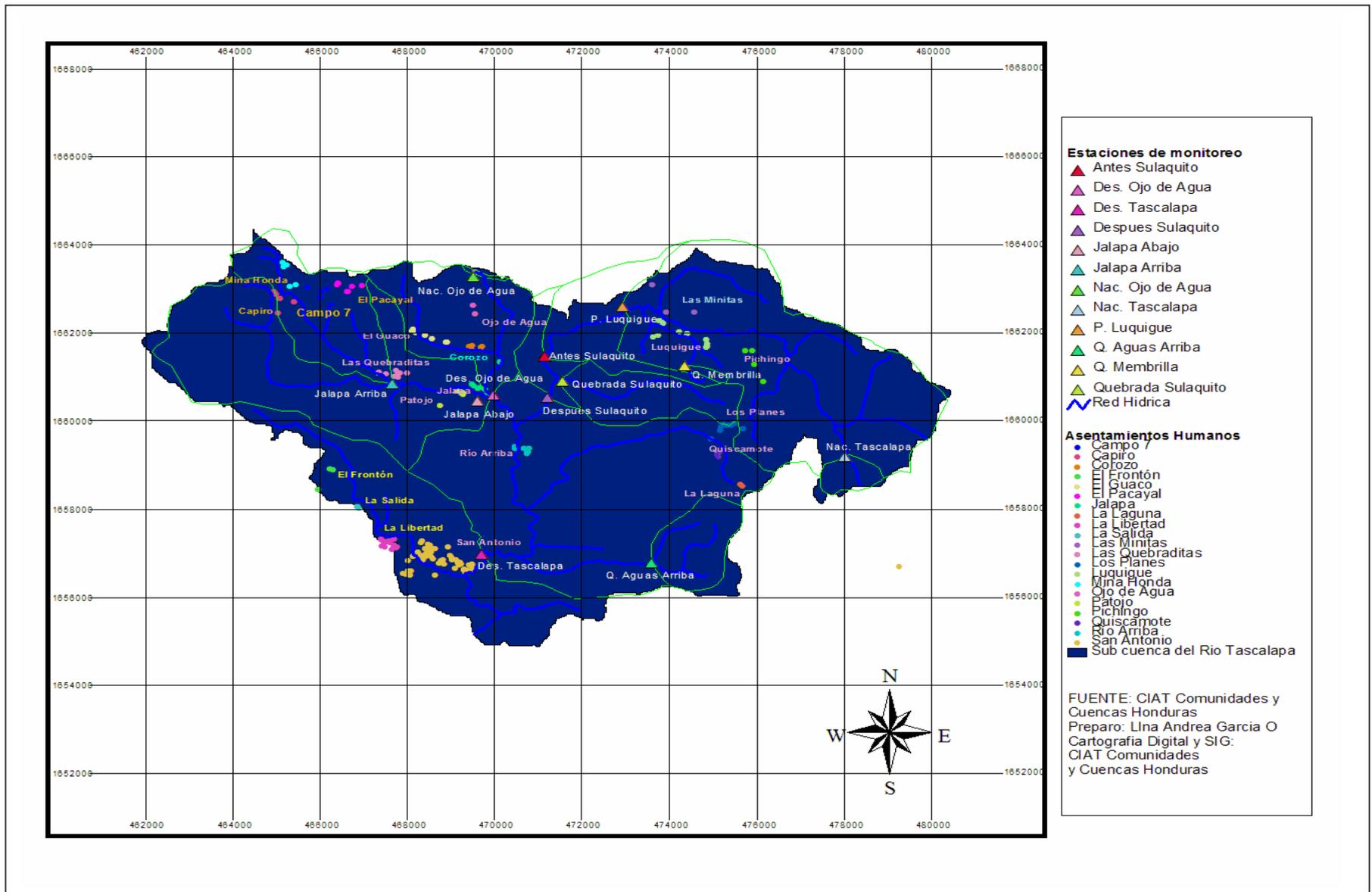


Figura 4. Ubicación de los asentamientos humanos y las estaciones de monitoreo de calidad del agua.

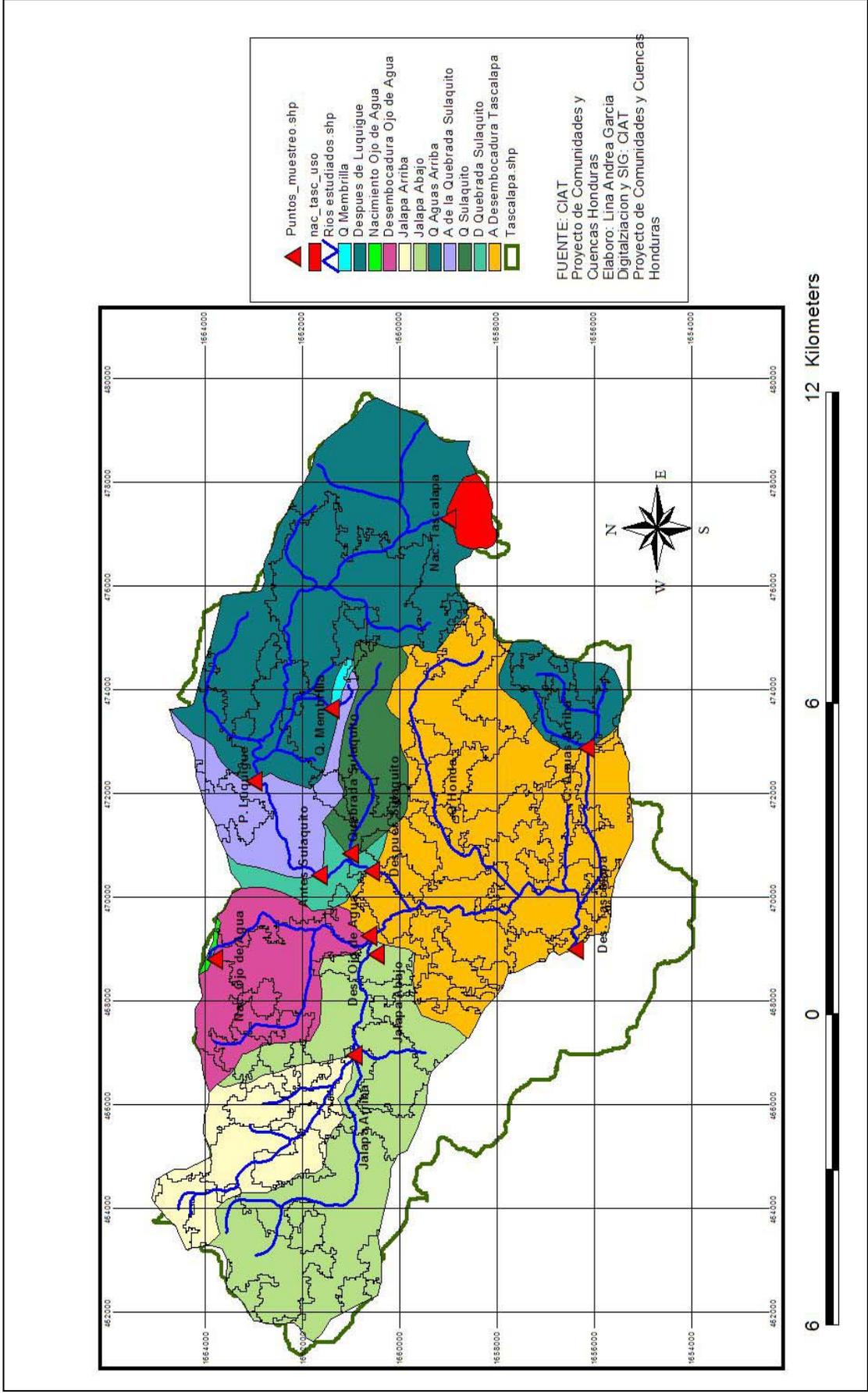


Figura 5. Área de influencia correspondiente a cada una de las estaciones de monitoreo, el cual fue la base para el calculo del indice de uso de la tierra correspondiente a cada estaciones de monitoreo.

Cuadro 6. Peso asignado a cada una de las coberturas vegetales, que ofrecen un determinado grado de protección al suelo.

Uso del suelo	Valor
Bosque latifoliado	1.00
Bosque mixto denso	1.00
Bosque secundario	1.00
Bosque mixto ralo	0.80
Pino maduro denso	0.90
Pino maduro ralo	0.50
Pino mediano denso	0.60
Pino mediano ralo	0.50
Pino joven denso	0.60
Pino joven ralo	0.40
Pino regeneración	0.40
Pino explotado	0.10
Matorrales	0.70
Sabanas	0.40
Ganadería	0.20
Café de sombra	0.60
Cultivos anuales	0.20
Cultivos intensivos	0.10
Poblado urbano desnudo	0.10
Poblado rural (arbolado)	0.20
Crematorio	0.10
Áreas desnudas	0.05

Rango	Grado de protección
0.05 - 0.10	Muy bajo
0.10 - 0.30	Bajo
0.30 - 0.50	Medio
0.50 - 0.80	Alto
0.80 - 1.00	Muy alto

3.3.2 Aspectos físico-químicos y bacteriológicos

3.3.2.1 Muestreo en el campo

Se tomaron muestras de agua en cada una de las 12 estaciones de muestreo entre los meses de marzo a julio. Se utilizaron frascos de polietileno y de vidrio, según el requerimiento del análisis, y se refrigeraron a 4 °C, hasta la entrega de las muestras en el laboratorio. Las muestras de agua fueron tomadas en el centro del flujo, según las indicaciones de Organización Mundial de Meteorología (1994).

Los parámetros medidos directamente en el campo fueron: oxígeno disuelto (mg/l), sólidos totales disueltos (mg/l), conductividad, salinidad, temperatura (°C), pH, la turbidez (UTN), nitratos (mg/l), ortofosfatos (mg/l), pH. Fueron medidos con equipos portátiles HACH: El oxígeno con el equipo

SENSION 6, los sólidos totales disueltos, la conductividad, la salinidad y la temperatura con SENSION 5, EL pH con SENSION 1, la turbidez con el equipo portátil 2100 P y parámetros como los nitratos-fosfatos fueron medidos con el DR/2400 spectrophotometer. Los coliformes fecales (UFC), dureza total (mg/l), Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) (mg/l), y Demanda Química de oxígeno (DQO) fueron llevados al laboratorio y se analizaron de acuerdo a las especificaciones de Standard Methods for Examination of Water and Wastewater edition 17.

Para determinar las variaciones de calidad de agua que pueden existir entre los diferentes sitios evaluados, debido posiblemente a las diferencias geológicas entre los puntos, se hicieron mediciones de dureza y conductividad del agua, entre la época seca y de alta precipitación, en varios puntos de la cuenca, haciéndose en cada punto tres submuestras (Figura 6). El muestreo en la época seca fue con el fin de analizar los valores de dureza y conductividad determinados por la geología del sitio, y no a la presencia de contaminantes, dado que en esta época probablemente hay ausencia de escorrentía y de sustancias arrastradas. De esta manera los datos obtenidos sirvieron de base para el análisis de la calidad de agua, teniendo en cuenta las variaciones naturales de la geología de los sitios. Complementariamente se realizaron mediciones de caudal.

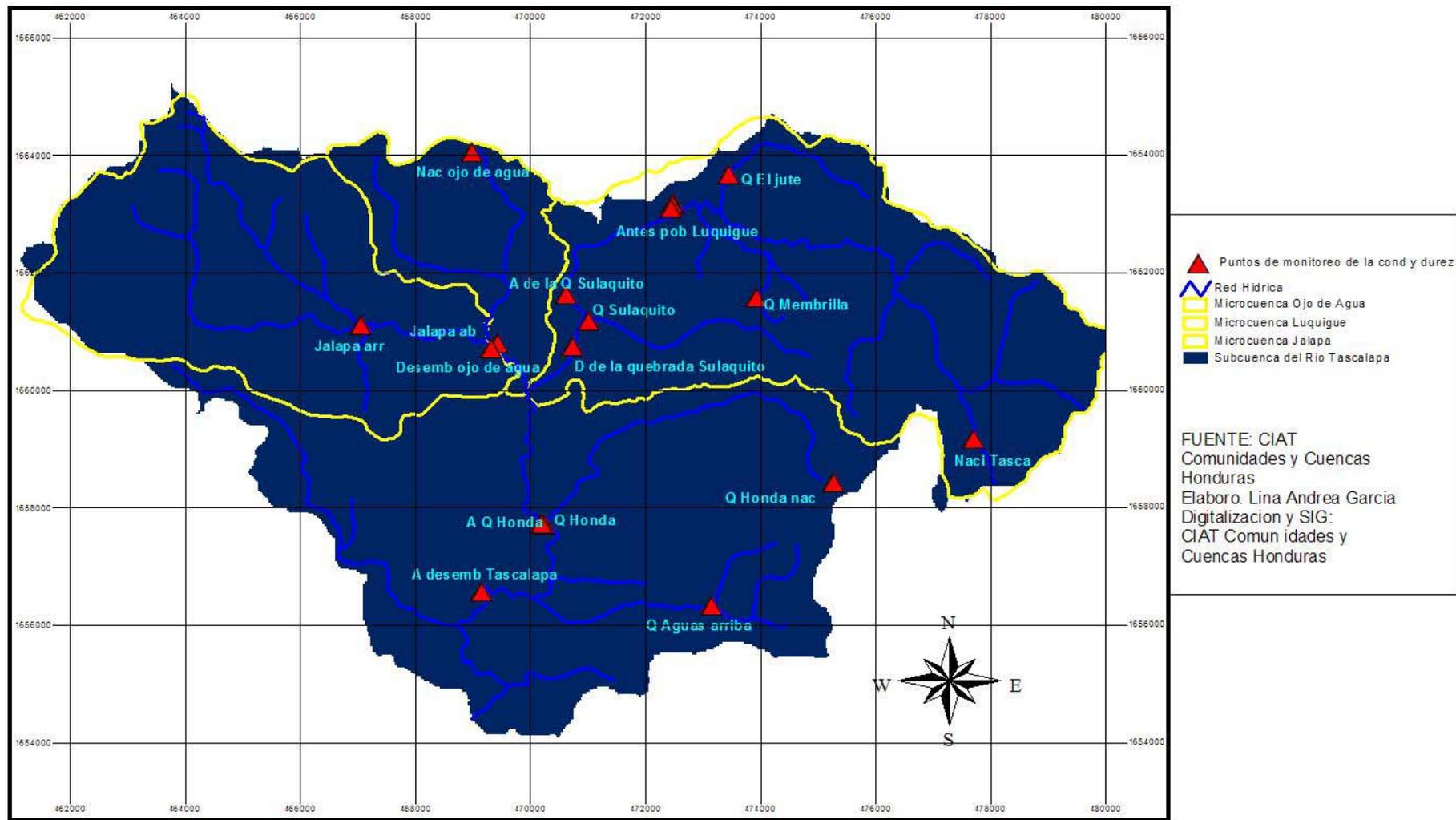


Figura 6. Ubicaciones de los 15 puntos de monitoreo donde se efectuaron análisis de conductividad y dureza en época seca y húmeda.

3.3.2.2 Análisis de la información

Para observar las diferencias de los parámetros físicos químicos entre los dos grupos de estaciones que pertenece un grupo al tratamiento BOSQUE y el otro a CULTIVOS Y CASAS, se efectuó un análisis de varianza, el modelo aplicado fue un irrestricto al azar donde el modelo matemático es:

$Y_{ijk} = \mu + T_i + E_j + TE_{ij} + e_{ijk}$ Donde: i = Tratamiento, j = Época, TE_{ij} = Tratamiento * Época, e_{ijk} = error experimental

Para determinar las variaciones de calidad de agua que pueden existir entre los diferentes sitios evaluados, debido posiblemente a diferencias geológicas entre los puntos, se efectuó un análisis de varianza de los valores de dureza y conductividad, entre las estaciones de monitoreo y entre épocas (seca y húmeda). El modelo aplicado para efectuar el análisis de varianza fue un irrestricto al azar donde el modelo matemático es:

$Y_{ijk} = \mu + Z_i + \beta(Z)_{j(i)} + E_k + EZ_{ik} + e_{ijk}$ Donde: Z_i = lugar, $\beta(Z)_{j(i)}$ = lugar > repetición, E_k = época, EZ_{ik} = estación por lugar, e_{ijk} = error experimental.

Con el fin de relacionar la calidad física-química del agua se hicieron graficas donde los valores obtenidos fueron comparados con los valores estándares de calidad óptimos para la vida acuática y consumo humano, empleando la Norma Técnica Nacional de Honduras. Con parámetros como la temperatura, DBO, coliformes fecales, oxígeno disuelto, turbiedad, sólidos totales, pH, nitratos y fosfatos se aplicó el Índice físico químicos de calidad del agua ICA y se efectuó análisis de varianza, con el fin de observar si hubo diferencias significativas entre las estaciones de monitoreo en cada una de las fuentes de agua estudiadas.

3.3.3 Aspectos biológicos

3.3.3.1. Método de muestreo en el campo

Entre marzo y julio, en cada una de las 12 estaciones establecidas en los arroyos de la subcuenca, se colectaron muestras en los distintos microhábitats representativos de las quebradas como sedimento, troncos, hojas, y vegetación acuática (Figura 7). En cada estación se colectó tres submuestras con una red manual (25 cm x 40 cm), con un volumen de 3 litros cada una. El número de submuestras fue establecido haciendo un pre muestreo y con los datos se elaboró una curva donde el eje X representó cada submuestra y el eje Y la riqueza de familias. Las muestras biológicas se guardaron

individualmente en recipientes con formol al 5% y luego fueron llevados al laboratorio de la Escuela Nacional Forestal de Honduras (ESNACIFOR).

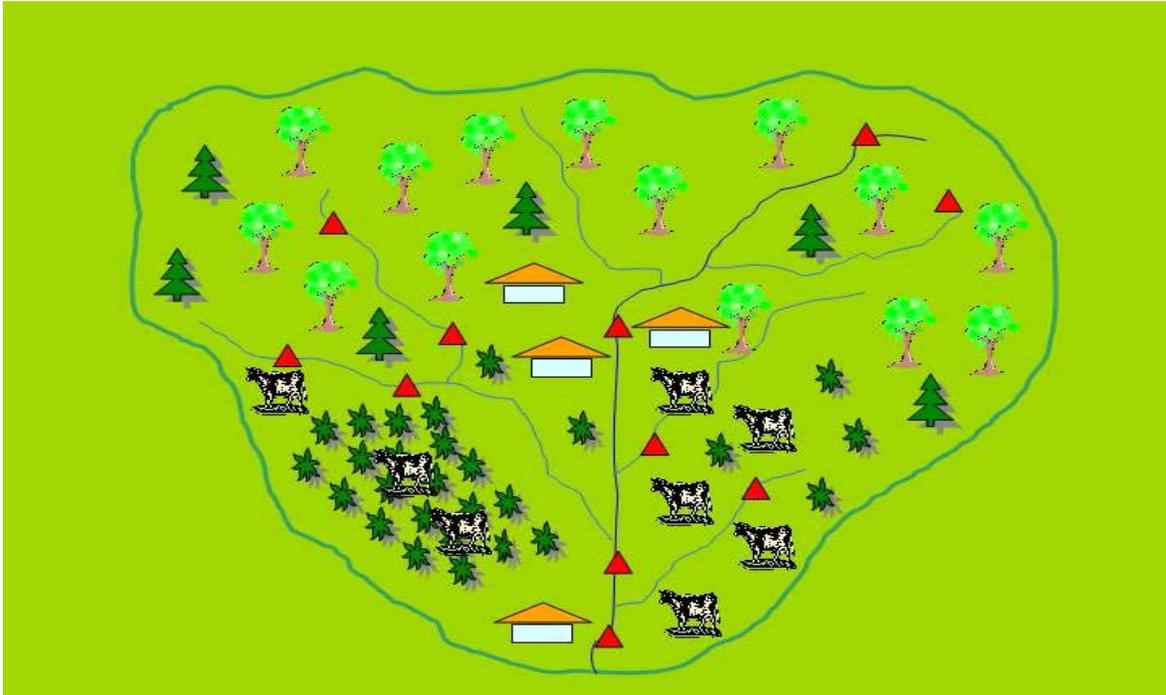


Figura 7 Muestreo de las estaciones de muestreo con diferente grado de influencia del uso de la tierra.

3.3.3.2 *Metodología en el laboratorio*

La separación de los macroinvertebrados bentónicos se realizó con la ayuda de un tamiz de ojo de malla de 2 mm, mediante lavados reiterados. Posteriormente se identificaron los organismos al máximo nivel taxonómico posible (clase, orden, familia, género) con la ayuda de claves taxonómicas (Merrity y Cummins 1986; McCafferty 1998; Wiggins 1990). El material separado e identificado fue preservado en alcohol al 70%, luego fue rotulado debidamente y guardado en frascos plásticos.

3.3.3.3 *Análisis de la información*

Con el fin de evaluar la calidad biológica del agua se analizó la riqueza de familias pertenecientes a los ordenes Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera y Díptera. Con los datos obtenidos se observó la variación en todas las estaciones monitoreadas.

Posteriormente con estos datos se aplicó el índice de similitud de Jaccard (McCune y Grace 2002) que es una medida de distancia, que tuvo como fin observar el grado de similitud en cuanto a la

composición de familias entre las estaciones de monitoreo. Con base a los resultados de presencia ausencia de familias se efectuó un análisis de conglomerados empleando el ligamiento de Ward, y el software Statistical Analysis Systems (SAS 1988). Para observar las variables que fueron el criterio de agrupación de los conglomerados se aplicó un análisis de varianza aplicando el modelo irrestricto al azar que consiste en: $Y_{ij} = \mu + T_i + e_{ij}$ Donde: T_i = conglomerados y e_{ij} = el error experimental

Además se aplicaron los siguientes índices, teniendo en cuenta la unidad taxonómica de familia:

- El Índice de Diversidad de Shannon-Weaver (Mc Cune y Grace 2002) $I = -\sum (n_i/N \log_2 n_i/N)$
- El Índice de Dominancia de Simpson (McCune y Grace 2002) $I = 1/(\sum P_i)^2$,
- Riqueza Numérica Total de Taxa,
- Riqueza EPT (la riqueza de taxa pertenecientes a los ordenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, los cuales son considerados generalmente intolerantes a la contaminación) (Crawford y Lenat 1989; Plafkin et al 1989; Kerans y Karr 1994)
- El Índice de Déficit de Taxa de Kothe (Schwoerbel 1975) $I = (A_1 - A_x/A_1) * 100$ donde:
 A_1 = número de familias del sitio de referencia y A_x = número de familias de la zona de estudio.

Otro índice empleado para el mismo propósito fue el BMWP (Biological Monitoring Working Party Score System) (Armitage y Moss 1983), modificado para Costa Rica, que se aplica utilizando los macroinvertebrados acuáticos a nivel de familia. El principio consiste en que a cada familia se le asigna un puntaje de acuerdo a sus características como bioindicador, la suma total de puntuaciones da el índice, clasificando las estaciones desde buenas: Clase I, hasta fuertemente contaminadas: Clase V (Cuadro 7).

Cuadro 7. Puntuaciones asignadas para la evaluación biológica de la calidad del agua con el índice BMWP.

CLASE	VALOR BMWP	SIGNIFICADO	COLOR
I	>150 101-120	Aguas muy limpias Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible	Azul
II	61-100	Son evidentes algunos efectos de contaminación	Verde
III	36-60	Aguas contaminadas	Amarillo
IV	16-35	Aguas muy contaminadas	Naranja
V	<15	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo

Con los índices bióticos y de calidad de agua, se efectuó comparaciones para observar si hubo diferencias significativas entre las épocas de muestreo y entre los tratamientos que estuvieron conformados por un grupo de estaciones de muestreo con predominio de BOSQUE y grupo de estaciones de monitoreo con predominio de CULTIVOS – VIVIENDAS. Los análisis se hicieron con la ayuda de InfoStat versión 1.1, (2002) y Statistical Analysis Systems SAS (1988).

El modelo aplicado para efectuar el análisis de varianza fue un irrestricto al azar donde el modelo matemático es:

$Y_{ijkl} = \mu + T_i + E_j + TE_{ij} + e_{ijkl}$ Donde: i = Tratamiento, j = Época, TE_{ij} = Tratamiento * Época, e_{ijkl} = error experimental.

3.3.4 RELACIÓN ENTRE LAS VARIABLES BIÓTICAS Y ABIÓTICAS

3.3.4.1 Comportamiento de las variables bióticas y abióticas en la sub-cuenca del Río Tascalapa

Con el fin de observar el comportamiento de las variables físico químicas, de los índices bióticos y de la calidad biológica del agua en todas las fuentes monitoreadas y durante las apocas de muestreo, se efectuó un Análisis de Componente Principales, a partir de una matriz conformada por columnas (índices bióticos, índice de calidad del agua ICA, el índice de uso de la tierra, el índice geomorfológico del canal y las variables físico químicas) y líneas (época, tratamiento y estaciones de muestreo).

Este análisis tiene como objetivo reducir el número de datos, en variables más sintéticas, que representan la información del grupo de datos original. Permite analizar la interdependencia de los variables métricas y encontrar una representación grafica optima de las variables de los datos de una tabla de n observaciones con p columnas o variables. El análisis de componentes principales (ACP) trata de encontrar, con una pérdida mínima de información, un nuevo conjunto de variables (componente principales) no correlacionadas que expliquen la estructura de variación en las filas de la tabla de datos (InfoStat 2002).

3.3.4.2 Grado de interrelación de las variables fisico química, biológica y geomorfológica

Para examinar las relaciones existentes entre las variables fisico-químicas, los índices bióticos e índices físicos (índice del uso de la tierra, índice de manejo del uso de la tierra e índice de las características físicas de cada una de las estaciones monitoreadas EPA), se aplico el análisis de correlación de Pearson. Los análisis estadísticos se efectuaron utilizando como herramienta: InfoStat versión 1.1, (2002) y Statistical Analysis Systems (SAS 1988). Con base a los resultados obtenidos, se determinaron los puntos críticos de la cuenca. Con el fin de exponer el grado de relación entre las variables biológicas con las variables ambientales (variables fisicoquímicas del agua y otras variables físicas), se observaron los valores de correlación de mayor significancia. Con base a estos datos se obtuvieron los indicadores más apropiados para llevar a cabo las evaluaciones futuras.

El coeficiente de correlación de Pearson es una medida de la magnitud de asociación lineal entre dos variables que no depende de las unidades de medida de las variables originales (InfoStat versión 1.1, 2002).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 ALGUNOS USOS Y MANEJO DE LOS RECURSOS NATURALES POR LOS ASENTAMIENTOS HUMANOS CERCANOS A LOS DRENAJES DE LA SUBCUENCA TASCALAPA

En los resultados siguientes, se describe el uso y manejo de algunas actividades antrópicas en los asentamientos humanos en la Subcuenca, las cuales pueden influenciar y alterar el estado de calidad de agua de los drenajes estudiados.

Al mapear los poblados que se encuentran en la zona de influencia de las estaciones monitoreadas, se observó lo siguiente: en el área de influencia de la estación Nacimiento Tascalapa, no se encuentra ubicado ningún asentamiento humano; algo similar se observó en las estaciones de la Nacimiento Ojo de Agua, Quebrada Membrilla y Aguas Arriba donde hay pocas viviendas en el área.

Aguas abajo del Río Tascalapa se observaron estaciones con mayor grado de influencia de uso de la tierra. En la estación Después del Poblado Luquigue, existen caseríos próximos como Luquigue, Las Minutas y un caserío más lejano, llamado Pichingo (Figura 8). Más abajo de la estación Después del poblado Luquigue, la estación Antes de la Quebrada Sulaquito y Después de la Quebrada Sulaquito, se encuentran influenciados por algunas viviendas próximas a estas, y los mismos poblados que se encuentran en la zona de influencia de la estación Después del Poblado Luquigue (poblado Luquigue, Las Minutas y un caserío más lejano Pichingo) (Figura 8).

La estación Antes de la Desembocadura Tascalapa, ubicada aguas abajo de las estaciones descritas anteriormente, se encuentra influenciado por poblados próximos como San Antonio, Río Arriba y los demás poblados lejanos que están ubicados en la zona alta y media de la Subcuenca Tascalapa (Figura 8). La Quebrada Sulaquito está influenciada por el poblado Los Planes, pero se encuentra distante a la estación de monitoreo; se ubica en la zona de recarga en el nacimiento. Respecto a la Quebrada Ojo de Agua, la estación Nacimiento Ojo de Agua, que se encuentra ubicada muy cerca del parte aguas, está influenciada por tres viviendas del caserío Ojo de Agua. Esta estación hace parte del grupo de estaciones seleccionadas que presentan menor grado de influencia de uso de la tierra, dentro del tratamiento BOSQUE, presentando una amplia franja de bosque ripario. Aguas abajo se ubica la estación Desembocadura Ojo de Agua, se esta influenciada por caseríos cercanos

como Corozo, Guaco y viviendas que pertenecen al poblado Jalapa, ubicado muy cerca de la ribera de la quebrada y a la estación de monitoreo (Figura 8).

En La Quebrada Jalapa, se observó que la estación de monitoreo Jalapa Arriba está influenciada por poblados muy próximos a la ribera de la quebrada, como es el caso de Quebraditas y por asentamientos humanos más lejanos como EL Pacayal, Capiro y Mina Honda (Figura 8).

Aguas más abajo se encuentra la estación Jalapa Abajo, la cual tiene asentamientos humanos cercanos como Patojo y Jalapa. Algunas viviendas del poblado Jalapa se encuentran ubicadas en las riberas de la Quebrada Jalapa, pues el asentamiento se ubica en el parte aguas entre la microcuenca Ojo de Agua y Jalapa.

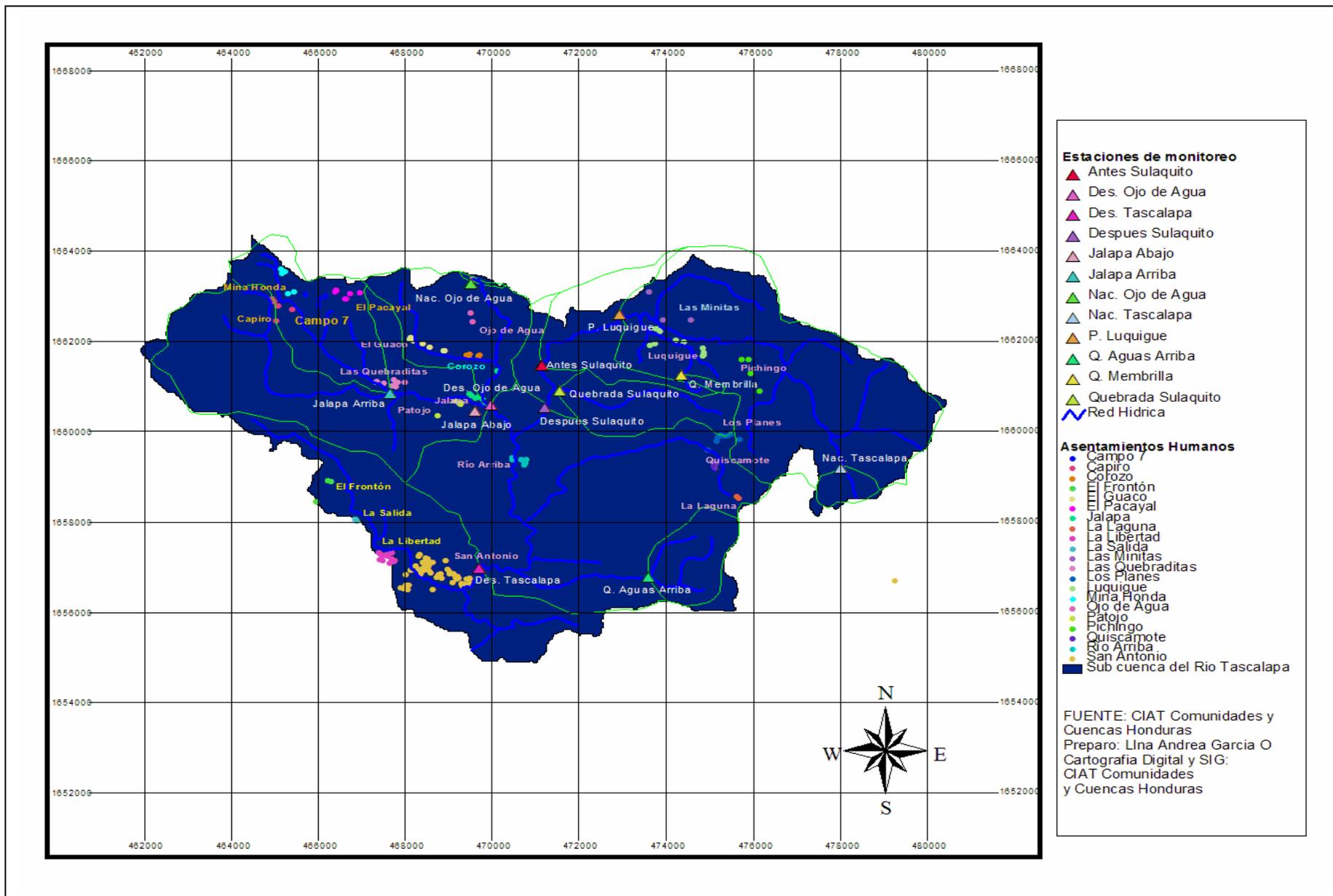


Figura 8. Ubicación de los principales asentamiento humanos en la sub-cuenca del Río Tascalapa

4.4.1 Uso de los pesticidas y manejo de envases en los diferentes poblados

Un alto porcentaje de habitantes de la subcuenca utiliza pesticidas (Figura 9). El análisis de agrupamiento muestra que no hubo diferencias significativas ($\alpha > 0.05$) en el uso de pesticidas entre los poblados, el caracterizarse por tener en común un determinado el uso y manejo de los envases de pesticidas (Cuadro 8).

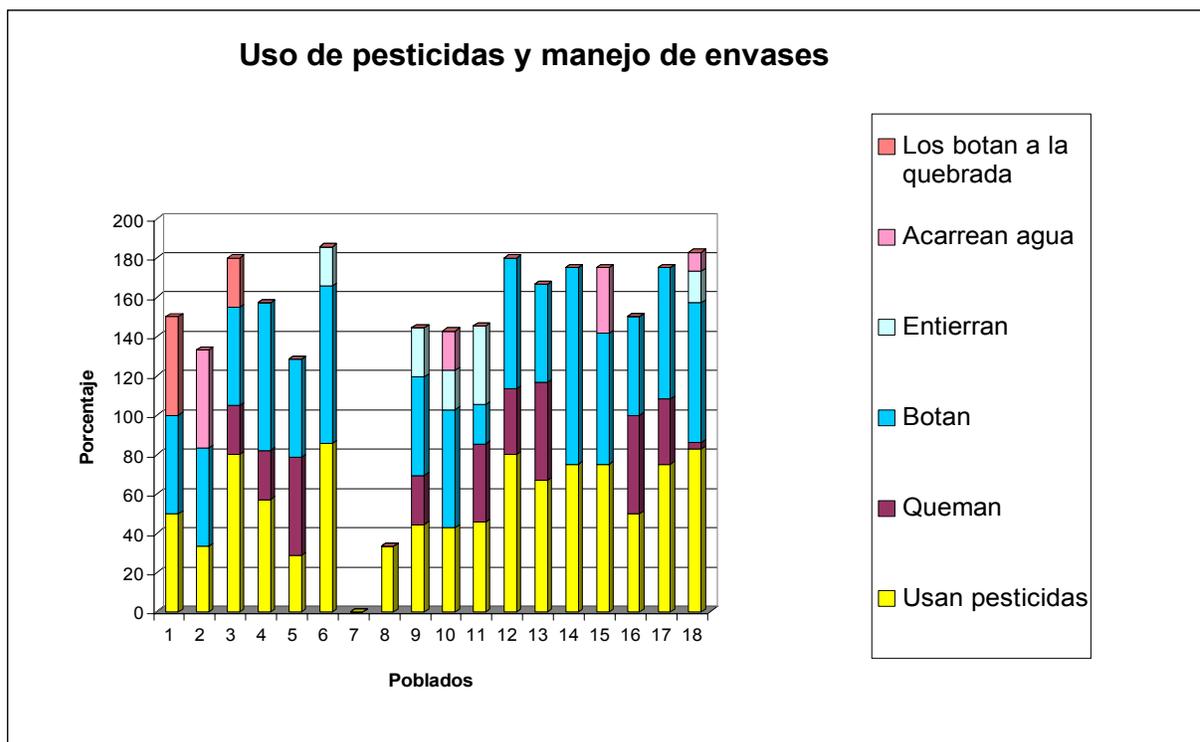


Figura 9. Frecuencia del uso y manejo de envases de pesticidas en los asentamientos humanos de la subcuenca del Río Tascalapa.

El manejo más frecuente de los envases de pesticidas en todos los poblados es botarlos en cualquier sitio, seguido de las prácticas de quemar los envases y de usarlos para acarrear agua (Figura 9). Los resultados con el análisis de agrupamiento muestran que no hubo diferencias significativas en el manejo de los envases entre los poblados de la zona de influencia (Cuadro 8).

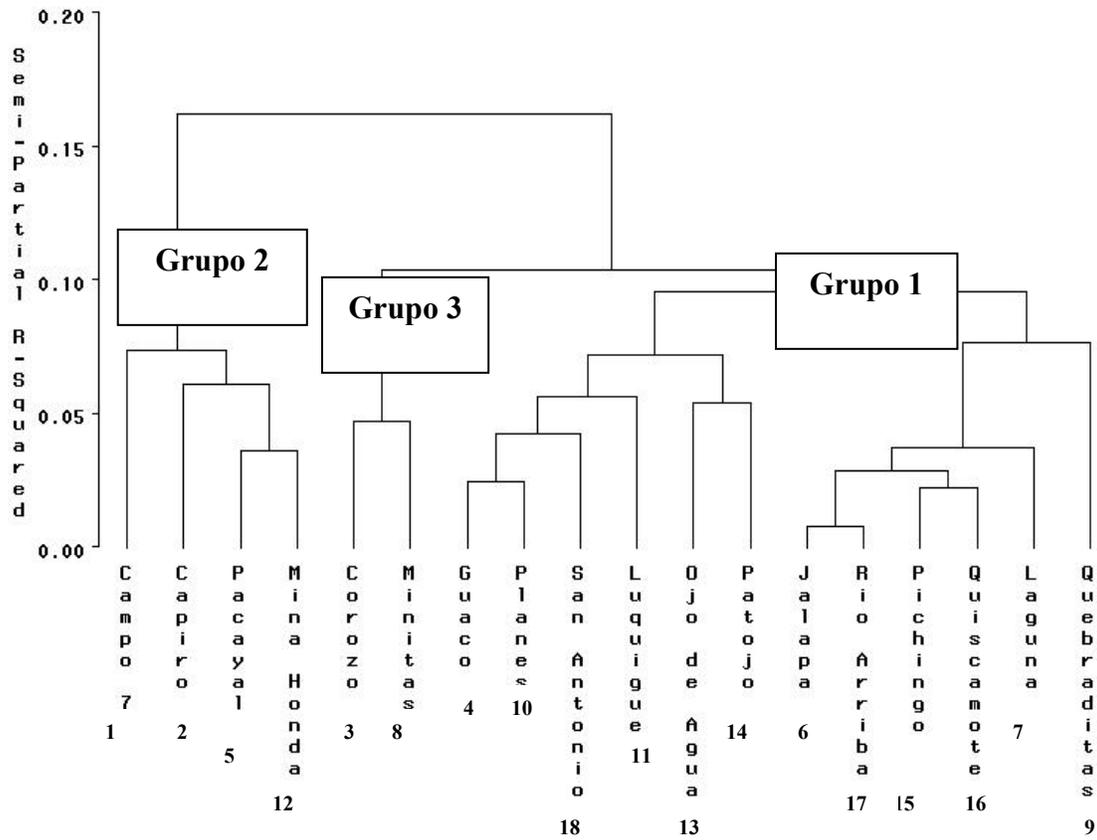


Figura 10. Análisis de agrupamiento de los poblados que se caracterizaron por tener uso y prácticas de manejo similares.

4.1.2. Manejo de fertilizantes en los diferentes poblados

En todos los poblados usan fertilizantes (Figura 11). Los resultados del análisis de agrupamiento muestran que no hubo diferencias significativas en el uso de fertilizantes de un poblado a otro (Cuadro 9).

En relación al uso de fertilizantes químicos y orgánicos o ambos tipos, los resultados del análisis de agrupamiento muestra que hubo diferencias significativas ($\alpha < 0.05$) (Cuadro 8). Los poblados que usan con más frecuencia fertilizantes químicos son los del grupo 2: Campop 7 (1), Capiro (2), Pacayal (5) y Mina Honda (12) (Cuadro 9) (Figura 12). Le siguen los asentamientos del grupo 1: Guaco (4), Planes (10), San Antonio (18), Luquique (11), Ojo de Agua (13), Patojo (14), Jalapa (6), Rio Arriba (17), Pichingo (15), Quiscamote (16), Laguna (7) y Quebraditas (9) (Cuadro 9 y Figura 11).

Cuadro 8. Grupo de variables que no presentaron diferencias significativas entre poblados, y que no fueron criterio para formar los tres grupos obtenidos con el análisis de agrupamiento.

VARIABLE	F	P(X)
Usan pesticidas	0.27	0.77
Queman los envases	0.10	0.90
Botan los envases de pesticida	1.46	0.26
Entierran los envases de pesticida	1.48	0.26
Acarrean agua en estos envases de pesticida	0.59	0.57
Botan los envases de pesticida a la quebrada	2.14	0.15
Usa fertilizante	0.07	0.9289
Usan orgánico	1.94	0.1775
Usan menos fertilizantes que antes	0.27	0.76
Aguan el ganado en abrevadero	0.44	0.65
Aguan el ganado en las pilas	0.23	0.80
encierran los animales	1.24	0.32
La materia orgánica la tiran fresca a las plantas	1.54	0.24
La materia orgánica la entierran	1.96	0.17
La materia orgánica se vierte a la quebrada	2.48	0.12
La materia orgánica la tiran al solar	0.23	0.80
La materia orgánica la quema	1.11	0.35
La materia orgánica la botan a la parcela agrícola	2.18	0.15
La materia orgánica la dejan descomponer en un sitio específico	0.38	0.69
Hay derrumbes en las parcelas	3.36	0.06
Lavado de ropa en la fuente	0.51	0.61
Uso de letrina	2.62	0.10
Bebe de la fuente	1.09	0.36
Se bañan en la quebrada	0.15	0.86
Problemas de salud	0.70	0.51
Protegen las fuentes	0.96	0.41
Existe programas de reforestación	1.66	0.22

Los poblados que usan fertilizantes químicos y orgánicos son Corozo (3) y Minitas (8) que forman parte del grupo 3 (Cuadro 9) (Figura 11). Seguido a este grupo se observó el grupo 1: Guaco (4), Planes (10), San Antonio (18), Luquigue (11), Ojo de Agua (13), Patojo (14), Jalapa (6), Río Arriba (17), Pichingo (15), Quiscamote (16), Laguna (7) y Quebraditas (9). El grupo 2: Campo 7 (1), Capiro (2), Pacayal (5) y Mina Honda (12) los usan en menor proporción (Cuadro 9 y Figura 11).

Cuadro 9. Resultado del análisis de varianza del análisis de agrupamiento, que muestra los tres grupos de poblados que difieren.

VARIABLE	F	P(X) (< 0.05)	C1	C2	C3
Usan químico	14.62	0.0003*	34.81	80.18	0
Usan ambos	18.90	0.0001*	65.19	14.82	100
Usan más fertilizantes que antes	9.12	0.0026*	14.9	5	70
Usan la misma cantidad de fertilizantes que antes	5.26	0.0186*	78.83	90	30
Hay ganado en las fincas	4.64	0.027*	27.12	0	26.67
El ganado toma agua de la quebrada	9.42	0.0022*	75.57	0	100
Usan barreras vivas y muertas	13.33	0.0005*	28.32	67.03	0
Hay lavado del suelo en las parcelas	4.18	0.0361*	54.99	73.93	20
Uso de pozo séptico	15.57	0.0002*	12.60	90.83	0
Hay vegetación riparia	4.10	0.0379*	92.62	64.64	90

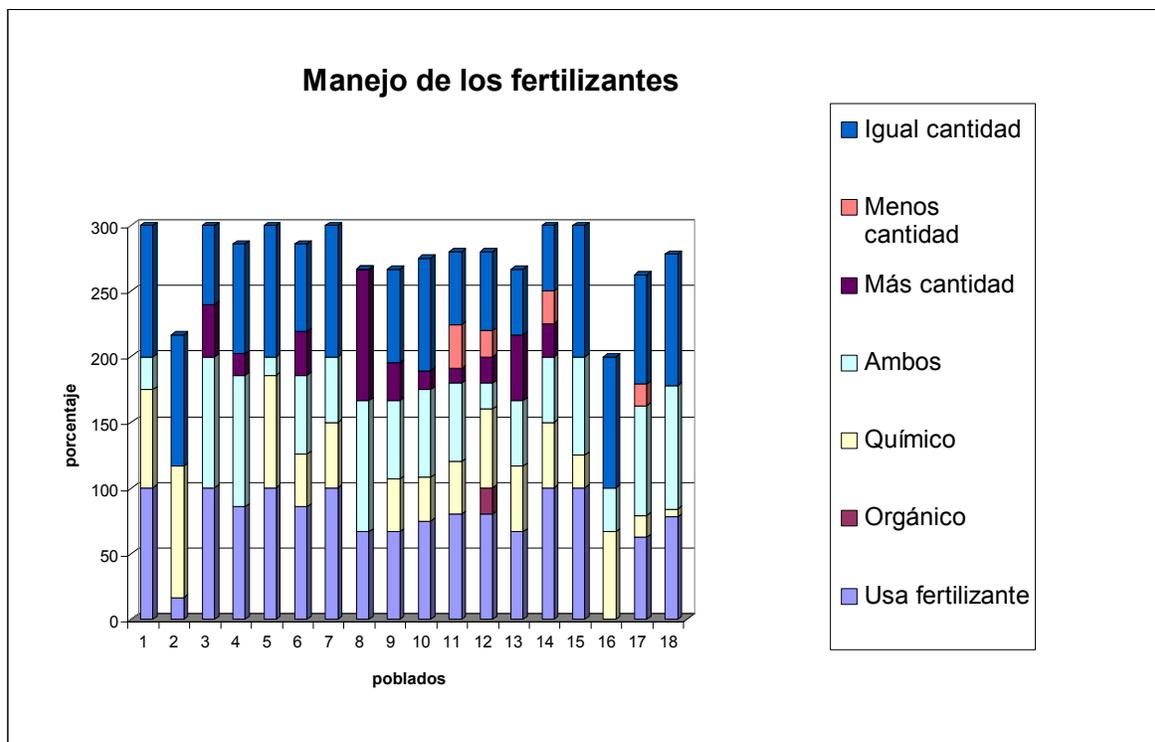


Figura 11. Frecuencia del uso y manejo de fertilizantes en los asentamientos humanos de la subcuenca del Río Tascalapa.

Respecto a la cantidad de fertilizantes empleados actualmente en comparación con años anteriores, se observó diferencias significativas; los poblados que usan mayor cantidad son los del grupo 3

Corozo (3) y Minitas (8), seguido por el grupo 1: Guaco (4), Planes (10), San Antonio (18), Luquigue (11), Ojo de Agua (13), Patojo (14), Jalapa (6), Río Arriba (17), Pichingo (15), Quiscamote (16), Laguna (7) y Quebraditas (9) (Cuadro 9 y Figura 11).

Por otro lado, el uso de la misma cantidad de fertilizantes comparado a años anteriores, mostró diferencias significativas entre los poblados ($\alpha < 0.05$). El grupo 2: Campo 7 (1), Capiro (2), Pacayal (5) y Mina Honda (12) es el que presentó el promedio mayor, luego se encuentra el grupo 1: Guaco (4), Planes (10), San Antonio (18), Luquigue (11), Ojo de Agua (13), Patojo (14), Jalapa (6), Río Arriba (17), Pichingo (15), Quiscamote (16), Laguna (7) y Quebraditas (9) (Cuadro 9 y Figura 11).

4.1.3 Manejo pecuario en los asentamiento humanos

En todos los poblados hay ganado, excepto en Campo 7 (1), Capiro (2), Pacayal (5) y Mina Honda (12) (Figura 12). Los porcentajes obtenidos muestran que menos del 50% de los habitantes en cada uno de los poblados tienen ganado.

Los resultados obtenidos en el análisis de agrupamiento muestra que se observan diferencias significativas entre los poblados ($\alpha < 0.05$) (Cuadro 8). Los poblados donde mayor cantidad de ganado existe es en el grupo 1: Guaco (4), Planes (10), San Antonio (18), Luquigue (11), Ojo de Agua (13), Patojo (14), Jalapa (6), Río Arriba (17), Pichingo (15), Quiscamote (16), Laguna (7), Quebraditas (9), seguido por el grupo 3: Corozo (3) y Minitas (8) (Cuadro 9) (Figura 12).

La práctica más frecuente para dar de beber al ganado es llevarlos a la quebrada, la cual presentó diferencias significativas entre poblados (Cuadro 9 y Figura 12), y en menor frecuencia emplean abrevaderos y pilas (Cuadro 8 y Figura 12). Los resultados muestran además que un bajo porcentaje de los entrevistados expresan encerrar los animales en un sitio específico, la mayoría de pobladores dejan libres en la zona las vacas, cerdos y las gallinas.

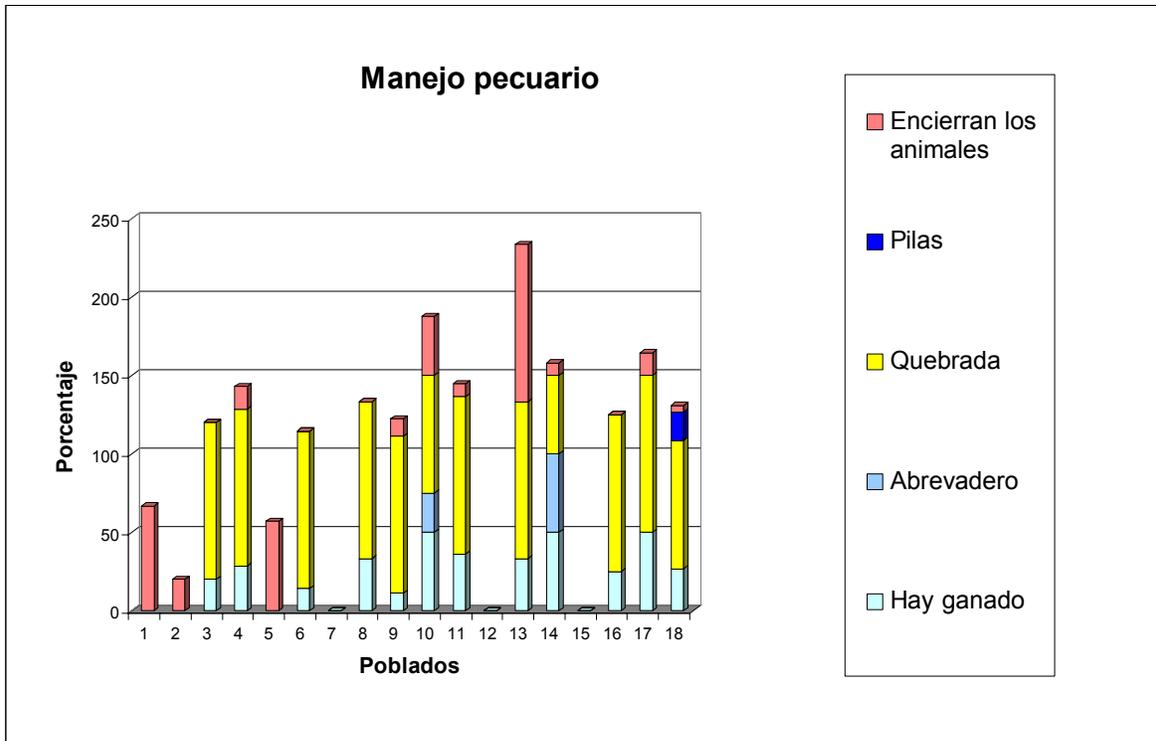


Figura 12. Frecuencia de la forma de manejo pecuario en los asentamientos humanos ubicados en el área de influencia de las estaciones de monitoreo.

4.1.4 Manejo de la materia orgánica en las fincas en los asentamientos humanos

Con el análisis de agrupamiento no se observó diferencias significativas en cada una de las opciones de manejo de la materia orgánica entre los poblados entrevistados (Cuadro 8). Sin embargo los resultados obtenidos muestran que la práctica de manejo más frecuente en todos los poblados es que la materia orgánica la dejan podrir en un sitio específico y posteriormente la utilizan como abono (Figura 13), seguido a esta práctica, la materia orgánica la vierten directamente a las plantas. En contraste la opción de manejo menos frecuente es la quema del material orgánico y botarla a la parcela agrícola (Figura 13).

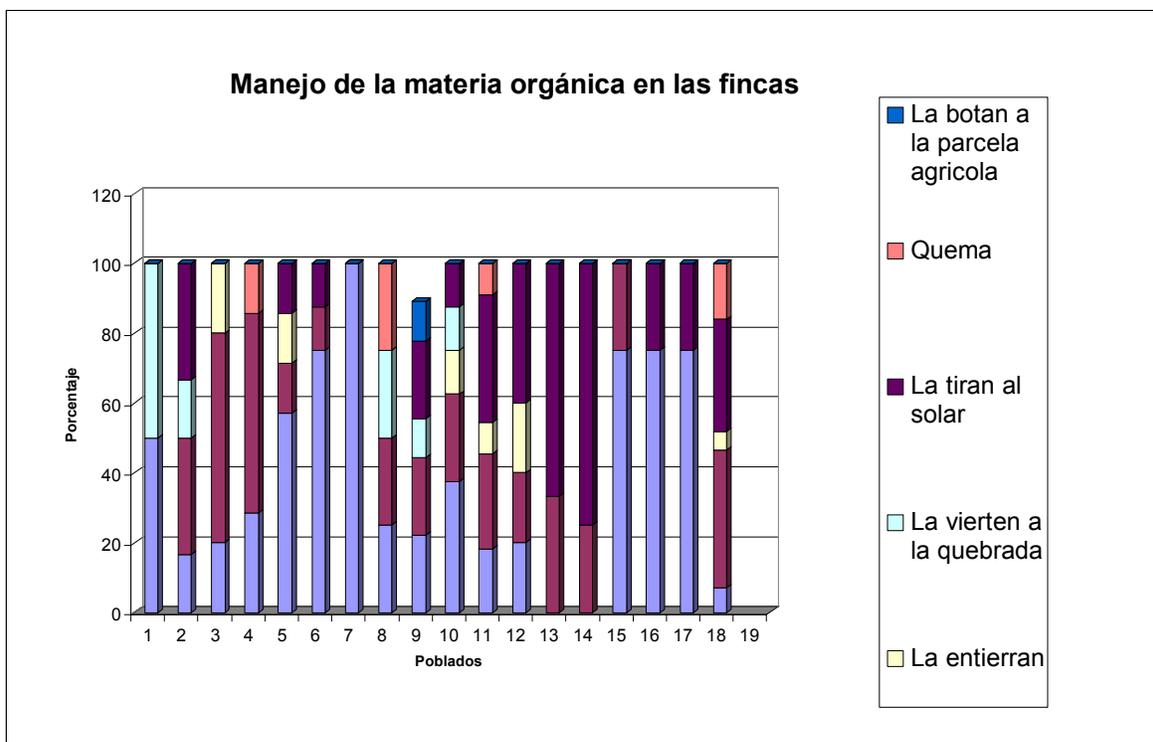


Figura 13. Uso y manejo de la materia orgánica generada en los asentamientos humanos en el área de influencia de las estaciones de monitoreadas.

4.1.5 Estado y manejo de las parcelas agrícolas

Todos los poblados, excepto en Corozo (3) y Minitas (8) usan barreras vivas y muertas como técnicas para la conservación de los suelos y aguas (Figura 14). El uso de barreras es frecuente en menos del 50% de las viviendas entrevistadas en cada uno de los poblados.

Según el análisis de agrupamiento se observa que los poblados del Grupo 2: Campo 7 (1), Capiro (2), Pacayal (5) y Mina Honda (12) son lo que presentaron mayor frecuencia en el uso de las barreras vivas-muertas y lavado de suelo en las parcelas (Cuadro 8 y Figura 14), probablemente debido a que son poblados que se encuentran ubicados en las cotas máximas en la cuenca. Seguido a este grupo se encuentra el grupo 1: Guaco (4), Planes (10), San Antonio (18), Luquigue (11), Ojo de Agua (13), Patojo (14), Jalapa (6), Río Arriba (17), Pichingo (15), Quiscamote (16), Laguna (7) y Quebraditas (9) (Figura 14 y Cuadro 9), que fueron poblados ubicados en cotas inferiores; probablemente esta condición hace que los pobladores no se incentiven a usar técnicas de conservación de suelos, que evite la pérdida de su capa fértil.

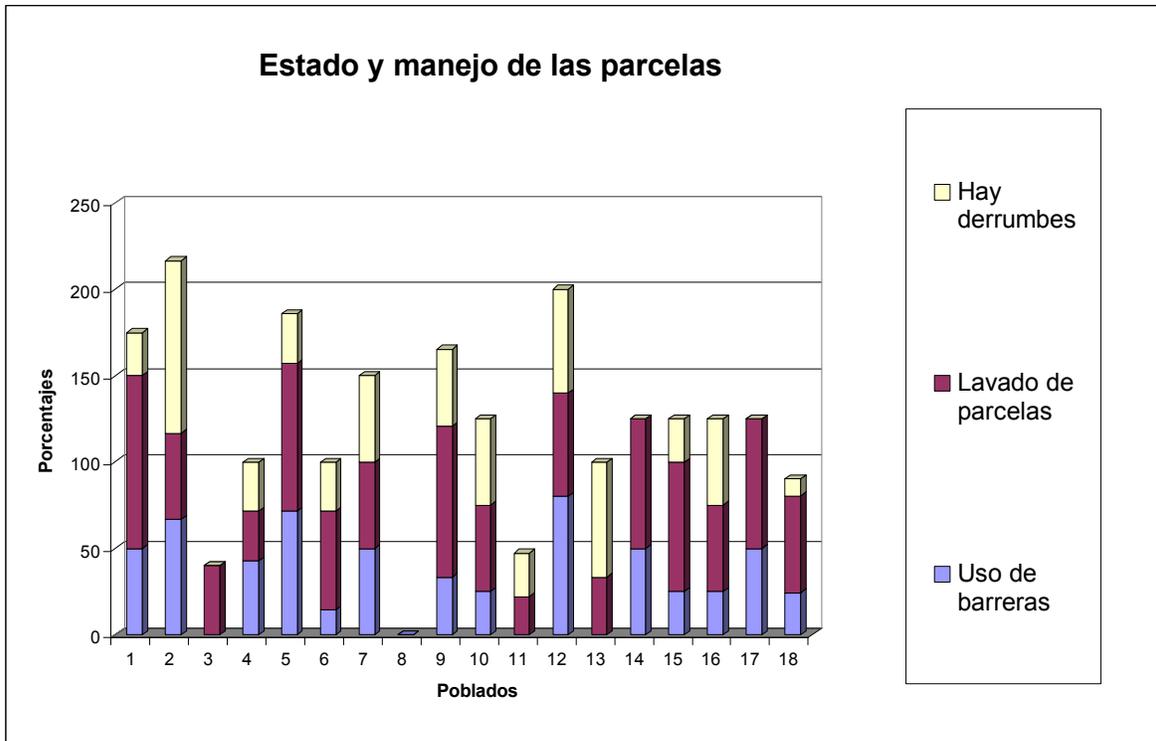


Figura 14. Estado y manejo de las parcelas en los asentamientos humanos en las áreas de influencia a las estaciones de monitoreo.

En relación a los derrumbes observados en lo poblados no se encontraron diferencias significativas entre los poblados (Cuadro 7) (Figura 14).

4.1.6 Manejo de otras actividades antrópicas

En la mayoría de los poblados el lavado de la ropa se efectúa directamente en las fuentes de agua, excepto en Guaco (4), La Laguna (7) y Los planes (10). En los poblados donde con mayor frecuencia usan las fuentes de agua para lavar la ropa es en Campo 7 (1), Capiro (2), Corozo (3), Pichingo (15) y Quiscamote (16). Sin embargo con el análisis de agrupamiento los resultados muestran que no hubo diferencias significativas ($\alpha < 0.05$) entre la proporción de pobladores de cada uno de los asentamientos que usan más que otros poblados la quebrada para el lavado de la ropa (Cuadro 8) (Figura 15).

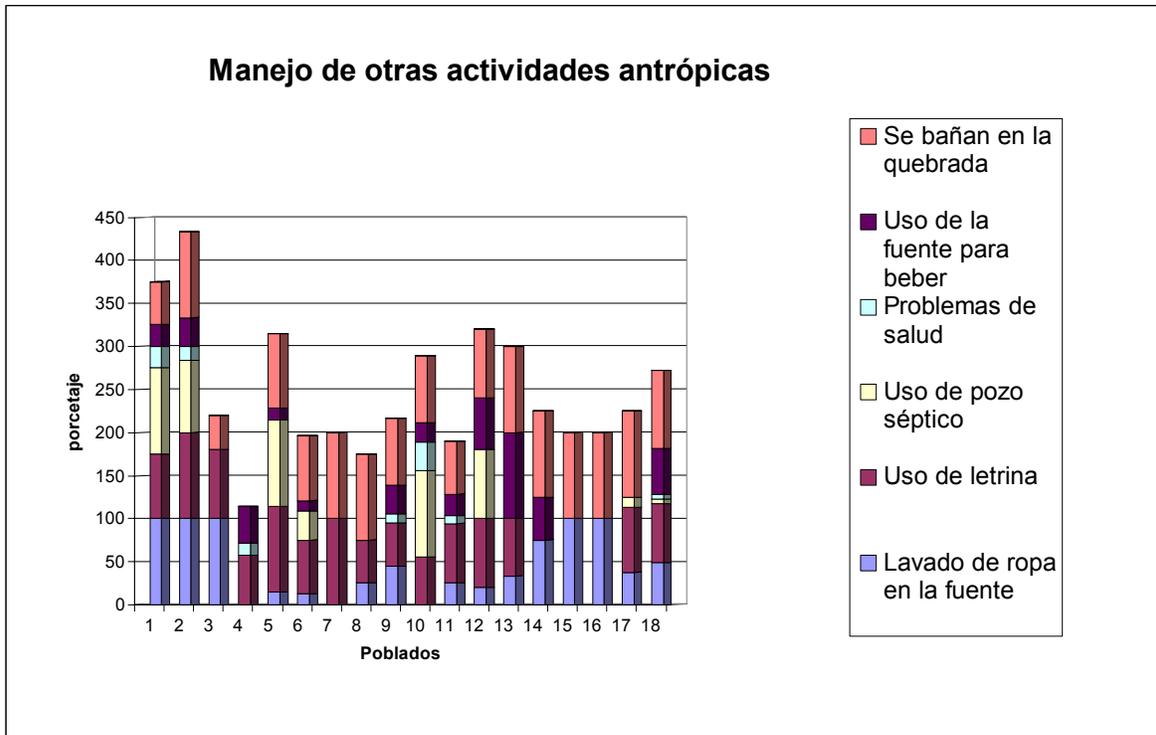


Figura 15. Uso y manejo de otra actividades antrópicas en los asentamientos humanos en el área de influencia de las estaciones de monitoreo ubicadas en la subcuenca del Río Tascalapa.

Todos los asentamientos humanos del área de influencia a las estaciones de monitoreo en la subcuenca Tascalapa usan letrinas, excepto Patojo (14), Pichingo (15) y Quiscamote (16). Sin embargo con el análisis de agrupamiento no se observó diferencias significativas del uso de letrinas entre los poblados (Figura 16) (Cuadro 8).

El uso de pozos sépticos en todos lo poblados presentó diferencias significativas (figura 16). Se observó un mayor uso de pozo séptico en los poblados que conforman el grupo 2 en el análisis de agrupamiento: Campo 7 (1), Capiro (2), Pacayal (5) y Mina Honda (12) (Cuadro 9).

En relación al uso del agua para beber y bañarse, el análisis de agrupamiento no muestra diferencias significativas entre los poblados (Cuadro 8). Más del 50% de los pobladores de los asentamientos usan el agua para bañarse, en comparación al porcentaje de personas que la usan para beber. Solamente el poblado Ojo de Agua es el que presentó el mayor porcentaje de pobladores que usan esta fuente para el consumo humano, el cual es una de las zonas donde estuvo ubicada una estación de monitoreo: Nacimiento Ojo de Agua.

Al preguntar a los entrevistados en cada uno de los poblados si la contaminación de las fuentes de agua afecta la salud de los habitantes, la mayor parte de los poblados contestaron que no. Sin embargo en poblados como Campo 7(1), Capiro (2), Guaco (4), Quebraditas (9), Planes (10), Luquigue (11) y San Antonio, una muy pequeña proporción de entrevistados expresaron haberse enfermado por consumo de agua contaminada.

4.1.6 Manejo de otras actividades antrópicas

Las personas entrevistadas en cada uno de estos poblados expresan que existe poca protección de las fuentes de agua y que los programas de reforestación son escasos, excepto en Luquigue donde los entrevistados expresaron la existencia de programas de reforestación y en menor proporción: Campo 7 (1) y Capiro (2), Jalapa (6), Quebraditas (9), Los Planes (10), Mina Honda (12), Río Arriba (17) y Pacayal (5).

Los resultados obtenidos muestran como las fuentes de agua cercanas a estos poblados conservan la vegetación riparia. Donde hubo mayor frecuencia de respuestas afirmativas por los entrevistados acerca de la existencia de estas franjas fue en el grupo 1 y 3 en el análisis de agrupamiento, Grupo 1: Guaco (4), Planes (10), San Antonio (18), Luquigue (11), Ojo de Agua (13), Patojo (14), Jalapa (6), Río Arriba (17), Pichingo (15), Quiscamote (16), Laguna (7) y Quebraditas (9). Grupo 3: Corozo (3) y Minitas (8) (Figura 17). Estos poblados se encuentran ubicados en toda la cuenca, lo que indica que todas estas fuentes conservan parte de su bosque ripario, condición que fue observada en el campo.

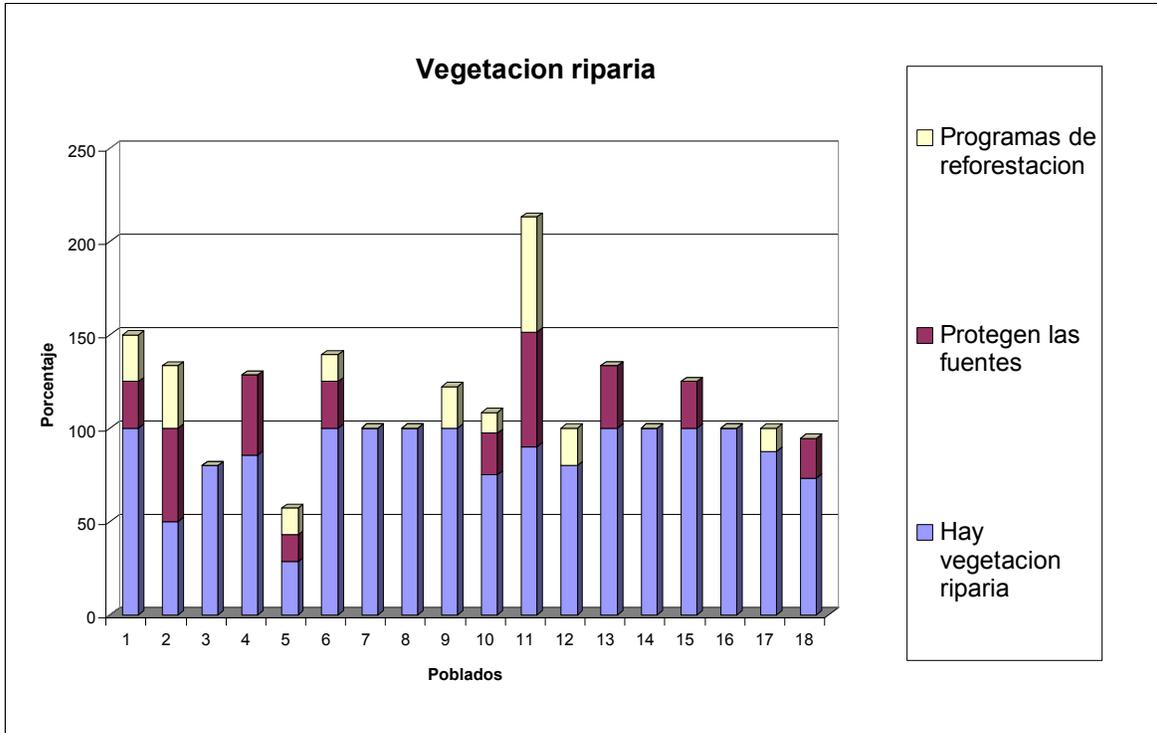


Figura 16. Actividades de conservación para el manejo de las fuentes de agua en las áreas de influencia de las estaciones de monitoreo ubicadas en la subcuenca del Río Tascalapa.

4.2 ALGUNAS MEDICIONES HIDROLÓGICAS

Las mediciones del caudal logran reflejar las condiciones de los caudales durante la época seca y lluviosa, observándose un aumento hacia la época de mayo, donde empieza a incrementarse la precipitación (Cuadro 10 y Figura 17). Este comportamiento de la curva coincide con el patrón de precipitación que se observa en la subcuenca del Río Tascalapa (Anexo 1).

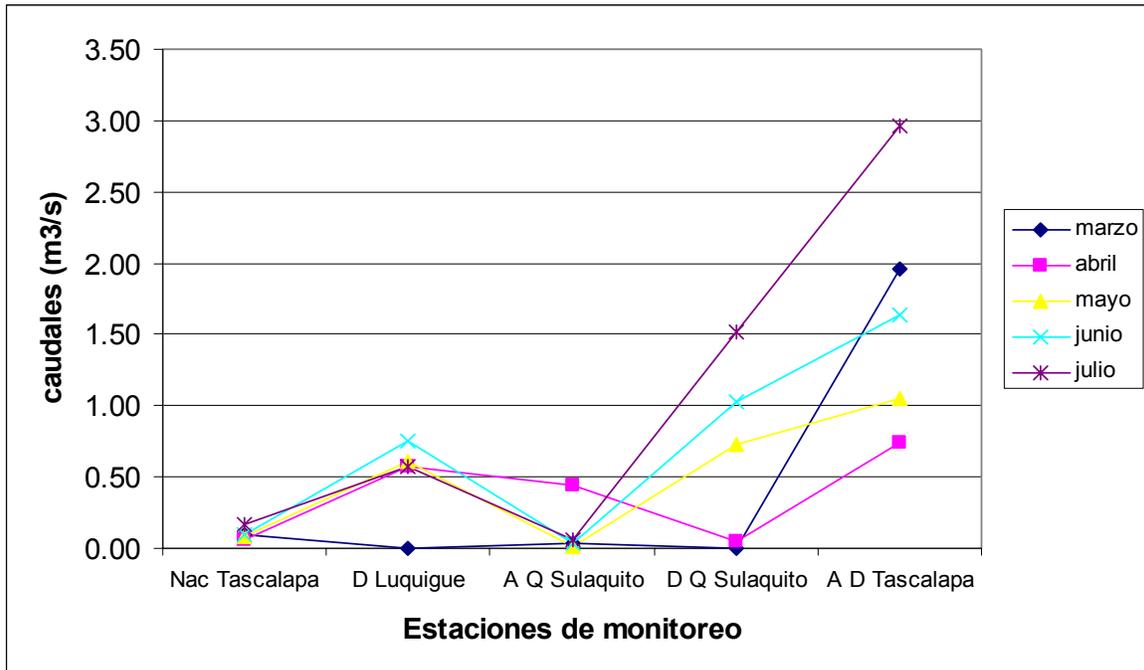


Figura 17. Valores de caudales mensuales obtenidos en las cinco estaciones de monitoreo en el Río Tascalapa, marzo a julio del 2003.

Cuadro 10. Caudal en los drenajes de los tributarios del Río Tascalapa durante marzo a julio del 2003

Estaciones	marzo	abril	mayo	junio	julio	Promedio
Nac Ojo Agua	0.45	0.26	0.26	0.56	1.09	0.52
Des Ojo Agua	0.46	0.14	0.20	2.17	0.83	0.76
Promedio Q Ojo Agua						0.64
Jalapa Arriba	0.060	0.050	0.030	0.040	0.96	0.23
Jalapa Abajo	0.04	0.44	0.013	1.15	2.19	0.71
Promedio Q Jalapa						0.47
Q Membrilla	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.01
Q Sulaquito	0.0091	0.009	0.02	0.04	0.07	0.03
Q Aguas Arriba	0.01	0.01	0.01	0.20	0.01	0.05

Se observó que en las primeras estaciones de monitoreo sobre el Río Tascalapa, el caudal del drenaje se mantuvo constante, pero a partir de la estación Después de la Quebrada Sulaquito, el caudal se incrementó, posiblemente debido a que la Quebrada Sulaquito ha ya desembocado en el río, razón que puede ocasionar incremento en el caudal. En el caso de la estación Antes de la Desembocadura Tascalapa, se observó un mayor incremento del caudal debido a que la Quebrada Sulaquito, Jalapa, Ojo de Agua, Honda y Aguas Arriba han vertido sus aguas sobre el Río Tascalapa (Figura 17).

Los afluentes presentaron caudales menores comparado al Río Tascalapa. El afluente que presentó mayor caudal fue la Q Ojo de Agua y Jalapa, que son afluentes de mayor orden comparado a los demás afluentes evaluados, que fueron de menor orden, las cuales fueron Membrilla, Sulaquito y Aguas Arriba (Cuadro 10).

4.3 Influencia del Uso de la Tierra en la Calidad del Agua

4.3.1 ASPECTOS GEOMORFOLÓGICOS

4.3.1.1 Índice de Uso de la Tierra (IUT)

Se observó que las estaciones que presentaron el mayor valor del índice de uso de la tierra fueron la estación Nacimiento Tascalapa, y la estación de la Quebrada Membrilla, que están situadas en la microcuenca Luquigue. En esta área los habitantes se han caracterizado por conservar las grandes extensiones de pino, además el bosque natural latifoliado que rodea la estación Nacimiento Tascalapa, está ubicado en un área protegida, perteneciente a la montaña de Yoro. La estación Nacimiento Ojo de Agua y Quebrada Aguas Arriba presentaron valores de uso de la tierra menores, comparados con el mismo grupo de estaciones consideradas con menor influencia de uso de la tierra (Cuadro 11) (Anexo 2).

Estas diferencias se deben probablemente a que las cuatro estaciones fueron seleccionadas bajo el criterio de tener menor grado de influencia por poblados al ubicarse cerca del parte aguas de la cuenca, y por el ancho de la vegetación riparia. Sin embargo se obtuvo valores menores, porque están situadas cerca al parte aguas con un entorno conformado por una pequeña fracción de coberturas como bosque de coníferas, quema, pastos y cultivos anuales.

Específicamente la Quebrada Aguas Arriba presentó el valor más bajo de IUT, lo cual obedece a que los coeficientes asignados en estas coberturas, por el grado de protección de los suelos son bajos y no elevan el valor del índice, en comparación a otras estaciones de monitoreo, que tienen mayor grado de influencia de uso de la tierra, debido a que el ancho del bosque ripario fue menor, y por la presencia de mayor cantidad de poblados, como fue el caso de la estación Después del poblado Luquigue, situada sobre el Río Tascalapa.

En cuanto a la variación del índice de uso de la tierra, se observó que en el Río Tascalapa los valores fueron disminuyendo a medida que la influencia del uso de la tierra se incrementaba con coberturas que ofrecen menor grado de protección al suelo (Cuadro 10), pero disminuye abruptamente a partir de la estación Antes de la Quebrada Sulaquito, ocasionando probablemente cambios en las condiciones geomorfológicas, físico-químicas y biológicas en las fuentes de agua de la cuenca.

Un comportamiento similar se observó en la Quebrada Ojo de Agua, donde el índice de uso de la tierra disminuyó hacia la estación Desembocadura Ojo de Agua, mientras que en la Quebrada Jalapa, los valores fueron similares en las dos estaciones monitoreadas (Cuadro 11).

Cuadro 11. Valores de los índices de uso de la tierra en las áreas de influencia correspondiente a cada una de las estaciones de monitoreo.

Nombre de la fuente	Estación de monitoreo	Índice de Uso de la Tierra
Río Tascalapa	Nacimiento Tascalapa	0.90
	Después del poblado Luquigue	0.38
	Antes de la quebrada Sulaquito	0.084
	Después de la quebrada Sulaquito	0.068
	Antes de la desembocadura Tascalapa	0.065
Quebrada Ojo de Agua	Nacimiento Ojo de Agua	0.26
	Desembocadura Ojo de Agua	0.061
Quebrada Jalapa	Jalapa Arriba	0.23
	Jalapa Abajo	0.24
Quebrada Membrilla	Membrilla	0.65
Quebrada Sulaquito	Sulaquito	0.097
Quebrada Aguas Arriba	Aguas Arriba	0.093

La disminución del índice del uso de la tierra hacia la Desembocadura Ojo de Agua, se debe probablemente al incremento de coberturas que ofrece un menor grado de protección al suelo. En la quebrada Jalapa las dos estaciones de monitoreo presentaron un grado de influencia de uso de la tierra similar, lo que indica que las coberturas vegetales en esta área no presentaron mucha variación.

4.3.1.2 Índice Geomorfológico

Los resultados obtenidos con el índice geomorfológico del canal y cada una de las características del canal medidas en todas las estaciones de monitoreo, no presentaron diferencias significativas entre las épocas de muestreo (Cuadro 12).

En relación al índice geomorfológico del canal, para los tratamientos BOSQUE y CULTIVOS-VIVIENDAS hubo diferencias ignificativas ($\alpha < 0.05$) (Cuadro 12). Se obtuvo un promedio más alto

en las estaciones con menor influencia de uso de la tierra como fueron las estaciones Nacimiento Tascalapa, Nacimiento Ojo de Agua, Jalapa, Membrilla y Aguas Arriba (Cuadro 13), lo que indica que las condiciones fueron mejores comparadas a las estaciones donde su entorno predominó los cultivos y viviendas.

Cuadro 12. Resultados del análisis de varianza aplicado a las variables geomorfológicas

VARIABLE	CV	ÉPOCA		TRATAMIENTO	
		F	P(x) <0.05	F	P(x) < 0.05
Índice de características físicas del canal	17.03	0.22	0.8004	49.42	0.0001
Mas del 70 % de sustratos disponibles	29.03	0.47	0.63	0.03	0.8670
Perturbación de los hábitat disponibles	30.81	0	0.99	9.05	0.0053
Presencia de piscinas, y zonas de corriente con diferentes velocidades	41.97	0.20	0.8175	2.74	0.1085
Grado de deposición de sedimentos	29.91	0.79	0.4638	5.68	0.0237
% de sustratos descubiertos por el agua	38.18	0.15	0.8651	0.0013	0.9718
Presencia de canalización o dragado	2.44	0	0.99	4.29	0.0471
Alta ocurrencia de sustratos disponibles para la fauna	119.35	0.19	0.8271	4.72	0.0378
Evidencia de erosión cerca o en el canal	20.96	0.31	0.7373	83.98	0.0001
% de vegetación riparia con plantas nativas	51.22	0	0.99	28.12	0.0001
Ancho de la vegetación riparia	27.84	0	0.99	192.29	0.0001

Con relación a cada una de las variables medidas, las cuales fueron las variables que conformaron el índice general de características del canal: porcentajes de sustratos disponibles como troncos, piedras, arena, vegetación, porcentaje de zonas con la presencia de piscinas, y zonas de corriente con diferentes velocidades y el porcentaje de sustratos descubiertos por el agua, no presentaron diferencias significativas entre los dos grupos de estaciones caracterizados por ser del tratamiento BOSQUE y el otro grupo CULTIVO-VIVIENDAS. Los promedios obtenidos fueron iguales, sin embargo se observó un promedio ligeramente más alto con el porcentaje de piscinas y zonas de

corrientes con un rango de velocidades mayor, en las estaciones con mayor influencia de uso de la tierra.

Se observó que la perturbación de los hábitat disponibles como fue la cantidad de sedimento que rodea la grava en el río y los bancos de arena, presentaron diferencias significativas entre los dos grupos de estaciones de monitoreo ($\alpha < 0.05$), presentando un mayor promedio las estaciones con menor influencia de uso de la tierra (BOSQUE), lo que pudo haber favorecido la mayor diversidad y riqueza de taxa debido a la menor perturbación del hábitat. La puntuación obtenida nos indica que las estaciones con tratamiento BOSQUE se encontraron en mejores condiciones que las estaciones con mayor grado de influencia de uso de la tierra (CULTIVOS-VIVIENDAS).

Cuadro 13. Valores promedios de las características geomorfológicas entre las estaciones de monitoreo correspondientes a bosque y casas con cultivos.

Características Geomorfológicas	BOSQUE	CULT VIVIENDAS
Índice de características físicas del canal	207	144
% de sustratos disponibles	16	16
Perturbación de los hábitat disponibles	17	12
Presencia de piscinas, y zonas de corriente con diferentes velocidades	13	15
Grado de deposición de sedimentos	14	11
% de sustratos descubiertos por el agua	13	12
Presencia de canalización o dragado	20	19
% de sustratos disponibles para la fauna	16	18
Evidencia de erosión cerca o en el canal	34	21
% de vegetación riparia con plantas nativas	32	14
Ancho de la vegetación riparia	34	7

Estos resultados son explicados y corroborados por otras características medidas como el grado de deposición de sedimentos y la evidencia de erosión entre los dos grupos de estaciones por la presencia de dragado, la disminución de la vegetación riparia conformada por plantas nativas, y la disminución del ancho de la franja del bosque ribereño, los cuales presentaron diferencias significativas entre los dos grupos de estaciones ($\alpha < 0.05$), siendo mayores los promedios en las estaciones con menor grado de influencia de uso de la tierra. Estos resultados indican que probablemente el manejo y el uso de la tierra no son adecuados, incrementándose el deterioro de estas áreas.

4.3.2 ASPECTOS FÍSICO-QUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS

4.3.2.1 VARIACIÓN TEMPORAL Y ENTRE LOS TRATAMIENTOS

A continuación se presentan los cambios observados en la calidad física química del agua entre las épocas en que se efectuó el monitoreo y entre los dos grupos de estaciones de monitoreo, dos tratamientos (estaciones con BOSQUE, estaciones con CULTIVO Y VIVIENDAS). Las estaciones descritas serán aquellas ubicadas en la trayectoria principal del río Tascalapa, como en los afluentes monitoreados Quebradas Ojo de Agua, Jalapa, Membrilla Sulaquito y Aguas Arriba.

NITRATOS

Las concentraciones de nitratos tuvieron variaciones significativas (<0.05) entre las diferentes épocas de muestreo (Cuadro 14), observándose un máximo valor en el mes de abril, luego disminuyó en mayo y junio de nuevo se incremento nuevamente en julio (Cuadro 15). El mayor valor en abril probablemente se debe a que al haber disminución del caudal por corresponder a la estación seca, hubo una mayor concentración de los nitratos disueltos en el agua. Sin embargo en la época de mayo lo valores disminuyen probablemente por el incremento en el caudal. Los valores de los nitratos entre los dos tratamientos no tuvieron diferencias significativas (Cuadro 15).

FOSFATOS

Las concentraciones de fosfatos no tuvieron diferencias significativas entre las diferentes épocas de muestreo ni entre usos de la tierra (Cuadro 14), sin embargo se observó el incremento de las concentraciones en la época lluviosa, en los meses junio y julio (Cuadro 15), probablemente debido a la mayor precipitación que pudo haber ocasionado incremento del arrastre de la capa fértil del suelo.

Cuadro 14. Resultados obtenidos en el análisis de varianza, entre las épocas (abril, mayo, junio y julio), los tratamientos (BOSQUE Y CULTIVOS-VIVIENDAS) y época* tratamiento de algunas variables físico químicas.

VARIABLE	CV	ÉPOCA		TRATAMIENTO		ÉPOCA * TRAT	
		F	P(x) <0.05	F	P(x) <0.05	F	P(x) <0.05
Nitratos	65.48	4.75	0.0063*	0.20	0.6563	0.83	0.4869
Fosfatos	41.19	1.70	0.1826	2.44	0.1266	1.04	0.3867
Potencial de Hidrogeniones (pH)	3.03	4.07	0.0129*	63.82	0.0001*	0.11	0.9552
Oxigeno Disuelto	13.41	0.80	0.5020	4.35	0.0435*	0.16	0.9217
Turbidez	34.54	37.95	0.0001*	14.29	0.0005*	6.89	0.0008*
Conductividad	34.35	3.21	0.0332*	0.66	0.4229	0.88	0.4614
Sólidos Totales Disueltos	31.62	4.03	0.0135*	0.37	0.5468	0.73	0.5392
Coliformes Fecales	29.39	11.76	0.0011*	7.25	0.0033*	0.06	0.9454

Cuadro 15. Promedio de algunas variables físico-químicas medidas en la diferentes épocas del muestreo.

EPOCA	NITRATOS	FOSFA TOS	PH	O. D	TURBIDEZ	CONDUCT	C. FEC	TDS
ABRIL	1.11	0.07	7.73	7.10	2.10	351.72	3.70	189.84
MAYO	0.23	0.04	8.04	6.79	5.22	329.74	5.04	179.37
JUNIO	0.24	0.13	7.82	6.60	16.13	316.20	6.31	169.37
JULIO	0.29	0.22	7.71	6.54	35.82	227.09	-	121.19

Cuadro 16. Promedio de algunas variables físico-químicas medidas en la diferentes estaciones de monitoreo con predominancia de BOSQUE o CULTIVOS Y POBLADOS.

PARAMETROS	BOSQUE	CULTIVOS Y VIVIENDAS
Nitratos	0.50	0.43
Fosfatos	0.15	0.09
pH	7.52	8.13
O. D	6.46	7.05
Turbidez	13.30	16.33
Conductividad	318.56	293.82
C. Fecales	3.92	6.11
TDS	169.54	160.35

POTENCIAL DE HIDROGENIONES

Aunque hubo diferencias significativas entre épocas y tratamientos (Cuadro 14), los valores son muy similares y todos están dentro del rango deseable según las normas de Honduras. Los valores mas altos de pH en el uso de la tierra CULTIVOS Y VIVIENDAS, se deben posiblemente al aumento de los procesos erosivos y de contaminantes de origen antrópico en la cuenca. MacDonald et al (1991), indican que el incremento del pH puede deberse a eventos naturales como erosión, variación en la descarga y por las actividades humanas que liberan iones que elevan los valores del pH en el agua.

OXÍGENO DISUELTO

No hubo diferencias significativas entre diferentes épocas de muestreo, pero si entre usos de la tierra (Cuadro 14), siendo mayo la concentración de oxígeno disuelto en el tratamiento CULTIVO-VIVIENDAS (Cuadro 16). Estos resultados se deben probablemente a que en gran parte de las áreas muestreadas, se observo que en las estaciones ubicadas en la parte más baja de la cuenca (CULTIVO- VIVIENDAS), las fuentes presentaron mayor turbulencia y velocidad del agua, lo que facilita la re-oxigenación, comparado con las zonas de menor grado de influencia de uso de la tierra (BOSQUE), donde se observó que estaciones como Nacimiento Ojo de agua, Membrilla y Aguas Arriba presentaron mayor frecuencia de áreas lénticas.

TURBIEDAD

Hubo diferencias significativas tanto entre las diferentes épocas de muestreo, como entre los usos de la tierra ($\alpha < 0.05$) (Cuadro 14), observándose un fuerte incremento de la turbiedad en las estaciones con mayor grado de influencia antrópica y en la época de mayor precipitación (Cuadro 15), probablemente debido a los efectos abrasivos de la lluvia, lo cual ocasiona incremento de la

escorrentía provocando arrastre de contaminantes y sedimentos. Este efecto es mas evidente en los usos de la tierra que no ofrecen un alto grado de protección al suelo y hay mayor alteración de los ecosistemas por el incremento de poblados y áreas de cultivo que aportan sedimentos como arcillas y limos productos de la erosión y desechos producidos por las actividades antrópicas y a la presencia de microorganismos (Tebbutt 1999, Mitchell 1991).

Además se observó interacción entre la época de muestreo y los tratamientos (BOSQUE Y CULTIVOS-VIVIENDAS) (Cuadro 14) (Figura 18), el cual consistió en que los valores de turbiedad en los meses de abril, mayo y junio, fueron menores en las estaciones con bosque que con cultivos y asentamientos humanos. Sin embargo en el mes de julio, los valores se incrementaron en las estaciones de monitoreo con bosque, siendo mayor la turbiedad que en las demás estaciones de monitoreo. Este incremento quizás tuvo relación con la hora de la toma de la muestra, pues pocas horas antes de la toma de la muestra hubo una alta precipitación.

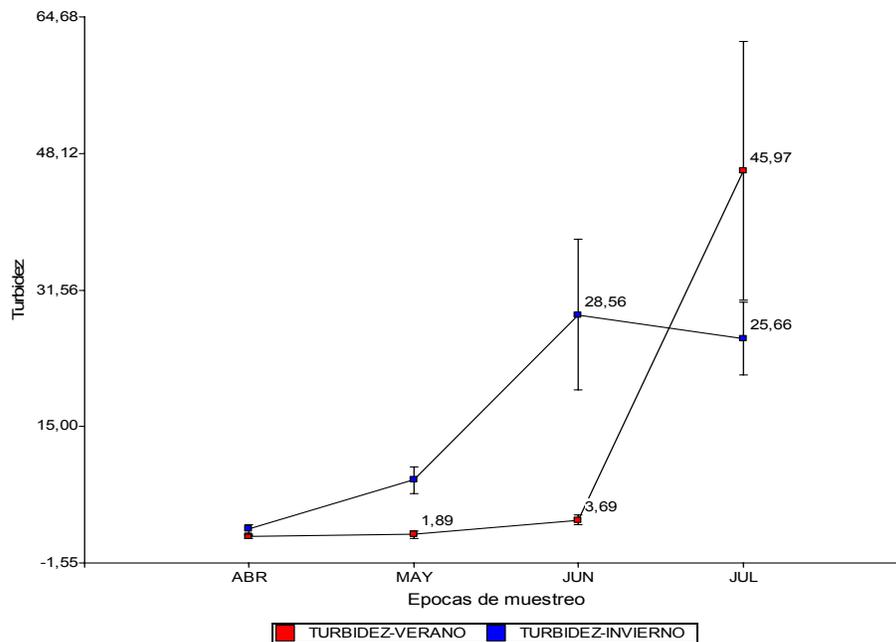


Figura 18. Variación temporal de la turbiedad en las diferentes estaciones de monitoreo.

Estudios efectuados por Chara (2002) en afluentes del Río la Vieja al sur occidente colombiano, al evaluar las variaciones físico químicas entre áreas de boscosas, cafeteras y ganaderas, observó que la turbiedad se incremento en las áreas ganaderas, cobertura que ofreció menor protección al suelo, ocasionando la erosión. Aunque en el presente estudio no se evaluó la actividad ganadera en

relación a la calidad del agua, se observó que las zonas de cultivos y de mayor densidad de poblados, pueden ocasionar efectos similares, produciendo incremento de los procesos erosivos e incremento de microorganismos en el agua.

CONDUCTIVIDAD

Para esta variable hubo diferencias significativas únicamente entre las diferentes épocas de muestreo (Cuadro 14). Se observó una disminución significativa en los valores de conductividad en los meses de mayor precipitación (Cuadro 20) debido a que al incrementar la frecuencia de precipitaciones y por lo tanto los caudales, se incrementó la solubilidad lo que ocasionó una menor concentración de los iones disueltos, los cuales tienen estrecha relación con la conductividad.

Aunque los valores de conductividad no mostraron diferencias significativas entre tratamientos, los valores fueron mayores en las estaciones con menor grado de influencia de uso de la tierra, o sea las áreas más boscosas (Cuadro 16), probablemente debido a los altos valores presentados en la estación Membrilla y Nacimiento Ojo de Agua, que incrementaron el promedio. Como ya fue explicado probablemente se debe a las condiciones geoquímicas en estas zonas.

SÓLIDOS TOTALES DISUELTOS

Hubo diferencias significativas de las concentraciones entre las diferentes épocas de muestreo ($\alpha < 0.05$) (Cuadro 19), aunque no entre tratamientos. Se observó una disminución en los sólidos totales disueltos en los meses de mayor precipitación (Cuadro 14), comportamiento similar al observado con la conductividad, lo cual se debe al incremento de la solubilidad ocasionada por el aumento de la precipitación, en consecuencia del mayor caudal.

Aunque no hubo diferencias significativas entre tratamientos, los sólidos disueltos totales fueron mayores en las estaciones de menor influencia de uso de la tierra, o sea el tratamiento bosque. Estudios efectuados por Chara (2002) en afluentes del Río la Vieja al suroccidente colombiano, al evaluar las variaciones físico-químicas entre áreas de boscosas, cafeteras y ganaderas, indican que las concentraciones de sólidos disueltos fueron mayores en las quebradas que drenan zonas boscosas debido a la descomposición constante de hojarasca que aporta ácidos húmicos y otros elementos disueltos.

COLIFORMES FECALES

Los valores tuvieron variaciones significativas entre las diferentes épocas de muestreo y entre tratamientos ($\alpha < 0.05$) (Cuadro 14 y 15).

El incremento de los coliformes fecales en la época lluviosa (Cuadro 15) probablemente se debe al aumento de la escorrentía que se ocasiona en la época lluviosa, arrastrando material fecal de origen animal y humano ubicados en campo abierto o al incrementarse el nivel freático del suelo, lo cual trae consigo el arrastre de material de las letrinas y pozos sépticos empleados en la higiene familiar en la cuenca. Los poblados cercanos a las estaciones con mayor influencia de coliformes fecales, por el aporte directo e indirecto de los materiales orgánicos a las aguas superficiales originan disminución de las condiciones de saneamiento ambiental.

En relación a las variaciones entre las estaciones con BOSQUE y CULTIVOS Y ASENTAMIENTOS HUMANOS se observó que las estaciones con mayor influencia antrópica presentaron mayores concentraciones de coliformes fecales (Cuadro 16), debido a la mayor densidad de poblados ubicados en esta área.

4.3.2.2 VARIACIÓN DE LA CONDUCTIVIDAD Y DUREZA EN LA ÉPOCA SECA Y LLUVIOSA

En relación a las épocas, se observó que los valores de conductividad tuvieron diferencias significativas ($\alpha < 0.05$) (Cuadro 17), observándose mayores concentraciones en la época de verano que en la época de invierno probablemente debido a que en la época seca al haber un menor caudal, la dilución es menor observándose mayor concentración de iones disueltos en un litro de agua (Figura 19). Estos resultados obtenidos fueron observados en los anteriores muestreos analizados.

La dureza no presentó diferencias significativas entre las épocas de muestreo ($\alpha < 0.05$), como se observó con los valores de conductividad (Cuadro 17).

Al comparar la curva de la conductividad y la dureza, se observó un comportamiento similar, lo que muestra que posiblemente gran parte de la conductividad es atribuida por iones disueltos en el agua como carbonato de calcio que aportan dureza al agua. Sin embargo el aporte de la concentración restante de la conductividad probablemente se debe también a otros iones disueltos en el agua, que no fueron medidos (Cuadro 17) (Figura 20). Con los resultados obtenidos se observó una clara tendencia de que en la estación seca los valores de dureza fueron mayores que en la estación

lluviosa, posiblemente debido a que al incrementar el caudal, hubo una mayor solubilidad, obteniendo una menor concentración de calcio y magnesio por cada litro de agua. Las diferencias no significativas de las concentraciones de la dureza en comparación a la conductividad probablemente se deben a que el rango de la concentración de dureza fue menor, lo que pudo ocasionar que la prueba no hubiera detectado las diferencias significativas en la prueba de hipótesis.

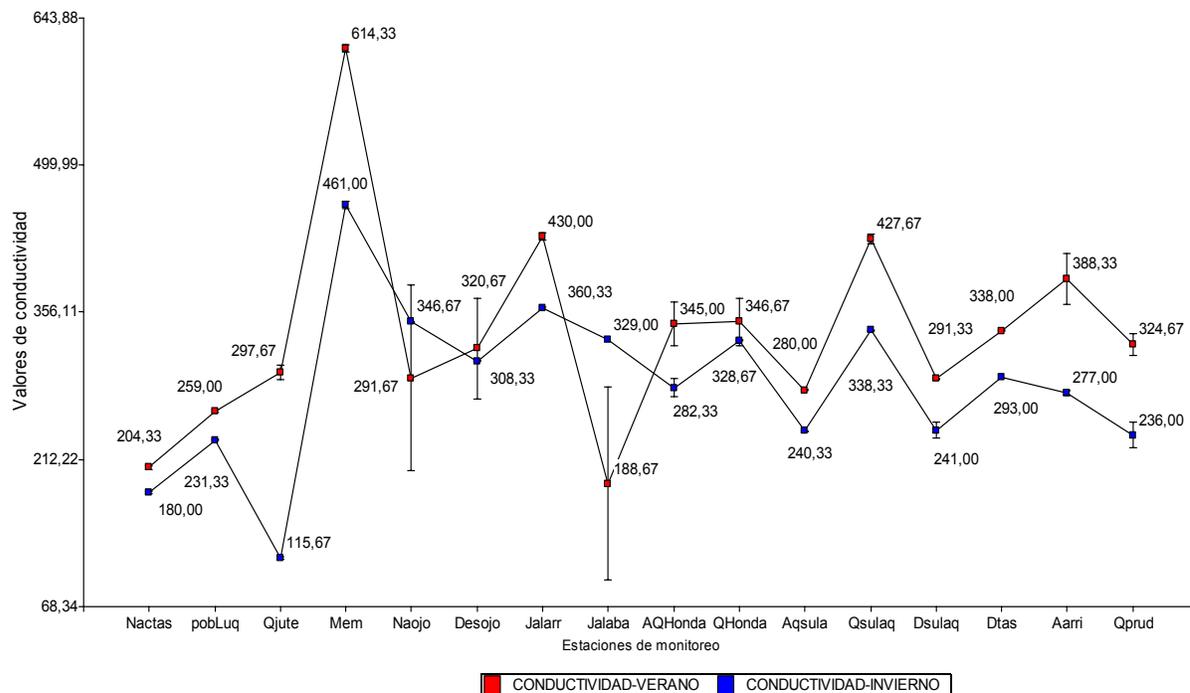


Figura 19. Variación espacial y temporal de la conductividad en las diferentes estaciones de monitoreo.

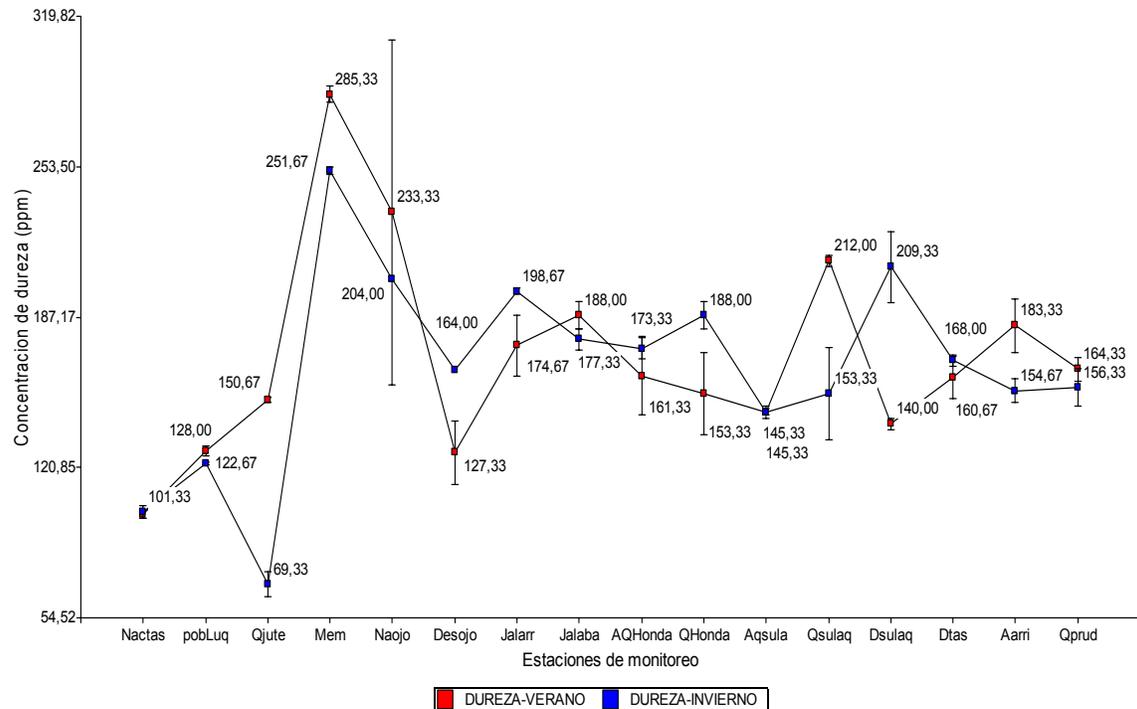


Figura 20. Variación espacial y temporal de la dureza en las diferentes estaciones de monitoreo.

Cuadro 17. Resultados obtenidos en el análisis de varianza con los valores de conductividad y dureza, entre las estaciones de monitoreo y épocas (abril, mayo, junio y julio).

VARIABLE	CV	F	P(X)
DUREZA	9.72		
Lugar		49.47	0.0001*
Época		0.49	0.4914
Lugar * Época		7.95	0.0001*
CONDUCTIVIDAD	7.09		
Lugar		54.75	0.0001*
Época		141.98	0.0001*
Lugar * Época		19.14	0.0001*

Vale la pena destacar que en época de verano los valores de dureza fluctuaron entre 128 ppm en la estación Después del poblado Luquique clasificando el agua como dura (121 a 180 ppm), a 285.33 en Membrilla clasificando el agua muy dura (>180 ppm). Mientras que en la época lluviosa los valores fluctuaron entre 69.33 ppm en la Quebrada el Jute clasificando el agua como moderadamente dura (60-120 ppm) a 251.67 en la quebrada Membrilla clasificando el agua como muy dura (>180 ppm).

Los resultados obtenidos muestran que el agua de la cuenca presenta tendencia a la dureza, observándose aguas muy duras en áreas sin presencia de industrias y agricultura intensiva como fue en la estación Membrilla y Nacimiento Ojo de Agua, por lo tanto su origen deberá buscarse en la naturaleza hidrogeológica de la zona, como rocas sedimentarias, y las formaciones calcáreas (Hem 1985), que son condiciones geológicas observadas en la cuenca (CIAT 2000). En aguas naturales puede variar entre 0 a cientos de ppm. Las aguas subterráneas provenientes de depósitos de caliza, pueden presentar valores mayores de 1000 ppm (Hem 1985).

En cuanto a la variación espacial se encontraron diferencias significativas de los valores de conductividad y dureza ($\alpha < 0.05$). Con los valores obtenidos se observó que generalmente entre mas cercanas eran las estaciones de monitoreo, mas similares fueron las concentraciones de conductividad y dureza. A medida que el río se dirigía a la zona baja de la cuenca, los valores se incrementaron. Sin embargo en estaciones de menor influencia antropica, como fue el caso de la estación Membrilla y Nacimiento Ojo de Agua, excepto la estación Nacimiento Tascalapa y Quebradas Aguas Arriba, las concentraciones fueron mayores comparado a los otros puntos de monitoreo donde el grado de la influencia antropica era mayor. Esto probablemente se debe a lo descrito en líneas anteriores, las altas concentraciones obtenidas en puntos con muy baja influencia de uso de la tierra comparado a otros puntos indican que su origen deberá buscarse en la naturaleza hidrogeológica de la zona, como rocas sedimentarias, percolaciones y las formaciones calcáreas (Hem 1985).

Por otro lado el incremento de las concentraciones de conductividad y dureza hacia las estaciones ubicadas aguas abajo en el Río Tascalapa probablemente se debe a los procesos erosivos y al incremento y acumulación de la influencia antropica, valor que fue corroborado al observar los poblados situados en el área de influencia de las estaciones de monitoreo, a la acumulación de contaminantes originados de las actividades en los poblados, al índice de uso de la tierra, al índice

ICA, al índice geomorfológico del canal, que dio valores menores en las estaciones con mayor grado de influencia de uso de la tierra.

4.3.2.3 VARIACIÓN ESPACIAL

A continuación se presenta los cambios observados en la calidad físico-química del agua ocasionados por las posibles acciones en el manejo del uso de la tierra, ubicadas en el área de influencia de las estaciones de monitoreo con diferente grado de influencia de uso de la tierra. Fueron evaluados los puntos de muestreo ubicados en la trayectoria principal del Río Tascalapa, y en sus afluentes Quebradas Ojo de Agua, Jalapa, Membrilla Sulaquito y Aguas Arriba.

NITRATOS

Las concentraciones de **nitratos** no presentaron diferencias significativas en el Río Tascalapa ni en los demás afluentes (Cuadro 18) y fueron clasificadas para los diferentes usos del agua según la Norma Técnica Nacional de Honduras (CAPRE 2003) (Cuadro 20, 21 y 22).

En el Río Tascalapa y en la Quebrada Jalapa las concentraciones fueron mayores en los puntos con mayor grado de influencia de uso de la tierra (Cuadro 19). En en la Quebrada Ojo de Agua las concentraciones fueron mayores en la estación Nacimiento Ojo de Agua que en la Desembocadura. En la estación Quebrada Aguas Arriba, se observó la mínima concentración de nitratos, punto con mayor grado de influencia antropica, comparado con la Quebrada Membrilla y Aguas Arriba.

Aunque en general las concentraciones obtenidas fueron bajas, se observó que las estaciones que presentaron los máximos valores fue debido probablemente a la acumulación de contaminantes proveniente desde la parte alta de la cuenca, al incremento de las actividades agropecuarias con coberturas que ofrecen menor grado de protección al suelo y a la existencia de caseríos en el área (Anexo 4). Autores como Brooks et al (1996) y Hem (1985) expresan que el aporte de nitrógeno al agua se puede debe a una mayor frecuencia de actividades agrícolas y a la entrada de material orgánico de origen natural.

En el caso de la Quebrada Ojo de Agua, la estación Nacimiento Ojo de Agua (Cuadro 19), estación con menor grado de influencia antropica, presentó mayor concentración de nitratos probablemente debido al lavado de ropa en este lugar, y a la entrada de material orgánico de origen natural proveniente del bosque ripario y de la vegetación sumergida. Esta estación de monitoreo se

caracteriza por presentar una franja de aproximadamente 30 metros y se observan zonas de aguas lénticas y de corriente, lo que puede favorecer la acumulación de la materia orgánica y al mismo tiempo la oxigenación que facilita la degradación del material orgánico. Se observa además una cantidad considerable de raíces sumergidas y algunas plantas acuáticas, las cuales al caer las hojas y el resto de material vegetal, es descompuesto dentro del agua, razón que puede explicar la mayor concentración de nutrientes, comparado con la estación Desembocadura Ojo de Aguas, cuyas condiciones difieren debido probablemente a la menor cantidad de vegetación sumergida, menor franja de bosque ripario. MacDonald et al (1991) y Lowrance et al. (1997) observaron que la zona riparia juega un papel importante en la transformación del nitrógeno, en condiciones aeróbicas y anaeróbicas. Expresan que las zonas riparias cumplen un papel importante en la desnitrificación y ocurren con mayor frecuencia en los suelos forestales, especialmente en la zona de raíces o que las condiciones sean favorables para la desnitrificación.

En el caso de la Quebrada Aguas Arriba y Membrilla presentaron mayor valor probablemente debido a la entrada de material orgánico de origen natural proveniente del bosque ripario y de la vegetación sumergida. Estas estaciones de monitoreo son similares a la estación Nacimiento Ojo de Agua, que se caracteriza por presentar una franja riparia más o menos continua, presenta mayor frecuencia de áreas lénticas con algunas zonas de corriente, comparada a las estaciones con mayor grado de influencia de uso de la tierra, condición que puede favorecer la acumulación de la materia orgánica y al mismo tiempo, la oxigenación que facilita la degradación del material orgánico. En estas dos estaciones también se observa una cantidad considerable de raíces sumergidas y algunas plantas acuáticas, las cuales al caer las hojas y el resto de material vegetal es descompuesto dentro del agua. Razón que puede explicar la mayor concentración de nutrientes en esta zona, comparada con la estación Quebrada Sulaquito, cuyas condiciones difieren debido a la menor cantidad de vegetación sumergida, menor franja de bosque ripario y mayor turbulencia en el agua.

FOSFATOS

Las concentraciones de **fosfatos** no presentaron diferencias significativas entre las estaciones del Río Tascalapa ni en los afluentes y fueron clasificadas para los diferentes usos del agua según la Norma Técnica Nacional de Honduras (CAPRE 2003) (Cuadro 20, 21 y 22).

En el Río Tascalapa y en la Quebrada Jalapa se observó que los valores fueron mayores en las estaciones con mayor grado de influencia de uso de la tierra. Esta mayor concentración de fosfatos,

se debe probablemente al mayor grado de influencia de uso de la tierra debido a la acumulación de las actividades antrópicas realizadas aguas arriba de esta estación de monitoreo.

La estación de monitoreo Antes de la Desembocadura Tascalapa probablemente ha recibido los contaminantes provenientes de las zonas altas de la cuenca, además cerca de la misma, se encuentran los caseríos Río Arriba y San Antonio, poblados donde hay mayor cantidad de ganado, usan las fuentes para aguar el ganado, emplean las letrinas y pozos sépticos ubicados muy próximos de la fuente y emplean pocas técnicas de conservación de suelos y aguas. Otro aspecto a considerar es que los afluentes Jalapa y Ojo de Agua, que tienen muy cerca poblados que usan con mayor frecuencia los fertilizantes han desembocado al río Tascalapa en este punto. Además, cerca a la estación Jalapa Abajo, el poblado Patojo es de los pocos en la cuenca que no tiene letrinas.

Autores como Roldan (1992) Mitchell et al (1991) expresan que una de las posibles fuentes de fosfatos es a través de fertilizantes, detergentes utilizados en la agricultura, al mal tratamiento de aguas de desechos de tanques sépticos, letrinas, y a la eliminación de vegetación natural para efectuar actividades agrícolas y quema. Situación que se observa claramente a lo largo de estas estaciones monitoreadas sobre el Río Tascalapa, y que es corroborado con el índice de uso de la tierra y la descripción de las características geomorfológicas. En el caso de la Quebrada Ojo de Agua y demás afluentes, se observó que la concentración de fosfatos fue mayor en la estación Nacimiento Ojo de Agua y en Quebrada Aguas Arriba (Cuadro 19). Este incremento de la concentración de fosfatos coincide con lo observado con los nitratos, lo cual sugiere que la causa de este incremento probablemente es la misma, el lavado de ropa en este sitio y a la entrada de material orgánico proveniente de algunas casas cercanas y de origen natural proveniente del bosque ripario y plantas acuáticas presentes. Autores como Roldan (1992) expresan que la vegetación acuática enraizada también contribuye a tomar el fósforo de los sedimentos, incorporándolos en sus células y liberándolo luego al descomponerse el material vegetal, condición que fue observada en las Quebradas Aguas Arriba, Membrilla y en la estación Nacimiento Ojo de Agua, donde se observan condiciones geomorfológicas naturales similares.

Cuadro 18. Resultados obtenidos en el análisis de varianza de algunas variables físico químicas.

Río Tascalapa	VARIABLE	CV	ÉSTACIONES	
			F	P(x) <0.05
	Nitratos	120.72	1.27	0.34
	Fosfatos	131.24	1.52	0.27
	Potencial de Hidrogeniones (pH)	2.81	2.96	0.07
	Oxígeno Disuelto	11.21	0.63	0.6538
	Turbidez	163.07	0.78	0.56
	Conductividad	7.70	13.57	0.0005*
	Sólidos Totales Disueltos	6.39	20.11	0.0001*
	Coliformes Fecales	244.71	0.93	0.48
Quebrada Ojo de Agua	Nitratos	115.82	0.03	0.88
	Fosfatos	99.1	0.32	0.60
	Potencial de Hidrogeniones (pH)	2.63	23.87	0.001*
	Oxígeno Disuelto	3.70	0.20	0.69
	Turbidez	56.80	1.09	0.35
	Conductividad	8.15	0.91	0.39
	Sólidos Totales Disueltos	4.81	2.83	0.17
	Coliformes Fecales	122.88	3.40	0.14
Quebrada Jalapa	Nitratos	108.93	0.82	0.42
	Fosfatos	116.17	2.79	0.17
	Potencial de Hidrogeniones (pH)	2.63	0.05	0.83
	Oxígeno Disuelto	9.24	3.86	0.12
	Turbidez	93.97	0.75	0.43
	Conductividad	34.46	1.60	0.27
	Sólidos Totales Disueltos	7.24	0.31	0.60
	Coliformes Fecales	84.5	0.07	0.81
Otros afluentes (Membrilla, Sulaquito y Aguas Arriba)	Nitratos	149.67	0.99	0.42
	Fosfatos	111.38	0.19	0.83
	Potencial de Hidrogeniones (pH)	1.91	8.22	0.02*
	Oxígeno Disuelto	6.54	4.50	0.06
	Turbidez	146.16	2.17	0.19
	Conductividad	12.01	19.03	0.0025*
	Sólidos Totales Disueltos	8.43	38.36	0.0004*
	Coliformes Fecales	243.54	0.79	0.49

Cuadro 19. Promedios obtenidos de los valores físico químico en las doce estaciones de monitoreo.

PARAMETROS	RIO TASCALAPA					Q OJO DE AGUA		Q JALAPA		OTROS AFLUENTES		
	Nac Tasc	Después Poblado Luquigue	Antes Q Sulaq	Después Q Sulaquito	Antes desembocadura Tascalapa	Nacimiento Ojo de Agua	Desembocadura Ojo de Agua	Jalapa Arriba	Jalapa Abajo	Q Membrilla	Q Sulaq	Q A Arriba
Nitratos	0.55	0.14	0.14	0.23	0.80	0.95	0.82	0.46	1.09	0.20	0.11	0.60
Fosfatos	0.07	0.02	0.07	0.04	0.22	0.10	0.06	0.013	0.11	0.06	0.10	0.09
Conductividad	7.02	7.58	7.60	8.03	7.25	355.8	333.8	272.39	390.50	563.72	372.44	323.99
TDS	98.84	134.55	138.69	144.58	159.26	186.33	174.41	197.57	204.23	301.11	194.82	175.83
Turbidez	2.24	5.47	11.37	19.38	30.86	3.08	5.06	5.05	10.1	1.79	18.47	2.51
pH	7.75	8.24	8.31	8.19	8.25	7.24	8.04	8.14	8.18	7.83	7.90	7.45
Oxígeno disuelto	7.02	7.58	7.60	8.03	7.25	6.34	6.80	6.69	5.76	6.69	7.13	6.08
DQO	65	64	65	65	69	68	59	64	66	34.50	37	37
DBO	14	14	12	4	7	8	12	8	12	7.50	8	8.50
Coliformes fecales	25	46	2580	339	933	69.3	1773.3	1100.7	1315.3	880	3776	38

Cuadro 20. Estado del agua en los diferentes puntos de monitoreo para uso potable, según la Norma Nacional de Honduras

PARAMETROS	Nacimiento Tascalapa	Después Poblado Luquique	Antes Q Sulaquito	Después Q Sulaquito	Antes desembocadura Tascalapa	Nacimiento Ojo de Agua	Desembocadura Ojo de Agua	Jalapa Arriba	Jalapa Abajo	Q Membrilla	Q Sulaquito	Q A Arriba
Nitratos	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
Fosfatos	A	A	A	A	B	B	B	A	B	B	A	B
Conductividad	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
TDS	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
Turbidez	A	A	A	B	B	A	A	A	A	B	B	B
pH	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
Oxígeno disuelto	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
DOO	EXC	EXC	EXC	EXC	EXC	EXC	EXC	EXC	EXC	EXC	EXC	EXC
DBO	EXC	B	EXC	B	EXC	EXC	EXC	EXC	EXC	EXC	EXC	EXC
Coliformes fecales	A	A	EXC	B	B	A	B	B	B	B	EXC	A

Categoría A: Para ser usado es necesario desinfección Categoría B: Para ser usado es necesario tratamiento convencional
 Exc: Gama excedida

Cuadro 21. Estado del agua en los diferentes puntos de monitoreo para uso agrícola y pecuario, según la Norma Nacional de Honduras

PARAMETROS	Nacimiento Tascalapa	Después Poblado Luquique	Antes Q Sulaquito	Después Q Sulaquito	Antes desembocadura Tascalapa	Nacimiento Ojo de Agua	Desembocadura Ojo de Agua	Jalapa Arriba	Jalapa Abajo	Q Membrilla	Q Sulaquito	Q A Arriba
Nitratos	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
TDS	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
Ph	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
Oxígeno disuelto	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
DOO	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
DBO	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
Coliformes fecales	A	A	EXC	A	A	A	B	B	B	A	EXC	A

Categoría A: Para ser usado es necesario desinfección Categoría B: Para ser usado es necesario tratamiento convencional
 Exc: Gama excedida

Cuadro 22. Estado del agua en los diferentes puntos de monitoreo para la preservación de la flora y la fauna, según la norma nacional de Honduras.

PARAMETROS	Nacimiento Tascalapa	Después Poblado Luquique	Antes Q Sulaquito	Después Q Sulaquito	Antes desembocadura Tascalapa	Nacimiento Ojo de Agua	Desembocadura Ojo de Agua	Jalapa Arriba	Jalapa Abajo	Q Membrilla	Q Sulaquito	Q Aguas Arriba
Nitratos	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO
Ph	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO
Oxígeno disuelto	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO
DQO	NO APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	NO APTO	NO APTO	NO APTO
DBO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO
Coliformes fecales	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO	APTO

APTO: para la preservación de la flora y la fauna NO APTO: para la preservación de la flora y la fauna

Cuadro 23. Estado del agua en los diferentes puntos de monitoreo para el uso recreativo, según la norma nacional de Honduras

PARAMETROS	Nacimiento Tascalapa	Después Poblado Luquique	Antes Q Sulaquito	Después Q Sulaquito	Antes desembocadura Tascalapa	Nacimiento Ojo de Agua	Desembocadura Ojo de Agua	Jalapa Arriba	Jalapa Abajo	Q Membrilla	Q Sulaquito	Q Aguas Arriba
PH	CD	CD	CD	CD	CD	CD	CD	CD	CD	CD	CD	CD
Oxígeno disuelto	CD	CD	CD	CD	CD	CD	CD	CD	CD	CD	CD	CD
DQO	EXC	EXC	EXC	EXC	EXC	EXC	EXC	EXC	EXC	CI	CI	CI
DBO	CD	CD	CD	CD	CD	CD	CI	CD	CI	CD	CD	CD
Coliformes fecales	CD	CD	EXC	CD	CD	CI	CI	CD	CI	CD	EXC	CD

CD: para uso recreativo con un contacto directo (natación, buceo y baños) CI: para uso recreativo con un contacto indirecto (pesca)
EXC: Gama excedida

CONDUCTIVIDAD

Los valores de **conductividad** presentaron diferencias significativas en las estaciones del Río Tascalapa y entre los afluentes Membrilla, Sulaquito y Aguas Arriba (Cuadro 18). En el Río Tascalapa se observó el incremento hacia las estaciones con mayor grado de influencia de uso de la tierra (Cuadro 14) (Figura 21). Las concentraciones fueron clasificadas para los diferentes usos del agua según la Norma Técnica Nacional de Honduras (CAPRE 2003) (Cuadro 20, 21 y 22). Aunque los valores son considerados bajos, el incremento de la conductividad se debe probablemente a los procesos erosivos de la cuenca y al incremento y acumulación de vertimientos de origen antrópico hacia las estaciones ubicadas Antes de la Desembocadura Tascalapa.

Algunos autores como Roldán (1992), MacDonald et al (1991) y Brooks et al (1996) expresan que los valores de conductividad se encuentran relacionados con la naturaleza geoquímica del terreno. Los iones más responsables de la conductividad son los llamados macro-nutrientes, iones disueltos en el agua como: calcio magnesio, potasio, sodio, carbonatos, cloruros y sulfatos. También se encuentra relacionada con la variación diaria de la descomposición de la materia orgánica y a la detección de fuentes de contaminación.

En los afluentes Membrilla, Sulaquito y Aguas Arriba, en general, las conductividades fueron bajas (Cuadro 14). El máximo valor de la conductividad en la Quebrada Membrilla probablemente se debe más a las características geoquímicas del suelo que al aporte natural y antropico de la materia orgánica debido a la ausencia de viviendas en esta zona. Los valores en Membrilla fueron muy elevados comparados a las estaciones Nacimiento Ojo de Agua y Aguas Arriba, que tienen condiciones naturales similares. Algunos autores como Roldán (1992), MacDonald et al (1991) y Brooks et al (1996) expresan que los valores de conductividad se encuentran relacionados con la naturaleza geoquímica del terreno y con la variación diaria de la descomposición de la materia orgánica y a la detección de fuentes de contaminación. Los iones más responsables de la conductividad son los llamados macro-nutrientes, iones disueltos en el agua como: nitratos, fosfatos, calcio magnesio, potasio, sodio, carbonatos, cloruros y sulfatos (MacDonald et al 1991).

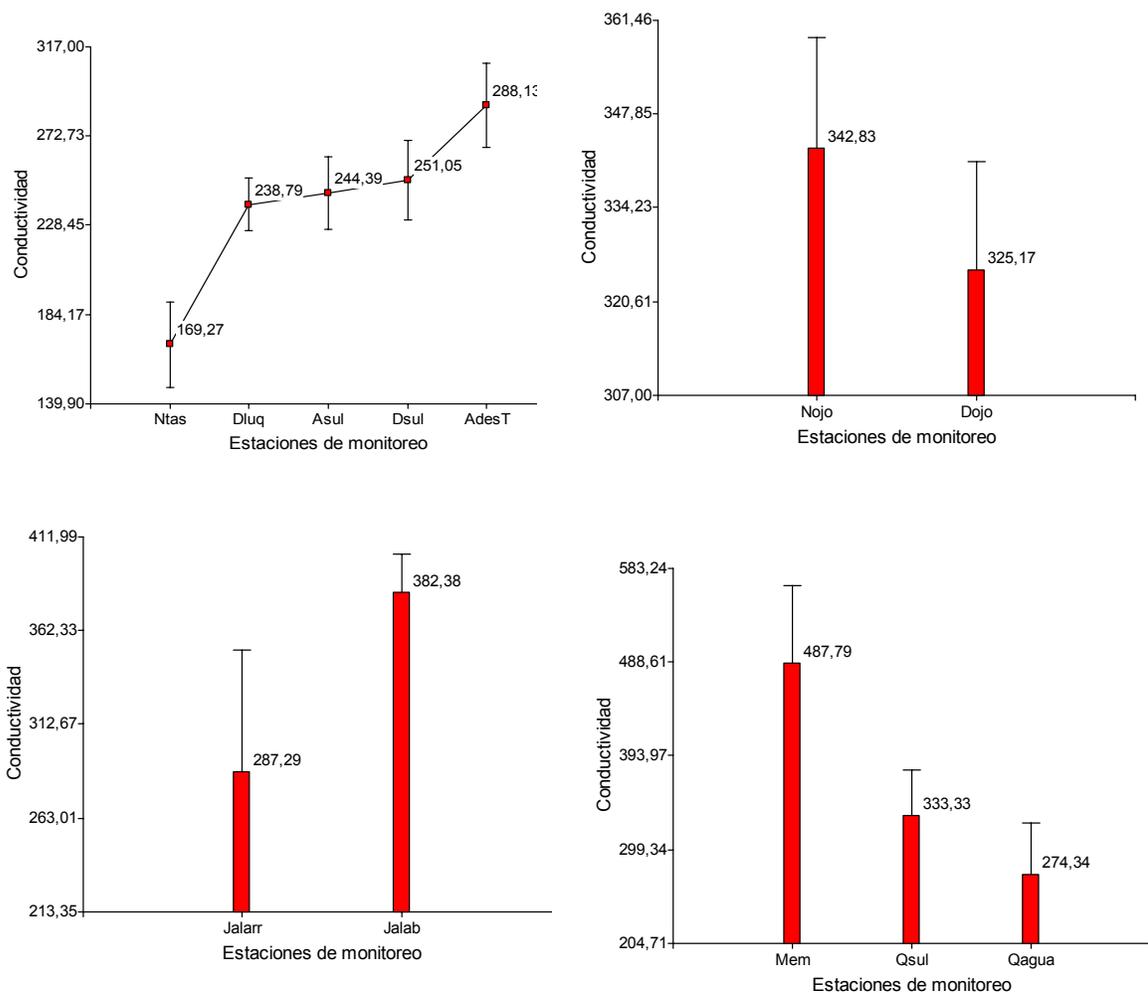


Figura 21. Variación espacial de la conductividad en las estaciones de monitoreo en el Río Tascalapa, Quebrada Ojo de Agua, Jalapa, Membrilla Sulaquito y Aguas Arriba.

DUREZA

Las concentraciones de dureza definida como la concentración de iones Ca y Mg, se incrementaron hacia las estaciones con mayor grado de influencia de uso de la tierra y fueron clasificadas para los diferentes usos del agua según la Norma Técnica Nacional de Honduras (CAPRE 2003) (Cuadro 20, 21 y 22).

En el Río Tascalapa el mínimo valor se observó en la estación Nacimiento Tascalapa (85.67 ppm) clasificada como agua moderadamente dura (60-120 ppm), y el máximo en la estación Antes Desembocadura Tascalapa (147.67 ppm) clasificada como agua dura (121-180 ppm) (Tomado de

Water Quality Sourcebook: A guide to water quality parameter. Inland Water Directorate. Water Quality Branco, Ottawa Canada 1979, citado por Sagastizado 2001). Los resultados obtenidos muestran que el agua del Río Tascalapa tiene tendencia a ser aguas duras, esto probablemente se debe a que los suelos de la subcuenca se caracterizan por ser suelos calcáreos, ricos en carbonatos de calcio (CIAT 2000). Autores como Roldan (1992) expresan que un cuerpo de agua dulce típico, se puede considerar como una solución de bicarbonatos de calcio, donde se espera que la mayoría de carbonato se combine con el calcio.

En la quebrada Ojo de Agua, la dureza fue mayor en la estación Nacimiento Ojo de Agua (180.67 ppm) que en Desembocadura Ojo de Agua (154.33 ppm). En las dos estaciones de monitoreo las aguas son consideradas duras (121-180 ppm aguas duras). Probablemente los valores más altos en la estación Nacimiento Ojo de Agua se debe a la naturaleza geoquímica del terreno, al haber mayor concentración de bicarbonatos y carbonatos de calcio que aportan al agua un mayor valor de dureza. Autores como Hem (1985) expresan que áreas conformadas por rocas sedimentarias y formaciones calcáreas pueden ocasionar que las aguas naturales sean duras. Estas condiciones fueron observadas en esta microcuenca Ojo de Agua, donde la formación geológica predominante son rocas sedimentarias calcáreas (CIAT 2000).

En la Quebrada Jalapa, el valor mayor se observó en la estación Jalapa Abajo con 188.33 NTU, clasificando el agua como muy dura (>180 ppm agua muy dura) y el mínimo en Jalapa Arriba con 180 NTU clasificando al agua como dura (121.180 ppm agua dura). La Quebrada Membrilla presentó una dureza de 277.33 ppm (>180 ppm muy dura) de los valores más altos de todas las estaciones monitoreadas en la cuenca, siendo consideradas aguas muy duras y la Quebrada Aguas Arriba presentó un valor de 176.33 ppm, considerando las aguas duras (121-180 ppm aguas duras). Los altos valores de dureza observadas en la estación Membrilla confirman los valores de dureza asociados a la naturaleza geoquímica del terreno, al haber mayor concentración de bicarbonatos y carbonatos de calcio que aportan al agua un mayor valor de dureza.

Autores como Hem (1985) expresan que áreas conformadas por rocas sedimentarias y formaciones calcáreas pueden ocasionar que las aguas naturales sean duras. Estas condiciones fueron observadas en esta quebrada la cual pertenece a la microcuenca Luquique, donde la formación geológica predominante son rocas volcánicas calcáreas (CIAT 2000).

SÓLIDOS TOTALES DISUELTOS

Los sólidos totales disueltos u orgánicos incluyen calcio, bicarbonato, nitrógeno, fósforo, hierro, sulfatos, y otros átomos encontrados en el agua. La conductividad de una solución depende de la cantidad de sales disueltas presentes y para soluciones diluidas es aproximadamente proporcional al contenido de sólidos totales disueltos (Tebbut 1999). Los valores obtenidos presentaron diferencias significativas entre las estaciones de monitoreo del Río Tascalapa y en los afluentes Membrilla, Sulaquito y Aguas Arriba (Cuadro 18) (Figura 22).

En el Río Tascalapa hubo un incremento hacia las estaciones con mayor grado de influencia de uso de la tierra (Cuadro 19) y tuvo un comportamiento similar a la dureza y conductividad, pues son parámetros que tienen relación. Los valores fueron clasificadas para los diferentes usos del agua según la Norma Técnica Nacional de Honduras (CAPRE 2003) (Cuadro 20, 21 y 22). Su incremento hacia las estaciones aguas abajo sobre el Río Tascalapa, probablemente se debe a los procesos erosivos, al aporte de fertilizantes y otras fuentes de material orgánico de origen agrícola, letrinas y pozo sépticos utilizados en los poblados situados en el área de influencia de la cuenca (Roldan 1992, Mitchell et al 1991).

En Membrilla, Sulaquito y Aguas Arriba, el mínimo valor se obtuvo en la Quebrada Aguas Arriba (148.72 ppm) y el máximo en la Quebrada Membrilla (260.56 ppm) (Figura 22).

En general estas concentraciones fueron consideradas bajas. Los sólidos disueltos presentaron un comportamiento similar a la dureza y a la conductividad pues son parámetros que miden las concentraciones de iones disueltos en el agua, aunque la dureza, específicamente mide iones que contienen calcio y magnesio. Su incremento en la estación Membrilla probablemente se debe a las mismas razones que ocasionaron el incremento de la conductividad, debido a las características geológicas del sitio, más que a la influencia de actividades antrópicas.

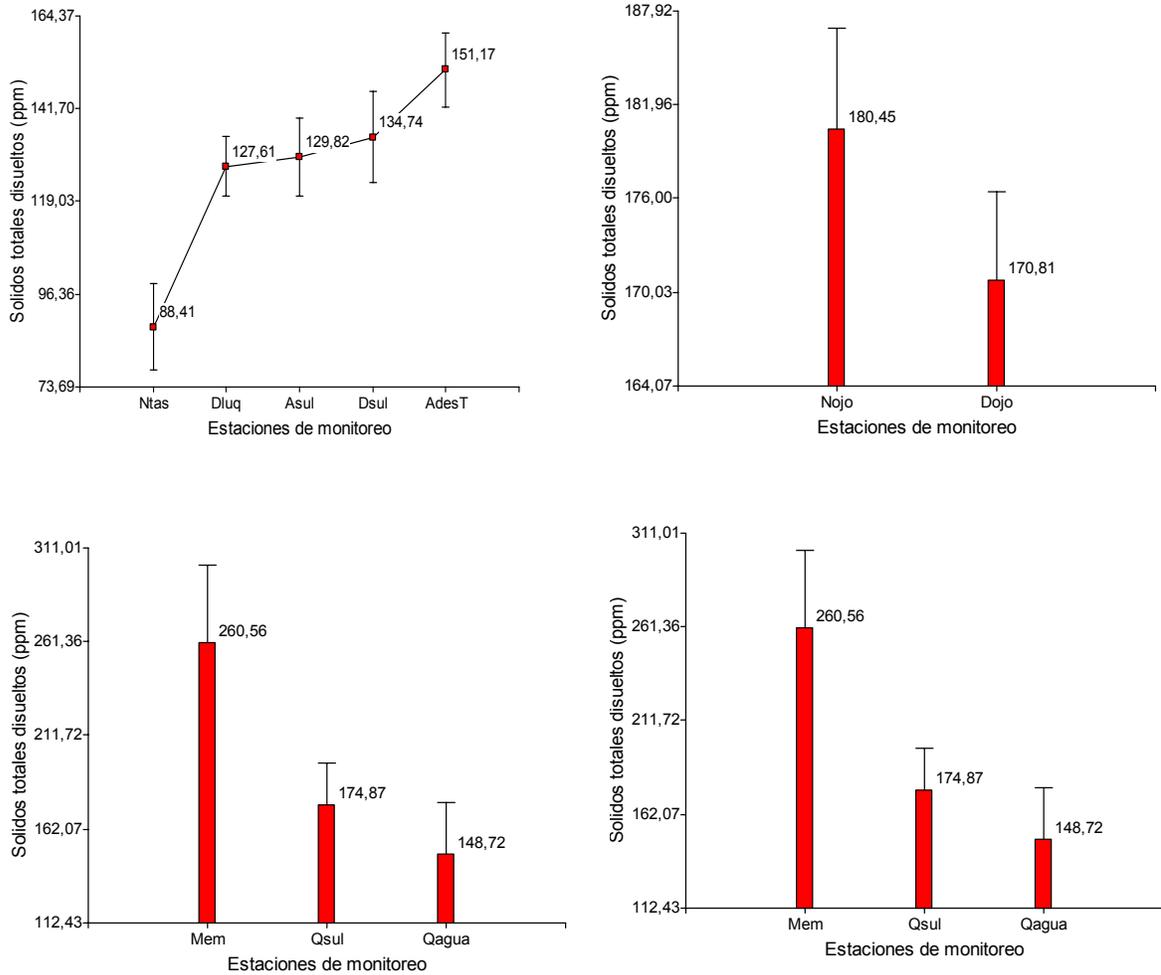


Figura 22. Variación espacial de los sólidos totales disueltos en las estaciones de monitoreo en el Río Tascalapa, Quebrada Ojo de Agua, Jalapa, Membrilla Sulaquito y Aguas Arriba.

TURBIEDAD

La **turbiedad** es el resultado de sólidos suspendidos en el agua que reducen la transmisión de luz. Los sólidos suspendidos están conformados por compuestos como barro, sedimento, plancton, hasta desechos de drenaje. Los resultados obtenidos muestran que no hubo diferencias significativas entre las estaciones del Río Tascalapa y demás afluentes. El comportamiento fue similar a la conductividad, dureza, sólidos totales disueltos y salinidad. Los valores fueron clasificados para los diferentes usos del agua según la Norma Técnica Nacional de Honduras (CAPRE 2003) (Cuadro 20, 21 y 22).

En el Río Tascalapa la turbiedad se incremento hacia las estaciones situadas río abajo (Río Tascalapa) (Cuadro 19), lo cual se debe posiblemente al aporte de sedimentos como arcillas y limos productos de la erosión, a los desechos producidos por las actividades antrópicas y a la presencia de microorganismos (Tebbutt 1999, Mitchell 1991). Resultados que son corroborados al observar el incremento de las áreas de cultivo en esta zona, donde emplean pocas técnicas de conservación de suelos y agua, y a la presencia de poblados muy próximos a la orilla de los drenajes, una gran proporción lo cuales usan letrinas y se dedican a la crianza de ganado, cerdos y gallinas.

En la Quebrada Membrilla se observó una concentración baja, comparada con la Quebrada Aguas Arriba y Sulaquito (Cuadro 19), que presentaron una concentración mayor. El incremento de la turbiedad en la Quebrada Sulaquito probablemente se debe al aporte de sedimentos como arcillas y limos productos de la erosión, a los desechos producidos por los cultivos con fuerte pendientes que se encuentran contiguos a la estación de monitoreo, a los microorganismos y el material fecal aportado por el ganado, el cual con frecuencia es pastoreado en esta área.

Al mismo tiempo se observó que las estaciones ubicadas en la Quebrada Membrilla y Aguas Arriba, presentaron menores valores de turbiedad, lo cual corrobora que es una zona con menor grado de influencia antrópica, al igual que Nacimiento Ojo de Agua y Nacimiento Tascalapa, comparada con las demás estaciones, como Antes de la Desembocadura Tascalapa, Desembocadura Ojo de Agua y Jalapa Abajo, donde la turbiedad fue mayor. Probablemente en el área de estas dos estaciones hay bajo aporte de sedimentos como limos y arcillas productos de la erosión, y baja presencia de microorganismos y otros desechos de origen antrópico que pueden incrementar la turbiedad en el área. A pesar que el índice de uso de la tierra en la estación Aguas Arriba fue bajo, se observó que este tipo de cobertura no tiene una alta influencia en este parámetro.

Estudios efectuados por Chara (2002) en afluentes del Río la Vieja al sur occidente colombiano, al evaluar las variaciones físico químicas entre áreas de boscosas, cafeteras y ganaderas, observó que la turbiedad fue menor en las áreas cafeteras con sombra y bosque, incrementándose en las áreas ganaderas, cobertura que ofreció menor protección al suelo, ocasionando la erosión. Aunque en el presente estudio no se evaluó la actividad ganadera en relación a la calidad del agua, se observó que las zonas de cultivos, mayor densidad de poblados y presencia de animales pueden ocasionar efectos similares, produciendo incremento de los procesos erosivos e incremento de los microorganismos en el agua.

POTENCIAL DE HIDROGENIONES

El pH está definido como la concentración de iones hidrógenos en el agua. Se observaron diferencias significativas en la Quebrada Ojo de Agua y entre los afluentes Membrilla, Sulaquito y Aguas Arriba (Cuadro 18) (Figura 23). Las concentraciones obtenidas en las estaciones de monitoreo de la subcuenca fueron clasificadas para los diferentes usos del agua según la Norma Técnica Nacional de Honduras (CAPRE 2003) (Cuadro 20, 21 y 22). En general los valores de pH son considerados adecuados en las estaciones de monitoreo evaluadas.

En el Río Tascalapa, Quebrada Ojo de Agua y Jalapa, el pH se incrementa hacia las estaciones con mayor grado de influencia de uso de la tierra (Cuadro 19). Algunos autores como MacDonald et al (1991), evaluaron los cambios químicos del agua con el pH, y expresan que el incremento del pH puede deberse a eventos naturales como erosión, variación en la descarga y por las actividades humanas. Estos mismos autores, observaron que al haber erosión e incrementarse los sólidos disueltos, se puede alterar el pH, sin embargo la conductividad es mucho más sensitiva que el pH.

En las Quebradas Membrilla, Sulaquito y Aguas Arriba, se observó el mínimo valor en la Quebrada Aguas Arriba y mayor en la Quebrada Sulaquito (Cuadro 19). Este se incrementa en la estación Quebrada Sulaquito, posiblemente debido al incremento de los procesos erosivos y de las actividades antrópicas en la microcuenca como se indicó en párrafos anteriores. Algunos autores como MacDonald et al (1991) han evaluado los cambios químicos del agua con el pH y expresan que el incremento del pH puede deberse a eventos naturales como erosión, variación en la descarga y por las actividades humanas que liberan iones que elevan los valores del pH en el agua. Estos valores corroboran igualmente que en la estación Membrilla y Aguas Arriba se presentó un menor grado de influencia por actividades antrópicas, como en la estación Nacimiento Tascalapa y Nacimiento Ojo de Agua.

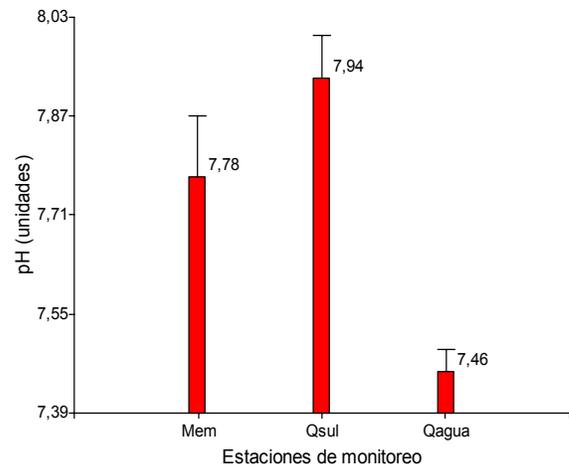
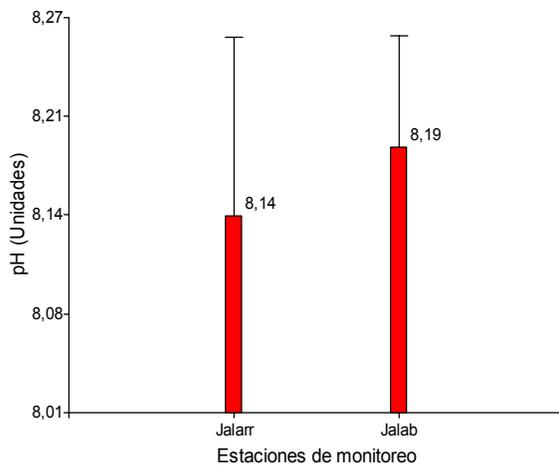
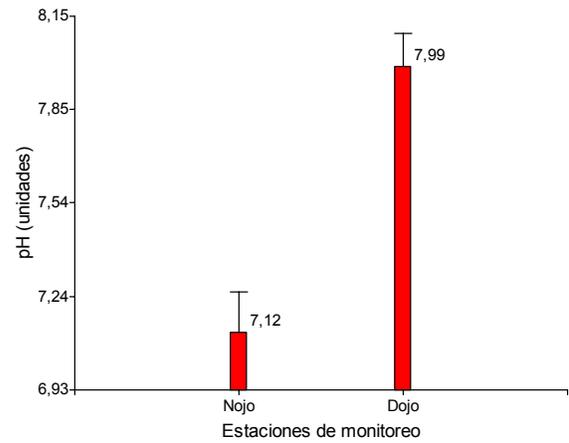
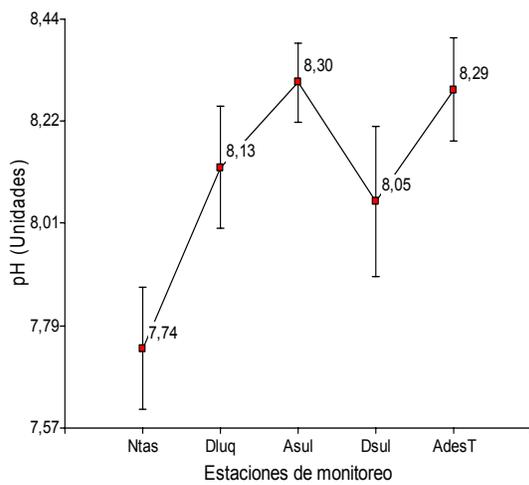


Figura 23. Variación espacial del pH en las estaciones de monitoreo en el Río Tascalapa, Quebrada Ojo de Agua, Jalapa, Membrilla Sulaquito y Aguas Arriba.

OXÍGENO DISUELTO

Las concentraciones no presentaron diferencias significativas entre las estaciones situadas en el Río Tascalapa y demás afluentes (Cuadro 18). Los valores obtenidos fueron clasificados para los diferentes usos del agua según la Norma Técnica Nacional de Honduras (CAPRE 2003) (Cuadro 20, 21 y 22) y en forma general los valores de oxígeno son considerados normales para todos los usos.

En la Quebrada Ojo de Agua las concentraciones de Oxígeno disuelto fueron mayores en Desembocadura Ojo de Agua (6.71 ppm) que en Nacimiento Ojo de Agua (6.32 ppm). Se debe probablemente al incremento de la turbulencia, mayor frecuencia de áreas con corriente que zonas lénticas, las cuales facilitan el intercambio de oxígeno, entre la atmósfera y el agua. Situación un poco diferente se observó en la estación Nacimiento Ojo de Agua, debido a que esta zona de caracterizó por presentar una mayor frecuencia de zonas lénticas, esto sumado a la alta acumulación de material orgánico de origen natural, que probablemente ocasionó mayor demanda de oxígeno en este punto de monitoreo.

Situación contraria fue observada en el Río Tascalapa y la Quebrada Jalapa, en las estaciones Antes de la Desembocadura Tascalapa y Jalapa Abajo, donde el oxígeno disminuyó hacia las estaciones con mayor grado de influencia antropica, lo cual se debe posiblemente al consumo de oxígeno al degradar el material orgánico por influencia natural y antrópica.

En los afluentes Membrilla, Sulaquito y Aguas Arriba, se observó que la mínima concentración se registró en la Quebrada Membrilla y la máxima en la Quebrada Sulaquito (Cuadro 19). En forma general los valores de oxígeno son considerados normales para todos los usos. Sin embargo el aumento de los niveles de oxígeno en la estación Quebrada Sulaquito probablemente se debe al incremento de la turbulencia, pues es una zona que presentan mayor frecuencia de áreas con corriente que zonas lénticas, lo que facilita el intercambio de oxígeno entre la atmósfera y el agua. Situación diferente se observó en la estación Membrilla y Aguas Arriba, pues se caracterizaron por presentar mayor frecuencia de zonas lénticas, esto sumado a la alta acumulación de material orgánico de origen natural, que probablemente ocasionó mayor demanda de oxígeno.

COLIFORMES FECALES

No se observó diferencias significativas en las estaciones ubicadas en el Río Tascalapa y los afluentes (Cuadro 18). En el Río Tascalapa, Quebrada Ojo de Agua y Jalapa se incrementaron los coliformes fecales a medida que aumento el grado de influencia del uso de la tierra (Cuadro 19). Las concentraciones fueron clasificadas para los diferentes usos del agua según la Norma Técnica Nacional de Honduras (CAPRE 2003) (Cuadro 20, 21 y 22).

El incremento de las concentraciones en el Río Tascalapa probablemente se debe a las letrinas y tanques sépticos, pues cerca de esta estación se observan poblados situados a la orilla del las fuentes como es el caso de Río Arriba y San Antonio. Otra de las causas es la materia fecal de los cerdos y

vacas que se encuentran libres y consumen el agua directamente en las fuentes. Autores como Mitchell et al. (1991) expresan que los coliformes fecales se encuentran en el excremento humano y de los demás mamíferos. Esto puede entrar directamente a los ríos por medio del desecho directo de mamíferos y de aves, por escorrentía y vertimientos puntuales.

El incremento de los coliformes fecales hacia Desembocadura Ojo de Agua y Jalapa Abajo, se debe probablemente al material fecal de origen animal y humano. En ambas estaciones se observó que el ganado y las especies menores viven cerca de las fuentes. En el caso de la estación Jalapa Abajo se observó que existen poblados como Ojo de Agua, Corozo y Jalapa, que vierten aguas de desecho directamente a la quebrada. Más del 50% usan letrinas y en menor proporción pozos sépticos, los cuales posiblemente son otra de las fuentes de coliformes fecales en el área. En el caso de Jalapa, el incremento de los coliformes fecales hacia la estación Jalapa Abajo, probablemente se debe a la presencia de letrinas y pozos sépticos de los poblados próximos como Jalapa, Quebraditas y Pichingo.

En cuanto al resto de los afluentes, el mínimo valor de coliformes fecales se observó en la Quebrada Aguas Arriba y el máximo en la Quebrada Sulaquito (Cuadro 19). La máxima concentración de coliformes fecales en la Quebrada Sulaquito coincide con los valores obtenidos con la turbiedad. El incremento de coliformes en esta estación se debe probablemente a la presencia de ganado en el área, la cual usa la quebrada como fuente de agua, pues las fuentes contaminantes no fueron los poblados, ya que hay ausencia de ellos en áreas cercanas a estación de monitoreo. Los resultados obtenidos muestran que esta estación fue de las que presentó mayores valores de coliformes fecales, al igual que la estación Después de la Quebrada Sulaquito.

4.3.2.1.2 Índice de Calidad Físico Química del Agua (ICA)

El índice físico químico de calidad, fue desarrollado por la Fundación Nacional de los Estados Unidos. Utiliza los parámetros convencionales de calidad como oxígeno disuelto, bacterias coliformes fecales, pH, Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), nitratos, fosfatos, variación de la temperatura en el agua y ambiental, turbidez y sólidos totales (Rojas 1991).

Los valores obtenidos en las estaciones de monitoreo en el Río Tascalapa decrecieron a medida que se incremento el grado de influencia antrópica en la subcuenca (cultivos y poblados). Sin embargo los resultados indican que el estado físico-químico del agua es óptimo en la estación Nacimiento

Tascalapa y bueno en las demás estaciones de monitoreo ubicadas sobre el Río Tascalapa (Figura 24), observándose el mínimo valor en la estación Antes de la Desembocadura Tascalapa.

Los valores obtenidos en la Quebrada Ojo de Agua muestran que en la estación Nacimiento Ojo de Agua hubo un valor menor del ICA que en la estación Desembocadura Ojo de Agua. Los resultados del índice muestra que el estado de calidad físico-química del agua en las dos estaciones de monitoreo es buena, pero no óptima (Figura 24). El menor valor del ICA en la estación Nacimiento Ojo de Agua probablemente se debe a las condiciones geoquímicas y a la contaminación de origen natural por las condiciones del sitio, razones que fueron explicadas en detalles en los párrafos anteriores.

En la Quebrada Jalapa, se observó un comportamiento decreciente hacia las estación Jalapa Abajo, la cual presentó mayor influencia de uso de la tierra. Los valores obtenidos indican que el estado físico-químico del agua de las dos estaciones de monitoreo es buena (Figura 24). Resultados similares fueron encontrados en la Quebrada Membrilla, Sulaquito y Aguas Arriba, donde la calidad físico-química del agua fue buena.

De manera general el valor más alto del índice en todas las estaciones monitoreadas en la parte alta y media de la subcuenca del Río Tascalapa, se presentó en la estación Nacimiento Tascalapa (77.65 unidades), mientras que el valor más bajo se presentó en Jalapa Abajo (58.56 unidades), Quebrada Sulaquito (61.12 ppm), Antes de la Desembocadura Tascalapa (61.12 ppm) y Desembocadura Ojo de Agua (61.67 ppm).

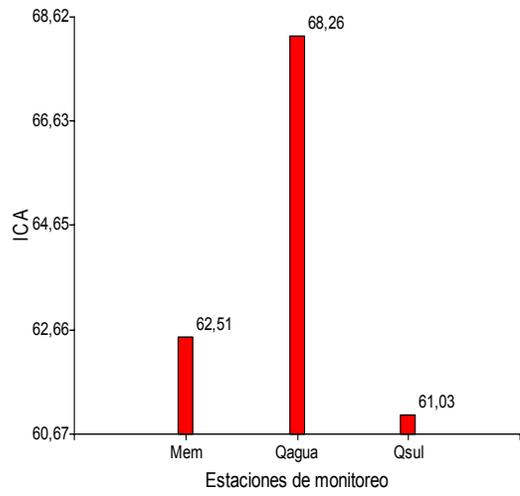
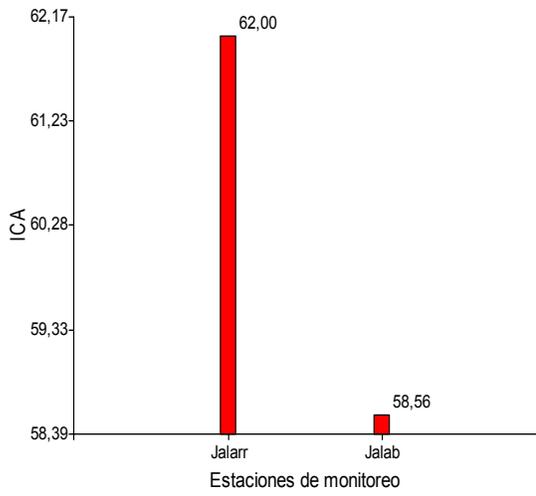
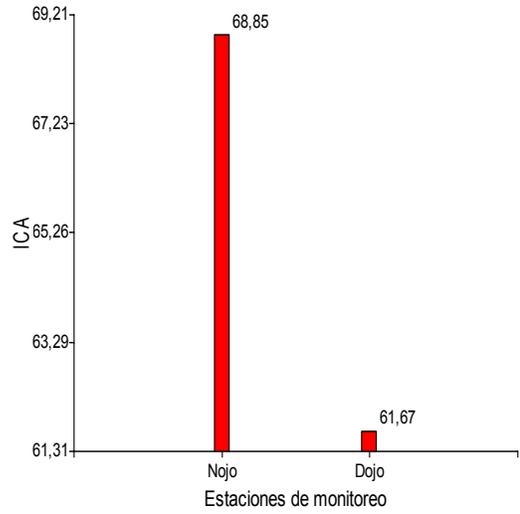
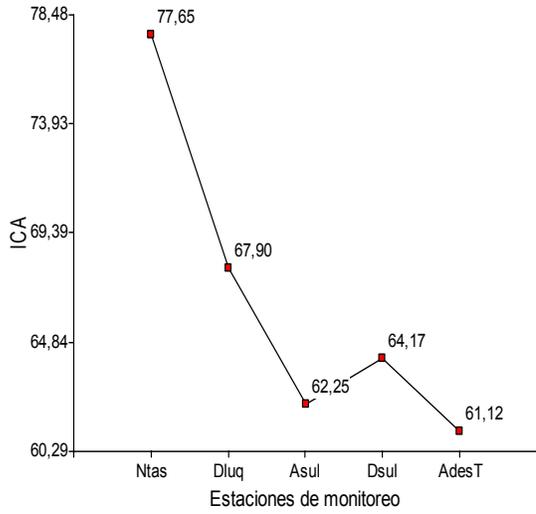


Figura 24. Variación espacial del ICA en la subcuenca del Río Tascalapa.

4.3.3 ASPECTOS BIOLÓGICOS

4.3.3.1 COMPOSICIÓN DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS

Los macroinvertebrados han sido ampliamente usados como indicadores de calidad del agua. Los organismos bentónicos recolectados en el Río Tascalapa y sus afluentes, pertenecen a en 10 órdenes, 69 familias, y 112 géneros (Anexo 6). Los órdenes que presentaron el mayor número de familias fueron Diptera (17), Coleoptera (13), Trichoptera (11), Odonata (10), seguido por Ephemeroptera (6) (Anexo 6). La abundancia total encontrada fue de 29604 individuos. La familia que presentó la mayor cantidad de géneros fue Elmidae (14) (Orden Coleoptera), seguido por Baetidae (4), Leptophlebiae (4), Leptohyphidae (3) (Orden Ephemeroptera), Leptoceridae (3) (Orden Trichoptera), Belostomatidae (3) (Orden Hemiptera), Ceratopogonidae (3), Limonidae (4), Tipulidae (3), y Dolichopodidae (3) (Orden Diptera). Las demás familias estuvieron constituidas por uno o dos géneros (Anexo 6).

Análisis de conglomerados e índice de similitud de Jacard

Para observar los cambios de la composición de macroinvertebrados entre las áreas con menor y mayor grado de influencia antrópica, se aplicó el índice de similitud de Jacard y un análisis de conglomerados. Los resultados mostraron dos grupos (Figura 25). El grupo 1 fue conformado por las estaciones de monitoreo del tratamiento CULTIVOS CASAS: Después del poblado Luquique, Jalapa Abajo, Antes de la Quebrada Sulaquito, Después de la Quebrada Sulaquito, Antes de la Desembocadura Tascalapa, Jalapa Arriba, Quebrada Sulaquito y Desembocadura Ojo de Agua. Este grupo se caracteriza por presentar mayor grado de influencia de uso de la tierra. El grupo 2 está conformado por las estaciones del tratamiento BOSQUE, Nacimiento Tascalapa, Nacimiento Ojo de Agua, Quebradas Aguas Arriba y Membrilla, caracterizadas por presentar menor grado de influencia de uso de la tierra.

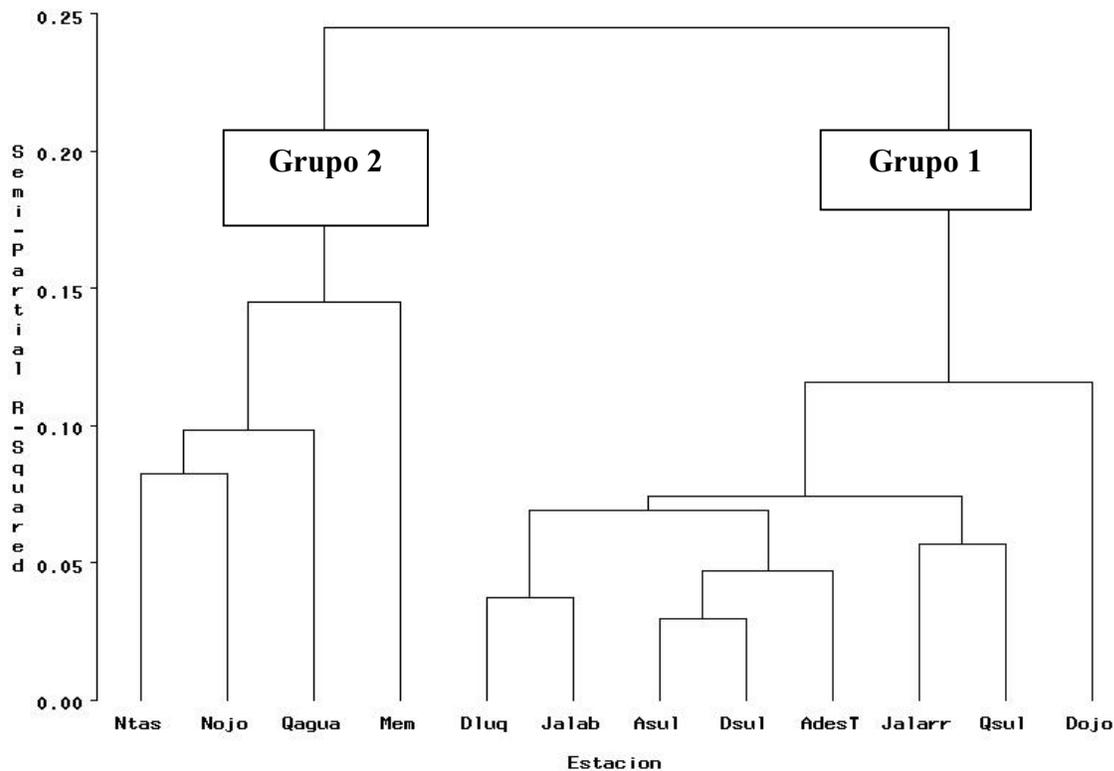


Figura 25. Análisis de conglomerados empleando el índice de similitud de Jacard.

El grupo 1 y 2 se diferenciaron debido a que el grupo 2, estaciones con tratamiento BOSQUE presentó las siguientes familias: Hydrobiosidae con el género *Atopsyche sp* (Trichoptera), Dixidae con el género *Dixela sp.* (Diptera), Megapodagrionidae con los géneros *Hetaragrion sp* y *Phylogenia sp*, Lestidae con el género *Lestes sp*, y Polythoridae con *Cora sp* (Odonata). Mientras que el grupo 1 se caracterizo por las siguientes familias de insectos acuáticos: Philopotamidae (Trichoptera), Euthyplocidae (Ephemeroptera), Athericidae (Diptera), Staphilinidae (Coleoptera), el Hydrobiidae (Molusca), Oligochaeta (Anelida), y Pisauridae (arácnida) (Anexo 7). Con los resultados obtenidos se observa que las demás familias fueron encontradas en todas las estaciones de monitoreo, estas familias se caracterizan por vivir en aguas con baja influencia de contaminación, resultados que fueron corroborados con el índice ICA, donde se observo que todas las estaciones de monitoreo presetaron aguas de buena calidad.

Dentro del **GRUPO 2**, (estaciones con menor grado de influencia antrópica) se observó la familia Polythoridae con el genero *Cora sp* (Odonata). Autores como Ramirez et al. (2004) han observado

que esta familia se caracteriza por encontrarse en quebradas, dentro del bosque con sombra, puesto que los adultos al emerger y durante su etapa adulta son sensibles a la luz. De la Lanza Espino (2000) los ha observado en arroyos sombreados en la selva alta perennifolia en México y son organismos intolerantes a la contaminación orgánica. Situación similar ocurre con la familia Megapodagrionidae con el género *Heteragrion sp* (Odonata); según Roldán (1986) se caracteriza por vivir en quebradas que drenan por el bosque y viven en zonas donde abunda la hojarasca. De la Lanza Espino et al. (2000) expresa que es un grupo intolerante a la contaminación orgánica y lo ha observado en arroyos rocosos en selvas tropicales y bosque mesófilo de montaña. *Philogenia sp* (Odonata), de esta misma familia también fue observada bajo las mismas condiciones.

La familia Hydrobiosidae con su género *Atopsyche sp* (Trichoptera), según autores como Ramirez et al. (2004) y Roldan (1988) habitan aguas bien oxigenadas con substrato pedregoso y poco material vegetal. Sin embargo en los resultados obtenidos aunque se caracterizó por encontrarse en las estaciones con menor grado de influencia antrópica, con las condiciones descritas anteriormente, se observó en áreas donde habita gran abundancia de hojarasca, debido a la influencia de la amplia franja de bosque ripario, pero en zonas con baja perturbación de los sustratos por efecto de la sedimentación. Aunque las familias descritas se caracterizaron por lo antes descrito, las demás familias encontradas en este grupo, según varios autores, se caracterizan por vivir en hábitat lénticos, lo cual fue uno de las condiciones más frecuentemente observadas en la mayoría de estas estaciones. La familia Dixidae género *Dixela sp* (Diptera) habita áreas de arroyos rocosos, ríos de corriente lenta y charcas adheridos a vegetación y roca (Roldan 1988). Según De La Lanza Espino et al. (2000) estos organismos ocurren en sistemas lénticos, siendo tolerantes a la contaminación orgánica. En cuanto a la familia Lestidae género *Lestes sp* (odonata), según Roldán (1986) habita zonas pantanosas y oligomesotróficas, mientras que De la Lanza Espino et al. (2000) expresa que habita en márgenes de sistemas lóticos y lénticos con detritus, y sobre hidrófitas vasculares, condiciones que fueron observadas en estas estaciones, pues se observó una mayor frecuencia de zonas lénticas con abundancia de vegetación acuática principalmente en las estaciones Nacimiento Ojo de Agua, Membrilla y Aguas Arriba, en comparación a las estaciones de monitoreo del grupo 1.

En el **GRUPO 1** (estaciones con mayor influencia de CULTIVOS Y CASAS) en el caso de la familia Philopotamidae, género *Chimara sp*, según Roldán (1988) habita aguas de poca corriente, oxigenadas, fondo pedregoso y poco material vegetal, siendo indicadores de aguas oligotróficas. De la Lanza Espino et al. (2000) observó que este grupo se caracteriza por encontrarse en ambientes

lóticos, con aguas calidas, siendo organismos intolerantes a la polución orgánica. La familia Euthyplociidae, género *Euthyplocia sp* habita aguas cálidas y zonas arenosas, clasificándolas como indicadores de aguas limpias (Roldan 1988) y la familia Athericidae habita zonas lóticas, en aguas bien oxigenadas, clasificándolos como organismos de aguas oligotróficas (De la Lanza Espino et al. 2000).

Los organismos del orden Oligochaeta se caracterizan por vivir en aguas eutroficadas, sobre fondo fangoso y con abundante cantidad de detritus, habitando zonas donde el oxígeno escasea, en los ríos contaminados con materia orgánica y aguas negras (Roldan 1988). Con los aspectos descritos por Roldán (1988) se corroboran los resultados obtenidos, este grupo fueron las estaciones de monitoreo con mayor grado de influencia antrópica. En estas estaciones hubo presencia de oligoquetos porque son zonas que presentaron mayor sedimentación, coliformes fecales y turbiedad (resultado de la erosión y descarga de desechos), probablemente por encontrarse influenciado en un mayor grado por los poblados y una mayor frecuencia de áreas con cultivos y practicas de quema.

La presencia de las familias que caracterizaron cada uno de los dos grupos obtenidos en el análisis de conglomerados, probablemente se deben a los cambios significativos observados anteriormente como la gran disminución de la franja riparia, al cambio de condiciones ambientales debido a la alteración del bosque ribereño ocasionando probablemente incremento de la sedimentación y cambio en las variables físico-químicas como la turbiedad y coliformes fecales.

4.3.3.2 ÍNDICES BIÓTICOS

A continuación se presentan las variaciones en los índices bióticos y en el índice de calidad biológica del agua BMWP, a lo largo de las estaciones de monitoreo con diferentes grado de influencia de uso de la tierra. Estos índices bióticos han sido ampliamente usados para medir las perturbaciones en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y al mismo tiempo medir la calidad del medio acuático.

4.3.3.2.1 VARIACIÓN ESPACIAL

4.3.3.2.1.1 RÍO TASCALAPA

Tanto el Índice de Diversidad de Shanon-Wiener, la Riqueza Total de Taxa y EPT(Riqueza de Familias pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) fueron mayores en la estación Nacimiento Tascalapa, estación con menor influencia de uso de la tierra, comparado con

la estación Antes de la Desembocadura Tascalapa. Sin embargo el Índice de Diversidad de Shanon-Wiener y EPT riqueza fue similar en todas las estaciones, excepto en la estación Antes de la Desembocadura Tascalapa, donde se observa una fuerte disminución. El Índice de Riqueza Total tuvo un comportamiento un poco diferente, disminuyó paulatinamente hacia la estación Antes de la Desembocadura Tascalapa y en ninguna de las estaciones fue similar (Figura 26).

El Índice de Dominancia de Simpson, y el de Pérdida de Taxa de Kothe, se incrementaron hacia estaciones con mayor influencia de uso de la tierra. Sin embargo el Índice de Dominancia fue similar en todas las estaciones, excepto en la estación Antes de la Desembocadura Tascalapa.

El Índice de Kothe de Pérdida de Taxa tuvo un comportamiento muy similar a la Riqueza Total de Taxa; disminuyó paulatinamente hacia la estación Antes de la Desembocadura Tascalapa y no fue igual en ninguna de las estaciones de monitoreo (Figura 26). Estos cambios observados probablemente se deben a los cambios en las variables geomorfológicas y físico-químicas descritas anteriormente.

Los resultados obtenidos muestran que el índice de Riqueza Total y el Índice de Kothe fueron más sensibles a los pequeños cambios de calidad del agua que los demás índices bióticos calculados.

Autores como Sheehan (1984), Norris y Georges (1993) documentaron que la disminución del Índice de Diversidad se encuentra asociada a un incremento de la perturbación. Lenat (1984) indica que la riqueza total de especies generalmente es una medida usada para evaluar la contaminación.

Los resultados obtenidos muestran que posiblemente los cambios de calidad del agua en la subcuenca del Río Tascalapa no son tan drásticos aún, tal y como lo respalda lo observado con los índices de Diversidad, Riqueza EPT, Riqueza Total, Índice de Pérdida de Taxa Kothe y Dominancia. Posiblemente muchas de las variaciones físico-químicas y geomorfológicas han sido tenues porque las actividades antrópicas en la cuenca aún no han causado un impacto significativo en las fuentes.

AFLUENTES DEL RÍO TASCALAPA

4.3.3.2.1.2 QUEBRADA OJO DE AGUA

El Índice de Diversidad de Shanon y Wiener y la Riqueza de Taxa, fueron menores en la estación Nacimiento Ojo de Agua, comparada con Desembocadura Ojo de Agua (Figura 27). La menor diversidad y riqueza de taxa en esta estación es probablemente debido a las condiciones

medioambientales y a la morfología del canal. Aunque es una zona con una amplia franja riparia, donde abunda la vegetación, presenta muchas áreas de pozas y sustratos más homogéneos, comparado con la estación Desembocadura Ojo de Agua, razón por la cual puede ocasionar que haya predominancia de algunas familias adaptadas a vivir en los hábitat ofrecidos en este sitio. Sin embargo el Índice EPT fue mayor en la estación Nacimiento Ojo de Agua, al igual que el Índice de Pérdida de Taxa de Kothe. El Índice de Dominancia fue similar en las dos estaciones de monitoreo.

Los resultados observados muestran que aunque la estación Nacimiento Ojo de Agua mostró una mayor Pérdida de Taxa y menor Riqueza Total de Taxa, presentó una mayor Riqueza de taxa pertenecientes al orden Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, grupos que son considerados generalmente intolerantes a la contaminación (Crawford y Lenat 1989; Plafkin et al 1989; Kerans y Karr 1994). Los resultados indican que el Nacimiento Tascalapa probablemente presenta agua de mejor calidad comparado con la estación Desembocadura Ojo de Agua. Sin embargo las condiciones naturales como la homogeneidad del sustrato comparado con la otra estación, es lo que ocasiona probablemente una menor Riqueza Total de Taxa y una mayor pérdida de taxa.

Autores como Beisel et al (2000) expresan que características ambientales como la heterogeneidad de los sustratos de un río predicen y pueden explicar los patrones de distribución de los macroinvertebrados bentónicos. Análisis preliminares demuestran relaciones entre la heterogeneidad espacial y la estructura de la comunidad bentónica. Al aplicar índices como la riqueza de taxa, obtuvieron valores mayores en sitios con mayor heterogeneidad espacial, situación que fue observada en la Quebrada Ojo de Agua. Los mayores valores de riqueza fueron observados en la estación Desembocadura Ojo de Agua, pues es un área donde se observó mayores zonas con un amplio rango de velocidades y turbulencia, comparado con la estación Nacimiento Ojo de Agua.

Autores como Minshall (1988), Harper et al. (1992); Minshall y Robinson (1998) documentaron que los ríos con mayor heterogeneidad espacial pueden tener una mayor diversidad de taxa que ríos con menor heterogeneidad espacial. En este estudio se observó que la dominancia de taxa también depende de la heterogeneidad del sustrato. En ambientes homogéneos, al encontrarse estos hábitats, se pueden encontrar predominancia de taxa, debido a que una pequeña proporción están adaptados a las condiciones, por lo tanto la competencia de recursos solo se limita a unas pocas taxa, incrementando la abundancia. Esto último no se observó en el presente estudio, pues la

dominancia fue igual en ambas estaciones, por lo tanto las variaciones de diversidad observadas fueron a causa de la riqueza y no a la dominancia de taxa.

4.3.3.2.1.3 QUEBRADA JALAPA

El índice de diversidad de Shanon y Wiener y la riqueza de taxa fue mayor en la estación Jalapa arriba que en la estación Jalapa Abajo, la cual presentó menor grado de influencia de uso de la tierra (Figura 28). El Índice de Riqueza de Familias pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecóptera y Trichóptera fue similar en las dos estaciones. El Índice de Dominancia de Simpson, y el de Pérdida de Taxa de Kothe, fueron mayores en la estación Jalapa abajo, que presentó mayor influencia de las actividades antrópicas, comparada con la estación Jalapa Arriba. Esto probablemente fue ocasionado por los cambios físico químicos y por el incremento de la perturbación de los sustratos del canal por sedimentos, ocasionando mayor pérdida de taxa, y por lo tanto, disminución de la riqueza. Los Índices de Diversidad de Shanon, Riqueza Total de Familias y Dominancia, reflejaron los cambios de calidad del agua observados, lo cual es corroborado con el análisis físico-químico y el índice ICA, de los resultados de este estudio.

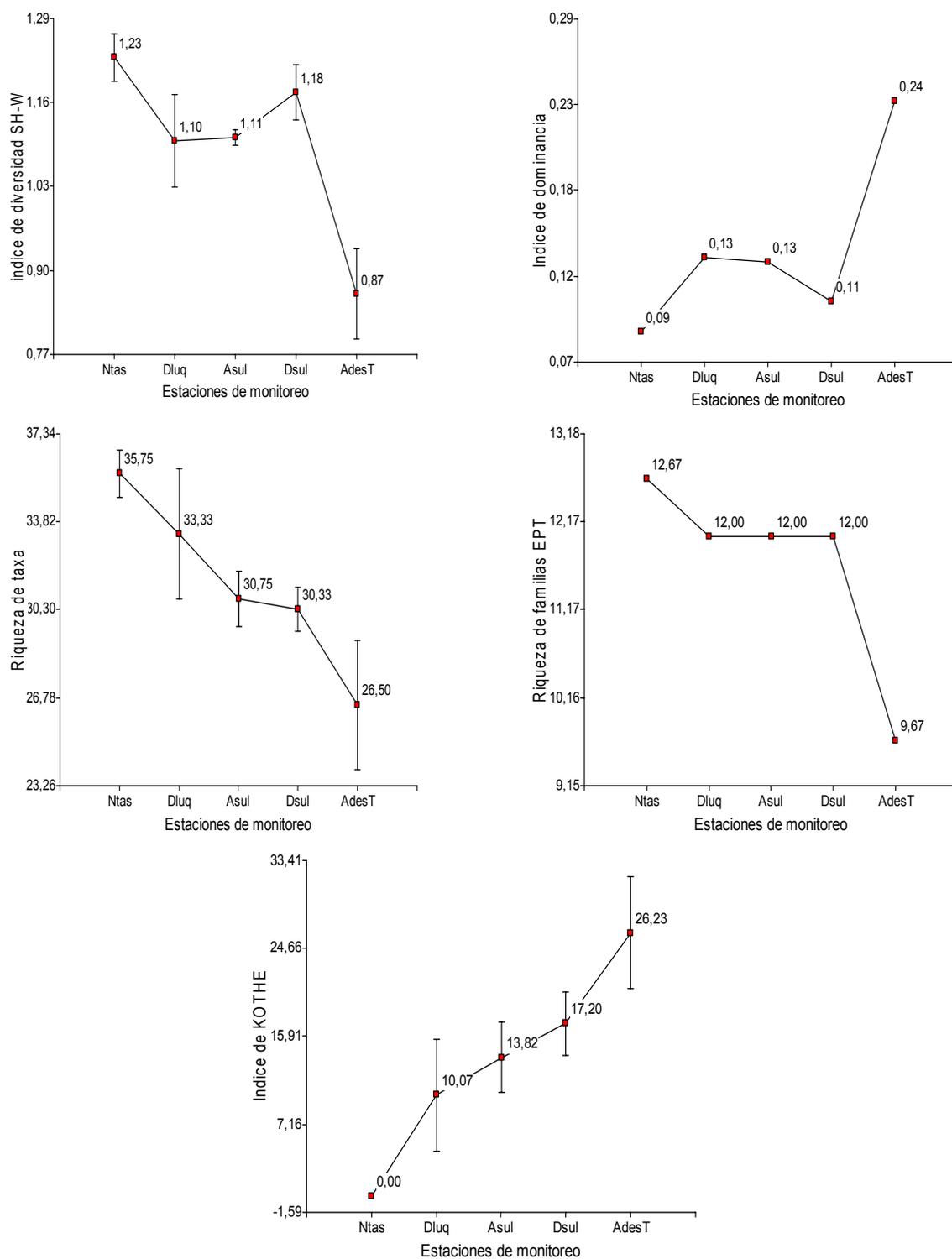


Figura 26. Variación espacial de los Índices de Diversidad, Dominancia, Riqueza de Taxa, Riqueza de Familias (EPT) y Pérdida de Taxa de Kothe, en el Río Tascalapa.

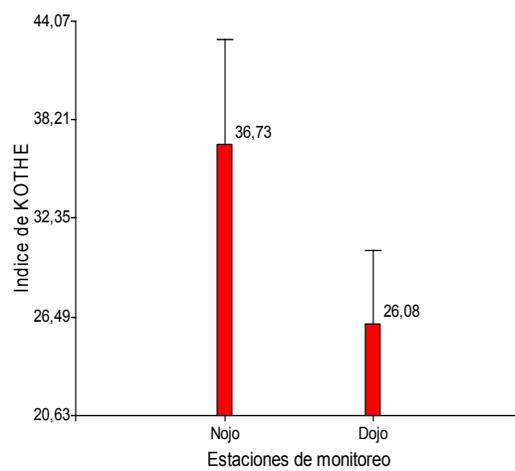
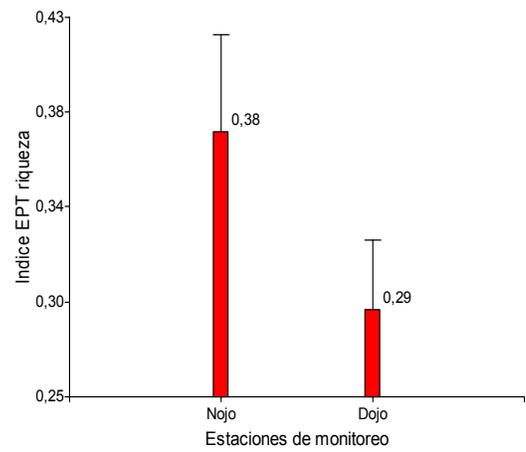
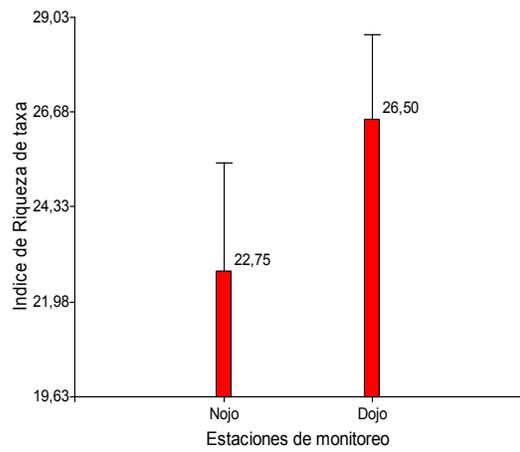
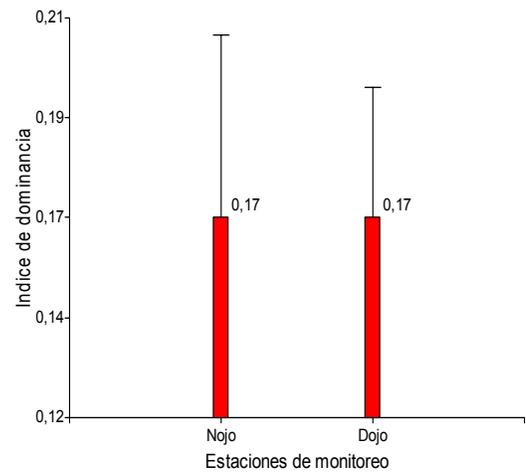
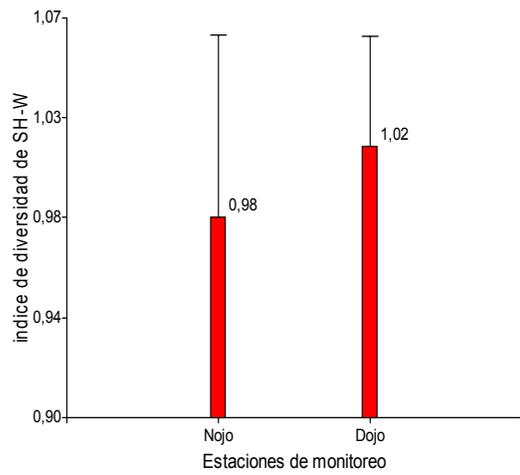


Figura 27. Variación espacial de los índices de Diversidad, Dominancia, Riqueza de Taxa, Riqueza de Familias (EPT) y Pérdida de Taxa de Kothe, en la Quebrada Ojo de Agua.

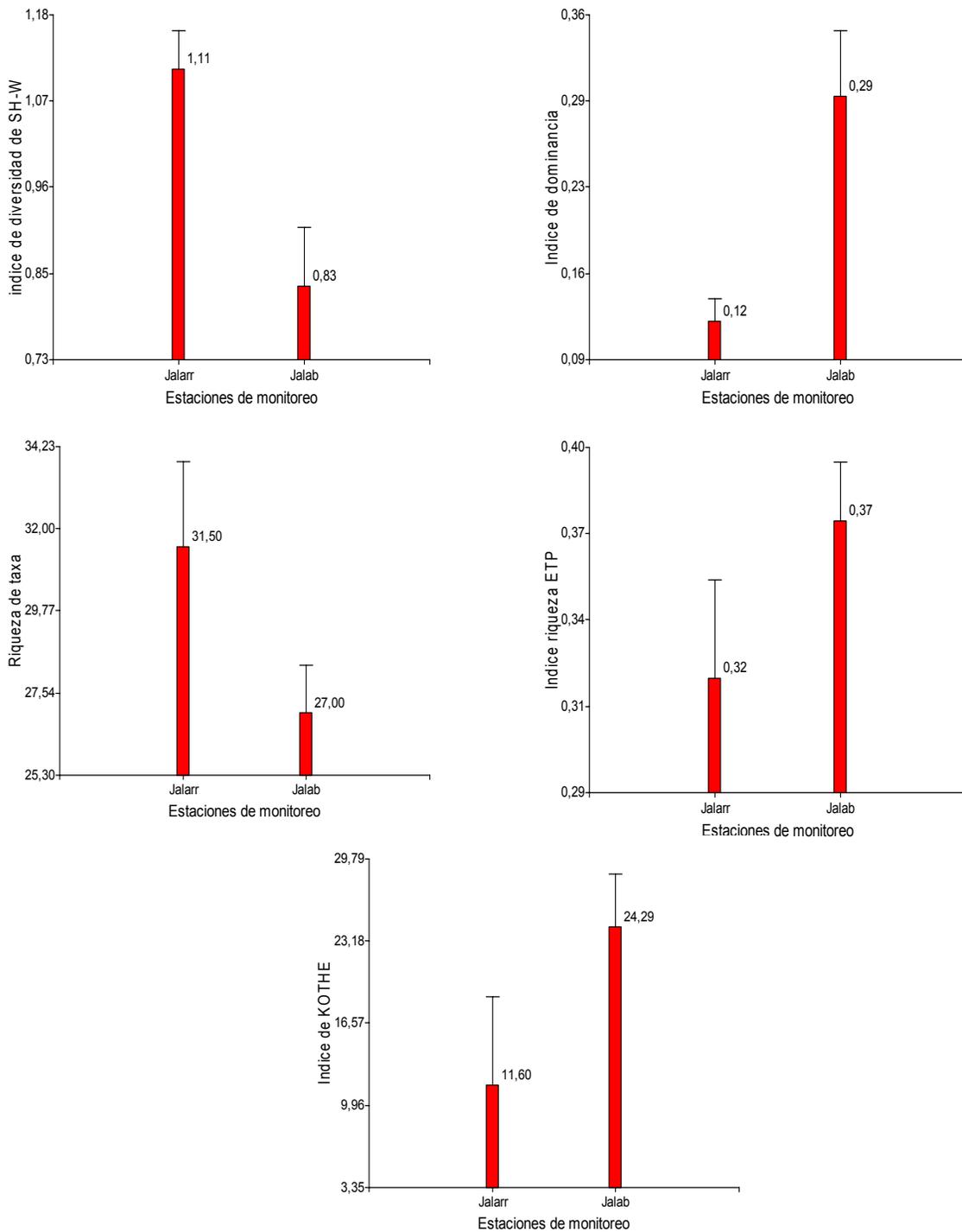


Figura 28. Variación espacial de los índices de Diversidad, Dominancia, Riqueza de Taxa, Riqueza de Familias (EPT) y Pérdida de Taxa de Kothe, en la Quebrada Jalapa.

4.3.3.2.1.4 QUEBRADAS MEMBRILLA, SULAQUITO Y AGUAS ARRIBA

El Índice de Diversidad de Shanon y Wiener, y Riqueza de Taxa, fueron mayores en la estación Membrilla y Quebrada Sulaquito, mientras que el Índice de Riqueza de Familias pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecóptera y Trichóptera fue mayor en la Quebrada Sulaquito, y menor en las Quebradas Membrilla y Aguas Arriba. El Índice de Dominancia y de Pérdida de Taxa de Kothe fueron mayores en la estación Quebrada Aguas Arriba (Figura 29). Lo observado es probablemente ocasionado por la presencia de mayor cantidad de sustratos homogéneos, comparado con la estación Membrilla y Quebrada Sulaquito, pues aunque la Quebrada Sulaquito presentó menor calidad físico-química y geo-morfológicas se observó mayor heterogeneidad en el sustrato y un mayor rango de velocidad de corriente, en comparación con la estación Aguas Arriba.

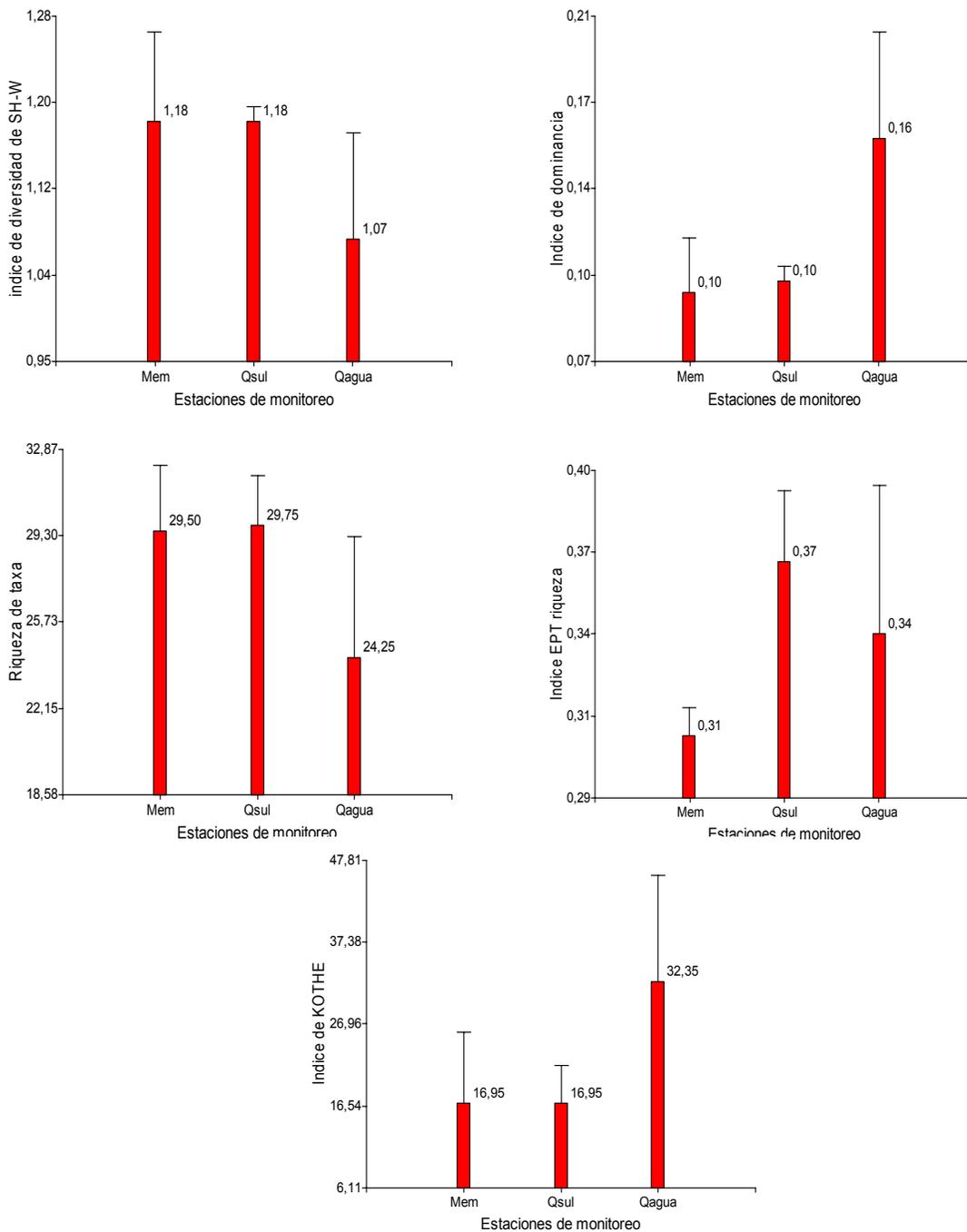


Figura 29. Variación espacial de los índices de Diversidad, Dominancia, Riqueza de Taxa, Riqueza de Familias (EPT) y Pérdida de Taxa de Kothe, en las Quebradas Membrilla, Sulaquito y Aguas Arriba.

Los menores valores obtenidos en la estación Aguas Arriba se debe probablemente a que fue la estación que presentó mayor homogeneidad espacial, comparada con la estación Sulaquito y

Membrilla, pues se observó una mayor cantidad de grava y un mayor rango de tipos de corriente en comparación con la estación Aguas Arriba.

4.3.3.2.2 Índice Biológico de Calidad del Agua, BMWP (*Biological Monitoring Working Party modificado para Costa Rica*)

Los valores obtenidos en las estaciones de monitoreo en el Río Tascalapa, tuvieron un comportamiento decreciente a medida que se incrementó el grado de influencia antrópica en la subcuenca (cultivos y poblados). Sin embargo los resultados indican que el estado ecológico del agua es excelente en todas las estaciones de monitoreo (Figura 30).

Los valores obtenidos en la Quebrada Ojo de agua muestran que en la estación Nacimiento Ojo de Agua hubo un valor menor que en la estación Desembocadura Ojo de Agua. Los resultados del índice muestran que el estado ecológico de las aguas en las dos estaciones de monitoreo es de calidad excelente (Figura 30). La menor puntuación observada en la estación Nacimiento Ojo de Agua, no fue probablemente no fue debida a una fuerte contaminación en este sitio, sino por las condiciones naturales del sitio, por ejemplo la homogeneidad del sustrato comparado a lo observado en la estación Desembocadura Ojo de Agua, alta concentración de iones disueltos y menor concentración de oxígeno.

En la Quebrada Jalapa se observó un comportamiento decreciente hacia la estación Jalapa Abajo, que presentó mayor influencia de uso de la tierra. Los valores obtenidos indican que el estado ecológico de las aguas de las dos estaciones de monitoreo, se encuentran con calidad excelente (Figura 30).

Los valores obtenidos en las Quebradas Membrilla, Sulaquito y Aguas Arriba indican que el estado ecológico de las aguas es excelente (Figura 30). De manera general se observó que el máximo valor del índice en todas las estaciones monitoreadas se presentó en la estación Nacimiento Tascalapa y el menor en la Quebrada Aguas Arriba, seguido por la estación Nacimiento Ojo de Agua.

La disminución del índice biológico en estas dos estaciones, probablemente se debe a las características naturales de ambos sitios, pues se observa que ambas estaciones tienen buenas condiciones físico-químicas y geomorfológicas. Sin embargo presentan sustratos más homogéneos debido al menor rango de velocidad de corriente y porque existen áreas con menor cantidad de

grava de origen natural comparado con las estaciones que están dentro de grupo de las de mayor grado de influencia por el uso de la tierra (CULTIVOS VIVIENDAS).

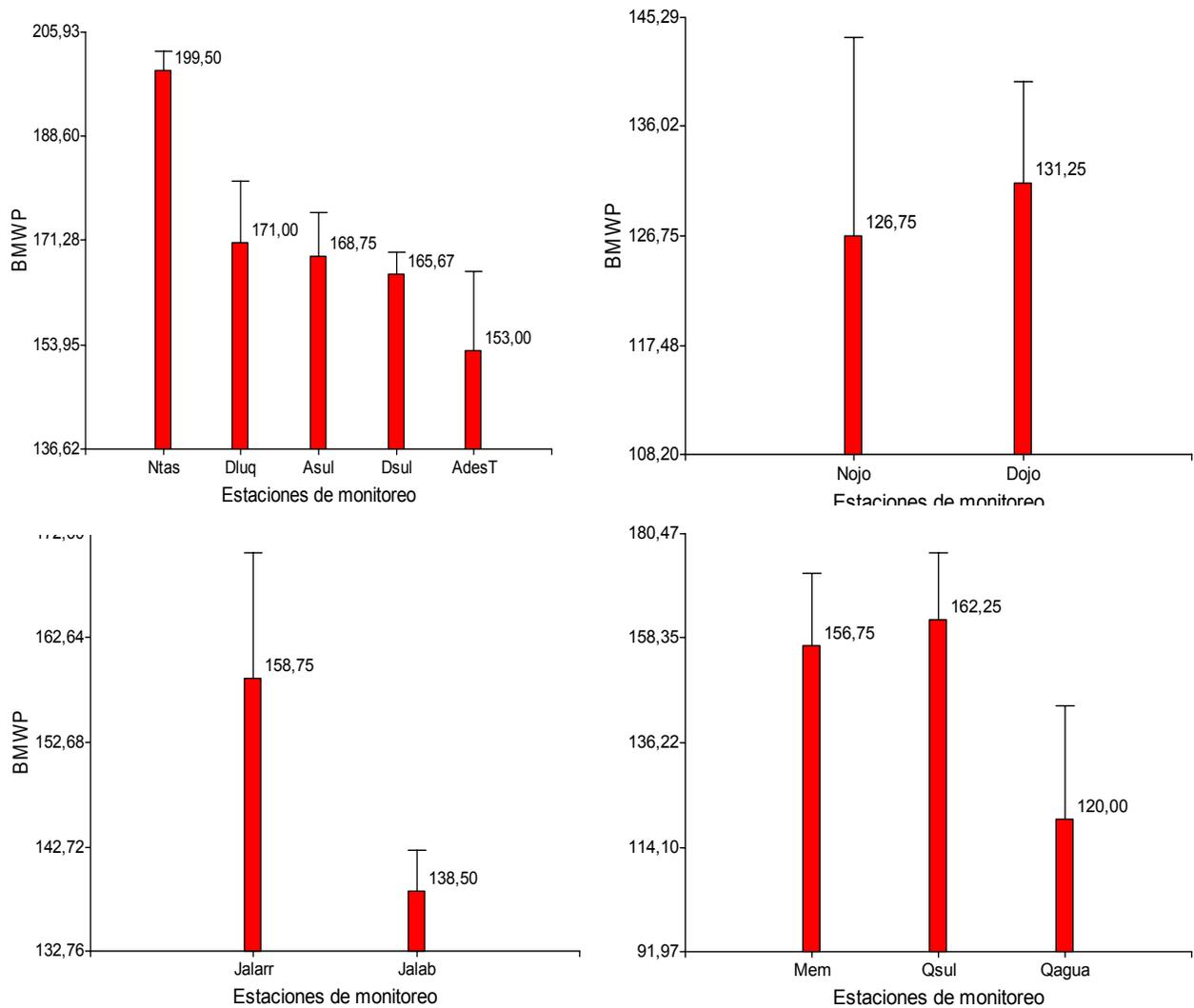


Figura 30. Variación espacial del BMWP en la subcuenca del Río Tascalapa.

La determinación del lecho de un río es importante, pues de él depende el establecimiento de una fauna béntica específica. A lechos rocosos están adaptadas diversas estructuras morfológicas. Por lo general en estos sustratos la fauna es diversa cuando no han sido contaminadas. Los sustratos arenosos que son más homogéneos, son más pobres en fauna béntica pues son un medio inestable para su establecimiento (Roldan 1988).

4.3.3.2.3 Comparación de los valores obtenidos entre el ICA y el BMWP

Al comparar el índice ICA y el BMWP en el Río Tascalapa, se observa que existe una estrecha relación entre los dos índices, pues tienen una tendencia similar. Sin embargo es claro que hay diferencias en la forma en que los índices afectaron la clasificación del estado de la calidad del agua. Se observa que el BMWP muestra los cambio de manera más marcada, lo que indica que probablemente este índice tiende a discriminar fuertemente entre las estaciones de monitoreo, mientras que los valores del índice ICA son más constantes (Figura 31).

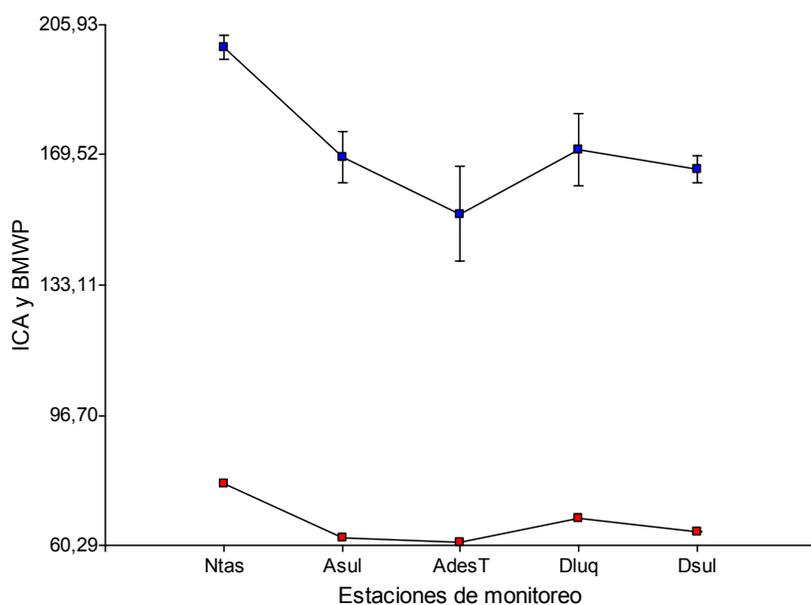


Figura 31. Variación del índice ICA y BMWP entre las estaciones de monitoreo.

4.3.3.2.4 VARIACIÓN TEMPORAL Y ENTRE LOS TRATAMIENTOS

El índice de diversidad de Shanon-Wiener, Riqueza de Taxa, el Índice de Dominancia de Simpson, Riqueza de Taxa, BMWP, y el Índice de Pérdida de Taxa de Kothe, no presentaron diferencias significativas entre épocas de muestreo (Cuadro 24 y 25), excepto el Índice de Riqueza de Familias, pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera que presentaron diferencias significativas ($P(x) < 0.05$).

En relación a los tratamientos BOSQUE y CULTIVOS Y CASAS no se observaron en cada uno de los índices pruebas evidentes de diferencias significativas ($P(x) < 0.05$) (Cuadro 24 y 26). Los

resultados obtenidos en cada uno de los índices corrobora lo analizado en párrafos anteriores. Se observa que hubo pequeñas variaciones, que no fueron probablemente drásticas, para que hubiese sido percibido por el análisis estadístico.

Cuadro 24. Resultados obtenidos en el análisis de varianza, entre las épocas (abril, mayo, junio y julio), los tratamientos (BOSQUE Y CASAS) y época*tratamiento de los índices bióticos.

VARIABLE	CV	ÉPOCA		TRATAMIENTO		ÉPOCA * TRATAMIENTO	
		F	Alfa (0.05)	F	Alfa (< 0.05)	F	Alfa (< 0.05)
Índice de Diversidad S-W	16.14	0.51	0.68	0.57	0.46	0.44	0.73
Índice de Dominancia de Simpson	55.27	0.75	0.53	0.69	0.41	0.14	0.93
Riqueza de taxa	18.10	2.13	0.11	1.09	0.30	2.38	0.08
BMWP	20.56	2	0.13	0.27	0.60	1.57	0.21
Riqueza de familia EPT	20.05	3.30	0.03	1.51	0.23	1.30	0.29
Índice de Kothe	74.81	1.14	0.35	1.08	0.30	2.23	0.10

Cuadro 25. Promedio de las variables bióticas medidas en las diferentes épocas del muestreo

	DIVERSIDAD S-W	DOMINANCIA SIMPSON	RIQUEZA DE TAXA	BMWP	EPT RIQUEZA	KOTHE
MARZO	1.04	0.18	26	136	9	23
ABRIL	1.06	0.15	31	165	11	15
MAYO	1.07	0.15	29	150	10	21
JUNIO	1.11	0.13	29	152	11	22

Cuadro 26. Promedio de los índices bióticos calculados en las diferentes estaciones de monitoreo con predominancia de BOSQUE o CULTIVOS Y POBLADOS.

	DIVERSIDAD S-W	DOMINANCIA SIMPSON	RIQUEZA DE TAXA	BMWP	EPT RIQUEZA	KOTHE
BOSQUE	1.09	0.14	17	147	9.35	22.724
CULTIVO CASAS	1.05	0.16	29	154	10.4	17.8

4.3.4 RELACIÓN ENTRE LAS VARIABLES BIÓTICAS Y ABIÓTICAS

4.3.4.1 Comportamiento de las variables bióticas y abióticas en la subcuenca del Río

Tascalapa

En estos resultados se presenta la tendencia espacial y temporal de los parámetros fisico-químicos, biológicos y geomorfológicos en la subcuenca, con el fin de evaluar el estado ecológico integral de los cursos de agua, a través del análisis de la relación entre el uso de la tierra y la degradación física química, biológica y geomorfológica.

El análisis de componentes principales mostró que los dos primeros componentes explicaron el 76% de la variabilidad de los datos (Cuadro 27).

Cuadro 27. Porcentaje de la variabilidad explicada por cada uno de los componentes principales.

COMPONENTES	VALOR	PROPORCIÓN	PROPORCIÓN ACUMULADA
1	14.95	0,53	0,53
2	6.23	0,22	0,76
3	4.31	0,15	0,91
4	1.64	0,06	0,97
5	0.87	0,03	1,00

Se observa que el componente 1, muestra el gradiente de las estaciones de muestreo con diferente grado de influencia de uso de la tierra. En el lado derecho del componente 1, se observa las estaciones cuyo uso de la tierra predominante fue bosque y al lado izquierdo aquellas estaciones cuyo grado de influencia de uso de la tierra fue mayor, debido a la presencia de cultivos y asentamientos humanos (Figura 32).

El análisis de componentes principales muestra un conjunto de variables, las cuales unas tienen una mayor correlación con el componente 1 y otras variables que tienen una mayor correlación con el componente 2, lo cual apoya el análisis de los datos. Es así como en el lado derecho del componente 1, se observa que algunas variables bióticas como el índice de diversidad, presentan una mayor correlación con el componente 1 (Cuadro 28), lo que indica que el índice fue mayor en las estaciones con mayor presencia de bosque, y menor en las estaciones con mayor grado de influencia de uso de la tierra.

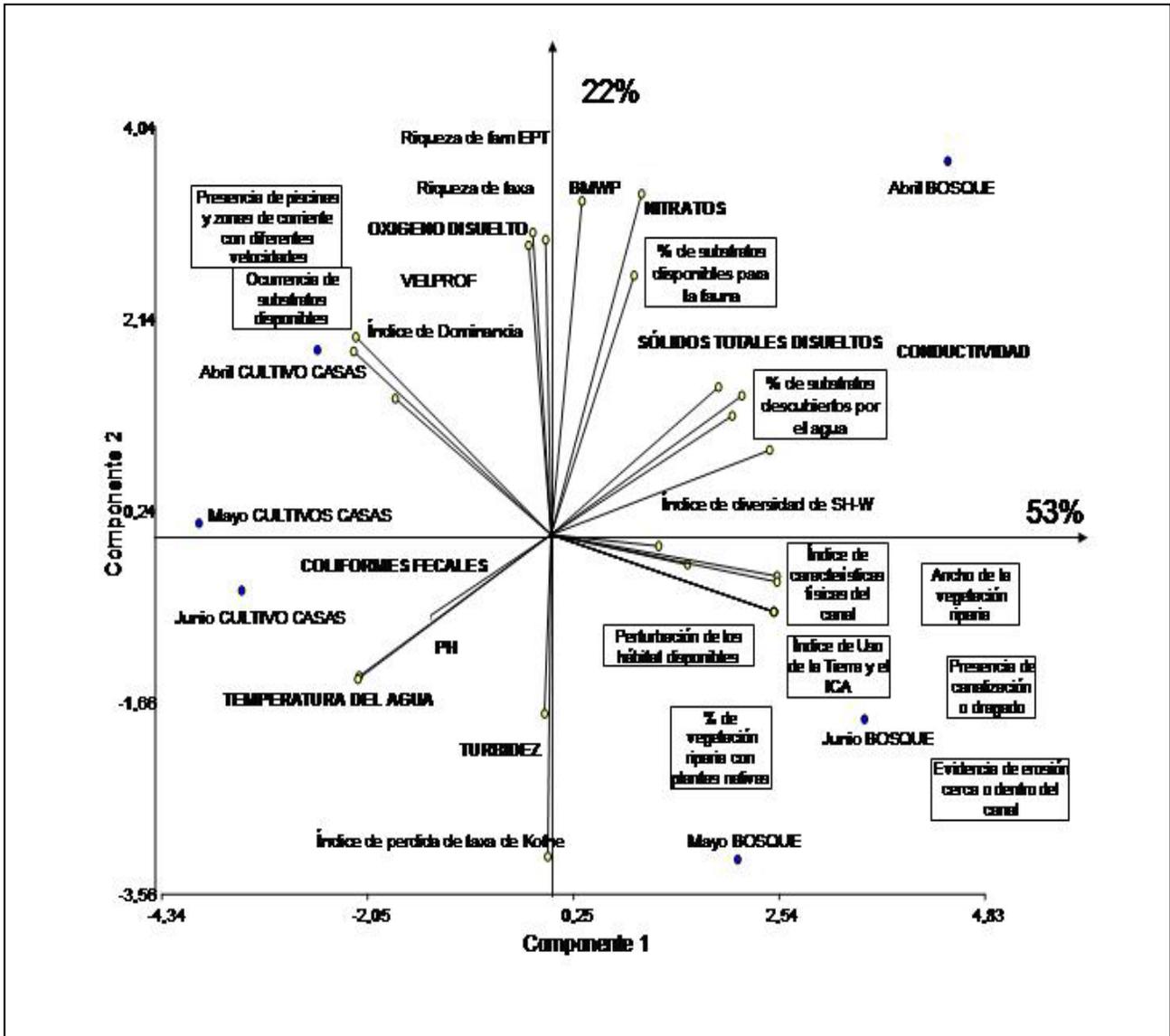


Figura 32. Representación gráfica del Análisis en Componentes Principales.

Lo mismo ocurrió con el índice de uso de la tierra, el índice físico químico de calidad del agua (ICA), el índice físico de conservación del canal y otras variables más específicas de caracterización física. Los resultados indican que las estaciones de monitoreo rodeados por bosque presentaron usos de la tierra que ofrece mayor protección al suelo en comparación a otros usos, ancho de vegetación riparia mayor, mayor porcentaje del bosque ripario con plantas nativas, baja perturbación de los hábitat disponibles del río por sedimento, poca evidencia de erosión y canalización en el canal, bajo porcentaje de barras de sedimentos en el lecho, más del 70% de sustratos disponibles para la fauna como hojarasca, troncos, grava y vegetación. Se observó como algunos parámetros físico-químicos fueron mayores en estas áreas, tal es el caso de la conductividad, sólidos totales disueltos, nitratos y

fosfatos, concentraciones que fueron explicadas debido a que hubo algunas estaciones con baja influencia de uso de la tierra que elevaron más el promedio, como fue el caso de la estación Nacimiento Ojo de Agua y Membrilla. Estas condiciones físico-químicas ya fueron explicadas anteriormente.

Cuadro 28. Correlaciones de las variables físico químicas y biológicas con los componentes 1 y 2

VARIABLES	COMPONENTE 1	COMPONENTE 2
Índice de diversidad	0,59	-0,06
BMWP	0,11	0,87
ICA	0,98	-0,18
Índice de dominancia	-0,69	0,33
Riqueza de taxa	-0,04	0,76
Riqueza de familias EPT	-0,10	0,78
Índice perdida de taxa KOTHE	0,01	-0,84
Índice de Uso de la Tierra	0,98	-0,18
Índice de Características físicas del canal	0,99	-0,09
Más del 70 % de sustratos estan disponibles	0,35	0,68
Perturbación de los hábitat disponibles	0,98	-0,18
Presencia de piscinas, y zonas de corriente con diferentes velocidades	-0,88	0,45
Grado de deposición de sedimentos	0,95	0,24
% de sustratos descubiertos por el agua	0,78	0,32
Presencia de canalización o dragado	0,98	-0,18
Alta ocurrencia de sustratos disponibles para la fauna	-0,87	0,49
Evidencia de erosión cerca o en el canal	0,99	-0,10
% de vegetación riparia con plantas nativas	0,98	-0,18
Ancho de la vegetación riparia	0,98	-0,18
Nitratos	0,38	0,89
Fosfatos	0,46	-0,01
pH	-0,83	-0,39
Oxígeno Disuelto	-0,11	0,74
Temperatura del agua	-0,83	-0,40
Turbidez	-0,03	-0,46
Conductividad	0,83	0,37
Sólidos totales disueltos	0,72	0,39
Coliformes fecales	-0,53	-0,23

Al lado izquierdo del componente 1, donde se observan las estaciones con mayor influencia de uso de la tierra, mayor ocurrencia de hábitat disponibles, debido a que además de haber zonas de alta corriente en el río, hay una mayor heterogeneidad, pues se observó que a pocos metros hay mayor

frecuencia de pozas, grava, acumulación de sedimentos, raíces de vegetación, troncos. Estos valores fueron corroborados con los análisis de varianza de las características geomorfológicas del canal.

El Índice de Dominancia fue mayor en estas áreas, y en relación a los parámetros físico-químicos, se observó como en estas estaciones de monitoreo los valores de coliformes fecales, pH y temperatura del agua fueron mayores (Cuadro 26). Estas observaciones fueron analizadas anteriormente de manera individual, las cuales fueron unas de las variables que caracterizaron más las estaciones con mayor influencia de uso de la tierra.

En este lado del eje se observa además, lo contrario a lo observado al lado derecho del componente 1. En las estaciones con mayor grado de influencia de uso de la tierra se obtuvo las mínimas puntuaciones en el Índice de Calidad Físico-Química (ICA), Índice del Uso de la Tierra, Índice de Diversidad y otras características geomorfológicas como fue un mayor porcentaje de sustratos descubiertos por el agua, incremento de la perturbación de los sustratos del río por sedimentación y disminución del ancho y la composición de la vegetación riparia.

En relación al componente 2, este eje mostró el gradiente temporal; se observó que los Índices de Calidad Biológica BMWP, la Riqueza de Taxa y Riqueza de Ephemeroptera Plecóptera y Trichóptera (Cuadro 25) presentaron los mayores valores en abril que correspondió a la época seca, mientras que el Índice de Pérdida de Especies fue mayor en junio. Esto probablemente se debe a que en época lluvia al haber mayor incremento del caudal, algunos organismos son arrastrados, ocasionando la disminución de algunos índices e incremento de otros.

Variabes físico-químicas como la turbiedad mostró un fuerte incremento en mayo y junio. El incremento probablemente se debe a que aumentó la escorrentía que ocasionó mayor erosión, arrastrando limos, arcillas y desechos. El oxígeno disuelto tuvo una mayor relación con el componente 2, indicando que las mayores concentraciones se observaron en abril. La disminución del oxígeno en época húmeda, se debe posiblemente al aumento de la materia orgánica en el agua, incrementándose por lo tanto, la demanda de oxígeno en los procesos de degradación del material orgánico (Cuadro 25).

4.3.4.2 Grado de interrelación entre las variables físico-químicas-biológicas y geomorfológicas

Al aplicar el índice de correlación de Pearson se observó que el Índice de Diversidad de Shanon presentó una relación significativa y directamente proporcional con:

el Índice Biológico de Calidad del Agua ($\alpha=0.00034$), el Índice Físico Químico de Calidad de Agua (ICA) ($\alpha=0.01$), La Riqueza Total de Familias ($\alpha=0.018$), la Riqueza de Familias EPT ($\alpha=0.004$), el Índice del Uso de la Tierra ($\alpha=0.0019$), el Índice de las características físicas del canal ($\alpha=0.02$), con las características que indican que el área no estuvo perturbada por una cantidad significativa de sedimentos finos ($\alpha=0.06$) y con las áreas que presentaron zonas donde los sustratos del río estuvieron fuera del agua ($\alpha=0.05$). También se presentó una relación inversa con el Índice de Dominancia ($\alpha=0.00$) y el Índice de Pérdida de Taxa Kothe ($\alpha=0.002$) (Cuadro 29).

Los resultados muestran que el Índice de Diversidad Biológica presentó los mayores valores en las estaciones con menor influencia de uso de la tierra. El Índice de Diversidad está conformado por la riqueza y la dominancia, observándose con estos resultados, que a mayor diversidad existe una mayor riqueza y una menor dominancia. Igualmente esto se reflejó en la pérdida de taxa, denominado Índice de Kothe que fue mayor en las estaciones con menor influencia de uso de la tierra y en la riqueza de organismos pertenecientes al orden Ephemeroptera, Plecóptera y Trichóptera que fue menor en las estaciones con mayor grado de influencia de uso de la tierra.

A sí mismo el Índice de Diversidad reflejó los cambios del uso de la tierra o cubierta vegetal que pueden causar un mayor o menor impacto en los ecosistemas acuáticos. Estos resultados corroboran que este índice puede ser usado como herramienta para medir el impacto de la adopción de tecnologías de conservación del uso de la tierra a nivel de cuenca.

Igualmente se observó que el índice puede ser un indicador de los cambios geomorfológicos. Hay una mayor diversidad biológica en zonas con mejores condiciones geomorfológicas que fueron las estaciones con menor grado de influencia de uso de la tierra. Por ejemplo áreas con una franja de bosque ripario mayor, baja perturbación de los sustratos por sedimentos, que reflejan igualmente los cambios de las condiciones físico-químicas, del Índice Físico Químico de calidad del agua (ICA) y el Índice Biológico de Calidad del Agua (BMWP).

Vale la pena destacar que el Índice de Diversidad presentó la más estrecha correlación con el BMWP. Por lo tanto al evaluar los impactos del uso de la tierra en la calidad del agua y a su vez emplearlo como herramienta para evaluar el impacto de las adopciones de algunas tecnologías de conservación o restauración de cuencas. Este índice podría ser reemplazado con el BMWP, debido a que este traduce el puntaje obtenido a una descripción cualitativa del estado de calidad del agua en la cuenca.

En cuanto al BMWP, este presentó una relación significativa y directamente proporcional con: el Índice Físico Químico de Calidad del Agua (ICA) ($\alpha=0.04$), con la Riqueza Total ($\alpha=0.00$), con la riqueza de familias EPT ($\alpha=6.2E-10$), con el Índice de Uso de la Tierra ($\mu=0.0013$), con el Índice Geomorfológico del Canal, ($\alpha=0.006$), con las áreas que presentan alto porcentaje de piscinas y zonas de corriente con diferentes tipos de velocidades ($\alpha=0.02$), con zonas que presentan baja deposición de sedimentos ($\alpha=0.02$), con zonas que presentan bajo porcentaje de substratos fuera del agua ($\alpha=0.02$), y donde hay una mayor frecuencia de hábitat ($\alpha=0.02$). Además presentó una relación inversa, pero significativa, con el Índice de Dominancia ($\alpha=0.01$), con el Índice Kothe de Pérdida de Taxa ($\alpha=0.00$), y con la Temperatura del Agua ($\alpha=0.02$) (Cuadro 29).

Los resultados muestran que el índice que el BMWP presentó los mayores valores en las estaciones con menor influencia de uso de la tierra. El índice BMWP reflejó el estado actual de la estructura del la comunidad, pues se observó que a un mayor valor hubo mayor riqueza de taxa y menor dominancia y pérdida de taxa.

El índice BMWP está basado en la identificación de familias presentes sensibles a la contaminación orgánica, condición que va encadenada con otros cambios que se observan en el ecosistema, como es la desaparición de las taxa sensibles a los impactos y el incremento de la abundancia de algunas taxa, condición que se ve reflejada con en el índice de pérdida de taxa Kothe y con el de dominancia de Simpson.

A si mismo este índice reflejó los cambios del uso de la tierra o cubierta vegetal que pueden causar un mayor o menor impacto a los ecosistemas acuáticos. Estos resultados corroboran que este índice puede ser usado como herramienta para medir el impacto de la adopción de tecnologías de conservación del uso de la tierra a nivel de cuenca. Igualmente se observó que el índice puede ser un indicador de los cambios geomorfológicos. Hay una mayor valor de BMWP diversidad biológica en zonas con mejores condiciones geomorfológicas que fueron las estaciones con menor grado de influencia de uso de la tierra. Por ejemplo áreas con una franja de bosque ripario mayor, baja perturbación de los sustratos por sedimentos, que cuales reflejan igualmente los cambios de las condiciones físico químicas, del índice físico químico de calidad del agua (ICA) y el índice biológico de calidad del agua (BMWP).

EL Índice Físico Químico de calidad del agua ICA presentó una relación directa con índice de uso de la tierra ($\alpha=0.0003$), con las características físicas del canal ($\alpha=0.00$), con la cantidad de

substratos disponibles para la fauna ($\alpha=0.04$), con zonas que presentan poco grado de perturbación del hábitat por sedimento ($\alpha=1.3 \text{ E-}7$), con zonas donde se observan todos los hábitat como pozas y corrientes a diferentes velocidades ($\alpha=0.01$), con zonas mas preservadas donde se observa baja deposición de sedimentos ($\alpha=1.6\text{E-}5$), zonas con baja cantidad de substratos expuestos ($\alpha=5.8\text{E-}5$), evidencia de erosión ($\alpha=8.5\text{E-}6$), protección por bosque ripario donde hay alta presencia de plantas nativas ($\alpha=1.7\text{E-}5$), ancho de la vegetación ($\alpha=2.5\text{E-}6$).

Hubo una relación inversa con la temperatura del agua ($\alpha=3.9\text{E-}3$), conductividad ($\alpha=0.02$), con sólidos totales disueltos ($\alpha=7.1\text{E-}4$) y con el índice de dominancia ($\alpha=0.02$).

El índice de de dominancia presentó una relación significativa directamente proporcional con el índice de Kohe ($\alpha=0.05$), directamente con la temperatura del agua ($\alpha=0.03$), pero una relación inversamente proporcional con:

la Riqueza de Total de Taxa ($\mu=(\alpha=0.04)$), con el Índice de Uso de la Tierra ($\mu=(\alpha=0.01)$), con el Índice de las Características Geomorfológicas de canal ($\mu=0.03$), y con la cantidad de substrato expuesta por el agua ($\mu=0.04$).

Con el Índice de Riqueza se observó una relación directa con:

el Índice EPT Riqueza ($\mu=(\alpha=0.02.2\text{E-}7)$), Índice de Uso de la Tierra ($\mu=(\alpha=0.01)$), zonas que presentan los cuatro hábitat ($\mu=(\alpha=0.00.02)$), con las zonas con baja deposición de sedimentos ($\mu=(\alpha=0.01)$) y ocurrencia de substratos disponibles ($\mu=(\alpha=0.01)$).

Presento una relación inversa con el índice Kothe de perdida de taxa ($\mu=(\alpha=0.00)$).

La Riqueza EPT tuvo una relación directa con zonas que presentan los cuatro tipos de hábitat ($\mu=(\alpha=0.01)$),

Se observó una relación inversa con el Índice de Pérdida de Taxa Kothe ($\mu=(\alpha=2.6\text{E-}7)$), temperatura del agua ($\mu=(\alpha=0.05)$), los sólidos totales disueltos ($\mu=(\alpha=0.02)$), y con los coliformes fecales ($\mu=(\alpha=0.05)$).

El Índice de Kothe presentó una relación inversamente proporcional con:

el índice de uso de la tierra ($\alpha=0.01$), con las zonas que presentan los cuatro hábitat ($\alpha=0.02$), con las zonas donde hay menor deposición de sedimentos ($\alpha=0.01$), con puntos donde existe una alta ocurrencia de hábitat disponibles ($\alpha=0.01$).

El Índice de Uso de la Tierra de manera directa con el Índice de las Características Físicas del Canal ($\alpha=5.9E-5$), con zonas donde hay baja deposición de sedimentos ($\alpha=0.01$), zonas con ausencia de alteración o canalización en el río ($\alpha=0.01$), con zonas con baja evidencia de erosión ($\alpha=1.5E-3$), estaciones donde la protección de la vegetación presenta una mayor proporción de plantas nativas en las áreas adyacente inmediatas ($\alpha=3.1E6$), con el ancho de la vegetación riparia ($\alpha=0.01$).
Hubo una relación inversa con la temperatura del agua ($\alpha=0.01$).

El Índice de las Características Físicas del Canal mostró relación significativa directa con los substratos disponibles para la fauna ($\alpha=0.01$), con la baja perturbación del hábitat disponible ($\alpha=0.6E-5$), con la baja deposición de sedimentos ($\alpha=3.7E-4$), con zonas de cantidad de substratos expuestos por el agua ($\alpha=3.7E-3$), con la alta estabilidad del canal como observar poca evidencia de erosión ($\alpha=1.8E-11$), protección por bosque ripario donde gran parte esta constituido por plantas nativas ($\alpha=3.9E-9$), ancho del bosque ripario ($\alpha=5.1E-12$), y una relación inversa con la temperatura del agua ($\alpha=3.3E-4$).

En relación a los substratos disponibles para la fauna se observó una relación directa con: las zonas que presentan los cuatro hábitat ($\alpha=1.3E-7$), con la baja cantidad de substratos expuestos por el agua ($\alpha=2.4E-3$), alta ocurrencia de hábitat ($\alpha=2.3E-5$). Se observó una relación inversa con el pH ($\mu=(\alpha=0.01)$), la temperatura del agua ($\mu=(\alpha=1.3E-3)$) y los coliformes fecales ($\alpha=0.02$).

La baja perturbación de los hábitat disponibles tuvo relación significativa con la alta presencia de los cuatro hábitat ($\alpha=0.02$), con la baja deposición de sedimentos ($\alpha=6.7E-4$), con la baja cantidad de substrato expuesta fuera del agua ($\alpha=3E-4$), la estabilidad del canal por ausencia de erosión ($\alpha=0.01$), ancho de la vegetación riparia ($\mu=0.01$). Hubo relación inversa con la conductividad ($\alpha=0.03$) y los sólidos totales disueltos ($\alpha=3.2E-3$).

En relación a los cuatro hábitats disponibles se observó relación directa con la baja cantidad de substrato expuesta por el agua ($\alpha=7E-4$), alta ocurrencia de hábitat ($\alpha=2.3E-9$); relación inversa con la conductividad ($\alpha=3.3E4$) y los sólidos totales disueltos ($\alpha=1.4E-6$).

Con la baja deposición de sedimentos hubo una relación directa con: la estabilidad del canal donde no se observa evidencia de erosión ($\mu=0.05$), ancho de la vegetación ($\alpha=0.01$), hubo una relación inversa con los sólidos disueltos ($\alpha=0.04$).

En relación a la mínima cantidad de sustratos expuestos fuera del agua, se observó relación con alta ocurrencia de hábitats disponibles ($\alpha=0.01$) y una relación inversa con la conductividad ($\alpha=0.01$) y con los sólidos disueltos ($\alpha=1.8E-4$).

En relación a la baja alteración del canal por dragado y canalización se observó relación directa con la estabilidad del canal donde no se observa evidencia de erosión ($\alpha=0.03$), con el ancho de la vegetación ($\alpha=0.03$). Hubo relación inversa con el pH ($\alpha=2E-4$) y temperatura del agua ($\alpha=9.3E-5$).

En relación a la alta ocurrencia de sustratos disponibles se observó una relación inversa con la conductividad ($\alpha=0.05$) y los sólidos totales disueltos ($\alpha=2.5E-3$).

La alta estabilidad del canal tuvo relación directa con la protección por vegetación constituida gran parte por bosque ripario nativo ($\alpha=2.5E-8$), con el ancho de la vegetación adyacente al río ($\alpha=0.00$). Hubo relación inversa con el pH ($\alpha=0.01$) y la temperatura del agua ($\alpha=0.001$).

Con relación a la protección de la vegetación riparia constituida gran parte por plantas nativas, se observó correlación directa con el ancho de la vegetación ($\alpha=4.1E-10$) e inversamente con la temperatura del agua ($\alpha=0.04$).

El ancho de la vegetación presentó una relación directa con los fosfatos ($\alpha=0.00$), e inversa con la temperatura del agua ($\alpha=9.5E-7$).

El fosfato tuvo una relación inversa con la turbiedad ($\alpha=1.4E-5$). La conductividad tuvo una relación directamente proporcional con los sólidos totales disueltos ($\alpha=3.7E-12$). El pH tuvo una relación directa con la temperatura del agua ($\alpha=9.5E-7$) y los coliformes fecales ($\alpha=0.05$).

La turbiedad tuvo una relación directa con la temperatura del agua ($\alpha=0.03$).

Cuadro 29. Coeficientes de correlación y grado de significancia R^2/α obtenida en el análisis de correlación de Pearson.

N=1008

	BVMW	ICA	INDDOM	RIQ	Riqueza de	KOIF	Land use	CHISCAN	SUBFAU	PERFAB	VELPRO	DEPSE	FCAN	ALFA	HHAB	ESTICAN	PROIVEC	ANOFM	PH	TUR	COND	TS	COIF
ind div SH	3,4E-01	0,01	0,00	1,8E-01	3,6E-01	2,0E-01	1,9E-01	0,02	0,40	0,06	0,20	0,07	0,05	0,19	0,17	0,10	0,22	0,10	0,83	0,18	0,83	0,14	0,93
BVMWP	1,00	0,02	0,01	0,00	6,2E-01	0,00	1,3E-01	0,05	0,12	0,41	0,02	0,02	0,04	0,12	0,02	0,39	0,29	0,51	0,84	0,47	0,48	0,14	0,49
ICA	0,35	1,00	-0,02	0,10	0,1	0,11	3,1E-01	0,00	0,04	1,3E-07	0,01	1,6E-05	5,8E-01	0,29	0,27	8,5E-06	1,7E-05	2,5E-06	0,22	0,97	-0,02		0,14
INDDOM	-0,41	-0,39	1,00	-0,01	0,0	0,05	-0,01	-0,03	0,15	0,14	0,18	0,36	-0,02	0,07	0,10	0,06	0,40	0,11	0,71	0,37	0,24	0,38	0,94
RIQ	0,94	0,28	-0,34	1,00	2,2E-01	0,00	0,01	0,15	0,20	0,70	0,02	0,01	0,15	0,57	0,01	0,77	0,45	0,82	0,70	0,63	0,60	0,20	0,47
riqueza de	0,82	0,24	-0,32	0,74	1,0	2,6E-01	0,11	0,23	0,23	0,29	0,01	0,14	0,05	0,26	0,09	0,94	0,54	0,85	0,73	0,93	0,10	0,02	0,05
KOIFE	-0,93	-0,27	0,34	-1,00	-0,7	1,00	0,01	0,15	0,18	0,70	0,02	0,01	0,16	0,54	0,07	0,74	0,48	0,80	0,82	0,54	0,66	0,24	0,42
Land use	0,52	0,57	-0,41	0,43	0,2	-0,43	1,00	5,9E-05	0,85	0,46	0,99	5,7E-04	0,60	0,01	0,59	1,5E-03	3,1E-05	2,5E-05	0,84	0,53	0,95	0,79	0,97
CHISCAN	0,33	0,97	-0,36	0,24	0,2	-0,25	0,62	1,00	0,01	3,6E-05	0,09	3,7E-04	3,7E-01	0,13	0,53	1,8E-11	3,9E-09	5,1E-12	0,09	0,33	0,56	0,23	0,05
SUBFAU	0,26	0,38	-0,24	0,22	0,2	-0,23	0,03	0,44	1,00	0,07	1,3E-07	0,38	2,4E-01	0,37	2,3E-01	0,15	0,96	0,53	0,01	0,07	0,46	0,28	0,02
PERFAB	0,14	0,74	-0,25	0,07	0,1	-0,07	0,13	0,63	0,31	1,00	0,02	6,7E-04	3,0E-01	0,39	0,95	0,01	0,10	0,01	0,63	0,2	0,03	3,2E-03	0,15
VELPRO	0,39	0,43	-0,23	0,38	0,4	-0,38	1,4E-01	0,29	0,75	0,38	1,00	0,12	7,0E-01	0,79	2,3E-01	0,52	0,63	0,34	0,72	0,57	3,3E-01	1,4E-03	0,09
DEPSED	0,39	0,68	-0,16	0,42	0,2	-0,43	0,55	0,56	0,15	0,54	0,26	1,00	0,17	0,96	0,27	0,05	0,07	0,01	0,88	0,53	0,12	0,04	0,27
FCAN	0,34	0,62	-0,34	0,24	0,3	-0,24	0,09	0,47	0,49	0,57	0,54	0,24	1,00	1,00	0,01	0,13	0,67	0,42	0,28	0,53	0,01	1,8E-04	0,53
ALFA	0,26	0,18	-0,30	0,10	0,1	-0,11	0,41	0,26	0,15	-0,15	-0,05	-0,01	0,00	1,00	0,95	0,03	0,32	0,03	2,0E-01	0,28	0,24	0,43	0,69
HHAB	0,40	0,19	-0,28	0,45	0,2	-0,45	0,09	0,11	0,64	0,01	0,81	0,19	0,42	-0,01	1,00	0,12	0,17	0,19	0,66	0,44	0,05	2,5E-03	0,48
ESTICAN	0,15	0,67	-0,32	0,05	0,0	-0,05	0,51	0,86	0,24	0,45	-0,11	0,33	0,26	0,36	-0,26	1,00	2,5E-08	0,00	0,01	0,27	0,11	0,22	0,14
PROIVEC	0,18	0,68	-0,15	0,13	0,1	-0,12	0,64	0,80	-0,01	0,28	-0,08	0,30	0,07	0,17	-0,23	0,78	1,00	4,1E-10	0,66	0,57	0,94	0,95	0,22
ANOFM	0,11	0,70	-0,27	0,04	-0,0	-0,04	0,64	0,87	0,11	0,42	-0,17	0,44	0,14	0,37	-0,22	0,89	0,83	1,00	0,09	0,63	0,27	0,42	0,22
NITA	-0,07	0,08	0,10	-0,06	-0,1	0,01	-0,19	0,06	0,18	0,16	-0,01	0,19	0,17	-0,13	-0,02	0,11	-0,12	0,03	0,05	0,53	0,56	0,65	0,55
FOSF	0,01	0,09	-0,18	0,08	0,0	-0,08	-0,07	2,9E-03	-0,16	0,17	-0,17	0,11	-0,07	0,01	-0,15	0,05	-0,06	0,11	0,31	1,4E-01	0,81	0,82	0,32
PH	-0,03	-0,27	0,06	0,07	-0,0	-0,04	-0,03	-0,29	-0,43	-0,08	-0,06	0,03	-0,19	-0,58	0,08	-0,43	-0,07	-0,28	1,00	0,23	0,33	0,32	0,05
OD	0,24	0,13	-0,08	0,13	0,3	-0,13	0,12	0,07	-0,09	0,17	0,18	0,06	0,06	-0,14	0,10	-0,12	0,14	-0,01	0,30	0,44	0,19	0,06	0,96
TAG	-0,40	-0,47	0,36	-0,23	-0,3	0,27	-0,42	-0,56	-0,51	-0,23	-0,31	-0,22	-0,31	-0,61	-0,15	-0,52	-0,35	-0,45	0,72	0,03	0,67	0,92	0,06
TUR	-0,12	-0,02	-0,15	-0,08	-0,0	0,11	-0,10	-0,16	-0,30	0,20	-0,11	-0,09	-0,09	-0,19	-0,13	-0,19	-0,11	-0,08	0,21	1,00	0,30	0,23	0,96
COND	-0,12	-0,38	-0,20	-0,09	-0,2	0,08	0,01	-0,10	-0,13	-0,36	-0,57	-0,26	-0,45	0,20	-0,33	0,27	0,01	0,19	-0,17	-0,18	1,00	3,7E-12	0,58
TS	-0,25	-0,54	0,15	-0,22	-0,3	0,20	-0,05	-0,21	-0,19	-0,48	-0,71	-0,35	-0,59	0,14	-0,49	0,21	0,01	0,14	-0,17	-0,27	0,87	1,00	0,63
COIF	-0,12	-0,24	-0,01	-0,12	-0,3	0,14	-0,01	-0,33	-0,38	-0,25	-0,29	-0,19	-0,11	0,07	-0,12	-0,25	-0,21	-0,21	0,32	0,07	0,10	0,08	1,00

5. CONCLUSIONES

Al evaluar el estado físico-químico del agua, con el fin de identificar los puntos de la cuenca que presentaron limitantes con algunos parámetros físico-químicos para determinado uso del agua, según la norma nacional de Honduras, se observó que las concentraciones de nitratos, fosfatos, conductividad, sólidos totales disueltos, turbiedad, pH y oxígeno disuelto presentaron concentraciones aptas para todos los usos. Solamente menos del 50% de las estaciones monitoreadas en la cuenca, presentan algunos parámetros limitantes, siendo necesario aplicar el tratamiento convencional para potabilizar el agua. La DQO y DBO presentaron valores muy altos en todas las estaciones de monitoreo, fuera de los límites que recomienda para usar el tratamiento convencional. La presencia de coliformes fecales presentó valores críticos en las estaciones Antes de la Quebrada Sulaquito y en la Quebrada Sulaquito.

En cuanto a las características del agua para uso agrícola no se observó limitantes, excepto con la presencia de coliformes fecales que presentó los valores más críticos en las estaciones Antes de la Quebrada Sulaquito y en la Quebrada Sulaquito.

Para la preservación de la flora y fauna se observó que las concentraciones de las variables fueron aptas, sin embargo los valores del DQO en las estaciones Nacimiento Tascalapa, Quebrada Membrilla, Sulaquito y Aguas Arriba, presentaron limitaciones.

Para el uso recreativo, variables como el pH y el oxígeno disueltos no fueron limitantes, permitiendo el contacto directo, sin embargo la DQO presentó valores muy elevados en todas las estaciones monitoreadas, siendo un factor limitante. Los coliformes fecales es un factor limitante en la estación Antes de la Quebrada Sulaquito y Quebrada Sulaquito.

De acuerdo a los resultados obtenidos se puede inferir que el uso de cultivos y asentamiento humanos tienen un impacto negativo en algunos parámetros físico-químicos, biológicos y geomorfológicos en la red de drenaje del Río Tascalapa. Sin embargo, los cambios observados hasta el momento según el índice de calidad físico química (ICA) el agua es óptima a buena y en cuanto a la calidad biológica del agua según el BMWP, la clasifica de excelente calidad.

Aunque los resultados obtenidos hayan mostrado que la calidad de agua en la cuenca sea de buena a óptima, los valores disminuyen hacia la parte baja de la cuenca, que es el sitio donde se observa mayor presencia cultivos y poblados, Sin embargo es importante efectuar acciones de manejo y conservación de suelo y agua de manera concertada con la comunidad, con el fin de evitar que se intensifique el deterioro siendo importante priorizar las áreas cercanas a la estación Jalapa Abajo, Desembocadura Ojo de Agua, Antes de la Quebrada Sulaquito y Quebrada Sulaquito y Antes de la Desembocadura Tascalapa.

Es importante durante el monitoreo, identificar las fuentes potenciales de contaminación y al mismo tiempo tener presente las condiciones naturales de los sitios, con el fin de evitar conclusiones erróneas. Tal fue el caso de las estaciones Nacimiento Ojo de Agua y Membrilla, estaciones catalogadas con menor grado de influencia de uso de la tierra, las cuales presentaron mayores valores de conductividad y sólidos disueltos debido a las condiciones geoquímicas del sitio.

En general se observó que en cada una de las corrientes estudiadas, las estaciones de monitoreo evaluadas con mayor grado de influencia de uso de la tierra, presentaron algunas variables físico químicas con mayores concentraciones. Tal fue el caso de los nitratos, fosfatos, conductividad, sólidos disueltos totales, dureza, coliformes fecales, turbiedad, pH y temperatura. Esto mostró que a medida que se incrementó la frecuencia de coberturas que ofrecen menor grado de protección al suelo, el deterioro de la calidad del agua aumento.

Los nitratos, fosfatos, sólidos disueltos totales, coliformes fecales, turbiedad, pH y temperatura podrían ser los principales parámetros a tener en cuenta en las futuras evaluaciones, sin incluir la conductividad pues presentó una interrelación fuerte con los sólidos disueltos, siendo innecesaria hacer esta medición.

El índice ICA recoge parámetros convencionales relacionados con la calidad para el abastecimiento público, pero puede ser utilizado para considerar condiciones generales del estado de las aguas naturales, así como lo observado con el BMWP, sin embargo la aplicación del índice ICA demanda mayores costos.

La falta de información sobre la cantidad de fertilizantes y agroquímicos en los cultivos de café y granos básicos, dificulta la interpretación de los niveles de nutrientes detectados en el agua.

La interrelación que se observa entre el uso de la tierra, la calidad geomofológica del canal, la presencia de determinados macroinvertebrados bentónicos e los índices bióticos, muestran que son buenos predictores del estado de calidad del agua de las fuentes y pueden ser empleados como herramienta para medir los impactos de la adopción de tecnologías de conservación y restauración de cuencas.

EL BMWP basado en la presencia ausencia de organismos susceptibles a la contaminación orgánica, parece discriminar fuertemente entre las zonas monitoreadas, no así el Índice Físico Químico de Calidad del Agua (ICA) que probablemente por dar información puntual es menos sensible a los impactos ocasionados.

Los índices bióticos empleados durante el presente estudio pueden ser reemplazados por tan solo el BMWP, que a diferencia de los demás tiene la ventaja de traducir el puntaje obtenido a una descripción cualitativa del estado de calidad del agua en la cuenca. Así mismo en los futuros monitoreos la medición del BMWP podría complementarse con el índice geomorfológico del canal, pues son opciones de bajo costo y pueden ser fácilmente implementados por las instituciones locales.

EL BMWP aplicado en el presente estudio es el BMWP que fue adaptado para Costa Rica. Con los resultados obtenidos se observó que funciona de manera adecuada en la subcuenca Tascalapa Honduras.

La composición de los sustratos y las características del lecho deben ser tenidos cuenta en el momento de evaluar y sacar conclusiones con el Índice Biológico de calidad del agua BMWP, pues los valores pueden verse disminuidos por las condiciones naturales de las fuentes como la homogeneidad espacial que puede ocasionar disminución de los valores.

La conservación de la integridad riparia ayuda a mantener una buena calidad del agua, ya que pueden mantener la integridad biológica del ecosistema acuático.

6. RECOMENDACIONES

Una de las estrategias a efectuar para futuros monitoreos en los drenaje de una cuenca hidrográfica, sería efectuar un monitoreo biológico y de las condiciones geomorfológicos del sitio. Posteriormente en los puntos seleccionados como críticos, efectuar un muestreo más detallado con los parámetros físico-químicos con el fin de cuantificar la carga contaminantes existente, información que podría ser generada empleando los nitratos, fosfatos, sólidos disueltos totales, coliformes fecales, turbiedad, pH y temperatura, los cuales con base a los resultados obtenidos dan información del estado de la cuenca, sin tener necesidad de multiplicar los esfuerzos de mano de obra y económicos.

Establecer franjas riparias a los lados de los cursos de agua, que conserven la sombra y la temperatura del agua, con el fin de proveer condiciones apropiadas para la fauna como disponibilidad de hábitat y alimento natural, condiciones importantes para la preservación de la calidad del agua en los drenajes de la cuenca.

Enriquecer los corredores ripario con especies maderables nativas que protejan los taludes, e incrementen la sombra y ofrezcan mayor diversidad de hábitat para la fauna acuática.

Establecer bebederos cerca de las casas de los dueños de los animales, con el fin de que no tengan acceso la quebrada directamente y así evitar concentraciones elevadas de coliformes fecales en el agua que puedan afectar la salud de los habitantes, ya que mas del 50 %de la población usa los drenajes con fines recreativos.

Es necesario continuar estudiando las relaciones entre las variables de uso de la tierra y el estado de calidad del río, con el fin de generar herramientas que apoyen la recuperación y preservación de la integridad de una cuenca.

Adoptar opciones de manejo de las letrinas y pozos sépticos que eviten la contaminación del agua por heces fecales.

Realizar campañas que ayuden a la disminución del uso de pesticidas, fertilizantes y el establecimiento de coberturas nobles, incrementando la cobertura arbórea con leguminosas que

puedan disminuir los requerimientos de fertilizantes por nitrógeno, ya que son prácticas escasas en la subcuenca.

Un monitoreo mas entrada la época de lluvia podría dar una mejor información sobre el aporte de nutrientes al agua y las áreas más vulnerables a la contaminación por nitratos y fósforo.

Sería importante con el apoyo de otros estudios, se contemple la posibilidad de que el índice BMWP pueda incluirse como uno de los requisito para evaluar la calidad del agua en los drenajes naturales de Honduras, y que sea incorporado de manera oficial en la ley de Aguas de Honduras para emplearse en el seguimiento de los proyectos de manejo integrado de cuencas.

La información obtenida en el presente estudio, puede ser empleada como metodología, que sea incorporada dentro de las campañas educativas para el manejo de los recursos naturales, en aquellos centros rurales que tiene como especialidad el bachillerato en ecología, metodología que podría ser retroalimentada en las secciones de práctica con los jóvenes y niños.

7. BIBLIOGRAFIA

Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA). *Almería*, 203-213.

Alba-Tercedor, J y Sánchez Ortega, A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellowell (1978). *Limnética* 4: 51-56.

Armitage, PD y Moss, D. 1983. The performance of a new Biological water Quality Score System based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Research* 17 (3): 333-347.

American Public Health Association American Society of Civil Engineers, American Water Works Association, and Water Pollution Control Federation. 1969. Glossary of water and wastewater control engineering.

Ayers, R.S; Wescot, D.N. 1987. La calidad del agua en la agricultura. Roma Italia, FAO, 180 p.

Barbour, M.T; Gerritsen, J; Snyder, B.D; Stribling, J.B. 1999. RPB for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, Benthic macroinvertebrates and Fish. Second Edition.

Beisel, J.N; Useglio-Polatera, P y Moreteau, J.C. 2000. The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hidrobiologia* 422/423: 163-171, 2000.

Beitia, M. A, 1989. Análisis de la problemática de la calidad del agua y formulación de recomendaciones en la cuenca alta del río Chiriqui Viejo. Panamá. Tesis Mag. Sc, Turrialba, Costa Rica. CATIE. 242 p.

Benfield, EF; Niederlehner, BR.. 1987. Efecto de la polución sobre invertebrados de de agua dulce. *Wat. Sci. Tech.* 19 (11): 107-112.

BGS/ODA/UEP//WHO. 1996. Characterisation and assessment of groundwater quality concerns in Asia Pacific Region. Doc UNEP/DEIA/AR. 96-1. Nairobi : UNEP.

Brooks, K.N; folliott, P; Gregersen, H.M, Thames, J, 1996. Hydrology and the management of watersheds. Iowa state university press/ames.

Brooks, K.N; Ffolliott, P.F; Gregersen, H.M; y Thomes, J.L. 1991. Hidrology and the management of watershed. Ames, Iowa: Iowa State University Press.

Bunn, SE; Edward, DH. 1986. Spatial and temporal variation in the macroinvertebrate fauna of stream of the northern Jarrah forest, Western Australia: community structure. *Freshwater Biology* 16: 67-91.

Cairns, J y Dickson, KL. 1971. A simple method for the biological assessment of the effects of the waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms. *Journal Water pollution Control Federation* 43 (5): 755-772.

CAPRE (Comité Técnico Nacional de Calidad del Agua, del Comité Coordinador Regional de Instituciones de Agua Potable y Saneamiento de Centroamérica y República Dominicana). 2003. Norma Técnica Nacional para Agua de Uso Agrícola y Pecuario, Recreativo, Preservación de la Flora y Fauna y Abastecimiento de Poblaciones. República de Honduras, Secretaría de Salud.

Centro Intenacional de Agricultura Tropical. 2000. Estudio de suelos en 3 microcuencas de la subcuenca del Tascalapa. Luquigüe, Jalapa y Ojo de Agua. Reporte interno de trabajo CIAT.

Chandler, JR. 1970. A biological approach to water quality management. *Water Poll. Control.* 69: 415-422.

Chara, J.D. 2002. Interacciones entre el uso del suelo y los aspectos bióticos y abióticos de quebradas en el departamento del Quindío. Informe técnico, CIPAV (Fundación Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria).

Cooper, C; Lipe, W. 1992. Water quality and agriculture: Mississippi experience. *J Soil Wat Coserv* 1992; 47: 220-223.

Crawford, J. K y Lenat, D.R. 1989. Effects of land use on the water quality and biota of three streams in the Piedmont province of North Carolina. Water-Resources Investigations Report 89-4007. U.S. Geological Survey, Raleigh, North Carolina, USA.

Cressa, C. 1986. Variación estacional, distribución espacial y balance energético de campurus sp (Ephemeroptera Polymitarcidae), en el lago de Valencia Venezuela. *Acta Científica Venezolana* 37: 272-579.

Cubero, D. 2002. Prácticas agro conservacionistas. Manual de manejo y conservación de suelos y aguas. Editorial EUNED, 271 pag.

Cummins, K. W. y Klug, M.J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 10: 147-172.

De la Lanza Espino, G; Hernández, S.P; y Carvajal, J.L. 2000. Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores). Plaza y Valdes, S.A. de C.V. Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, Comisión Nacional de Agua, Universidad Nacional Autónoma de México.

De la Rosa, C. 1999. Conservation and sustainable use of streams and rivers in Central America. Pag 122-132, en LU. Hatch y M.E. Swisher (eds) *Managed Ecosystems. The Mesoamerican Experience.* Oxford University Press, New York, Estados Unidos.

Dudgeon, D. 1984. Seasonal and long-term changes in the hydrobiology of the Lam Tsuen river, New Territories, Hong Kong, with special reference to benthic macroinvertebrate distribution and abundance. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 69 (1): 55-129.

FAO, Kiersch, B. 2000. Relaciones tierra agua en cuencas hidrográficas rurales: Impacto del uso de la tierra sobre los recursos hídricos, una revisión bibliográfica. Taller electrónico 18 de septiembre 28 de octubre.

Figuerola, R; Araya, E; Parra, O; Valdovinos, C. 2002. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua. Centro de Ciencias Ambientales, EULA-Chile, Universidad de Concepción, Chile.

Fournier, O. L. 1998. Productividad primaria neta en diversos ecosistemas de la tierra. Recursos naturales, EUNED, Costa Rica Pag 15.

García de Jalon, D y González del Tánago, M. 1986. Métodos biológicos para el estudio de la calidad de las aguas. Aplicación a la cuenca del Duero. ICONA, Madrid, 244.

Harper, D.M; Smith, C.D y Barham, P.J. 1992. Habitats as the building blocks for river conservations assessment. In: Boon, P.J; Calow, P; y Petts, G.E (eds), River Conservation and Management. John Wiley y Sons Ltd, Chichester: 311-319.

Hellawell, JM. 1978. Biological Surveillance of Rivers . Water Research Centre., Stevenage.

Hellawell, J. M. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management, Elsevier, England.

Hem, J.D. 1985. Study and interpretation of chemical characteristics of natural water. USGS (United State Geological Survey). Third edition. 262 p. (Water-Supply paper 2254).

Henningan, RD. 1973. La Contaminación del Agua. En: Orígenes y Control de la Contaminación Ambiental. Ed Maurice Astrobbe. México, D.F. Editorial Continental. P 45-51.

Heuveldeop, J. 1886. Agroclimatología tropical. EUNED. Costa Rica. Pag 125

Hynes, HBN. 1974. The Biology of Polluted Waters. University of Toronto. Press, Ontario.

Illies, J y Botoseanu, L. 1963. Problemes et methodes de la clasifcation et de la zonation ecologique des eaux courantes. *Mitt. Intern.Verein, Limnol.* 12: (1-57).

InfoStat (2002). InfoStat, versión 1.1/Profesional Manual del Usuario. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Primera edición, Argentina.

Kerans, B. L y Karr, J.R. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-(BI) for rivers of the Tennesse Valley. *Ecological Applications* 4: 768-785.

Lenat, D.R. 1984. Agriculture and stream water quality: A biological evaluation of erosion control practices. *Environmental Management* 8(4): 333-344.

Lobo, J.E. 2000. Monitoreo de la contaminación hídrica de los afluentes del Embalse Cerrón Grande. Informe final fase 1 de Consultoría. 122 p.

Lowrance, R; Altier, L.S; Newbold, J.D; Schnabel, R. R; Groffman, P.M; Denver, J.M; Correl, D.L; Gilliam, J.W; Robinson, J.L; Brinsfield, R.B; Staver, K.W; Lucas, W; Todd, A.H. 1997. Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay Watersheds. *Environmental Management* 21: (5) 687-712.

MacDonald, L.H; Smart, A:W y Wissmar, R.C. 1991. Monitoring guidelines to evaluate effects of forestry activities on streams in the Pacific Northwest and Alaska. EPA (Environmental Protection Agency Washington), CSS (Center for Streamside Studies in Forestry, Fisheries Sciences) University of Washington.

Maldonado, T y Rodríguez, C. 1999. Estudio, análisis y cartografía de la capacidad del uso de la tierra en las clases forestales de Costa Rica. Fundación Neotropica-Centro de Estudios Ambientales y Políticas. San José-Costa Rica. 34 p.

Malmqvist, B y Hoffstein, P. 1998. Influence of drainage from old mine deposits on benthic macroinvertebrate communities in Central Swedish streams. *Wat Res.* 33(10):2415-2423.

Marchamalo, M. 2001. El estado ecológico de la red hidrográfica y los usos del suelo; relaciones e implicaciones en la degradación de la cuenca de la quebrada Bonita (Coto Brus, Costa Rica). Sistema de estudio en Costa Rica UCR apdo 2060, San José.

Marchant, R. 1982. Life spans of two species of tropical mayfly nymph (Ephemeroptera) from magela Creek, Northern Territory. *Aust. J. Mar. Freshwater Res* 33: 173-179.

Margalef, R. 1983. Limnología. Barcelona.

Mason, CF. 1991. Biology of freshwater pollution. London.

McCune, B y Grace, J.B. 2002. Analysis of Ecological Communities. MjM Software Design, Oregon, United States of America.

McIntosh, R. P. 1967. An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. *Ecology* 48 (3): 392-404.

Minshall, G.W y Robinson, C.T. 1998. Macroinvertebrate community structure in relation to measures of lotic habitat heterogeneity. *Arch. Hydrobiol.* 141: 129-151.

Minshall, G.W. 1988. Stream ecosystem theory: a global perspectiva. *J. n. am. Benthol. Soc.* 7: 263-288.

Mitchell, M.K; Stapp, W.B; Bixby, K.P. 1991. Manual de campo de proyecto del río. Una guía para monitorear la calidad del agua en el Río Bravo. United States of America.

Norris, RH. y Norris, KR. 1995. The need for biological assessment of water quality: Australian perspective. *Aus. J. Ecol.* 20: 1-6.

Norris, RH. y Georges, A. 1993. Analysis and interpretation of benthic macro-invertebrate survey. 234-286 en: D. M. Rosenberg and V. H. Resh (ed). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York.

Novotny, V y Olem H. 1994. *Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution*. New York: Van Nostrand Reinhold.

OMM (Organización Meteorológica Mundial). 1994. *Guía de prácticas hidrológicas: Adquisición y procesos de datos, análisis, predicción y otras aplicaciones*.

Ometo, J.P; Matinelli, L.A; Ballester, M.V; Gessner, A; Krusche, A.v; Victoria, R.L; Williams, M. 2000. Effects of land use water chemistry and macroinvertebrate in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. *Freshwater biology* 44, 327-337.

OPS (Organización Panamericana de la Salud). 1987. *Guidelines for drinking water quality, supporting information*.

Ott, W. 1981. *Environmental Indices. Theory and Practice*. Ánn Arbor Science, Michigan.

Plafkin, J. L; Barbour, M.T; Porter, K.D; Gross, S.K y Hughes, R.M. 1989. *Rapid bioassessment protocols for use in stream and rivers: benthic macroinvertebrates and fish*. United States Environmental Protection Agency EPA/ 4444/4-89-001.

Perry, J y Vanderklein, E, 1996. *Water quality: management of a natural resources*. Blackwell Science

Pinder, L.C.V y Farr, I.S. 1987a. Biological surveillance of water quality. 2. Temporal and spatial variation in the macroinvertebrate fauna of the river Frome, a Dorset chalk stream. *Archiv für Hydrobiologie* 109 (3): 321-331.

Pineda, M. A, 2000. *Estudio de la calidad y cantidad de agua en 23 microcuencas de Yorito y Sulaco*. Tesis Ing. For, ESNACIFOR Siguatepeque, 100 p.

Ponce, S.L. 1980. *Water quality monitoring programs*. WSDG Technical paper WSDG-TP-00002. Watershed systems development group USDA Forest Service.

Prat, N y Puig, MA. 1984. Llobregat 527-552 p en: Whiton, B.A (ed). *Ecology of European rivers*. Blackwell Scientific publ, Oxford.

Ramakrishna B. 2000. *Criterios iniciales para la priorización de proyectos específicos por cuenca hidrográfica*. Informe de consultoría 3, CATIE.

Ramírez, A. (s.f.). 2004. Odonata. En: Springer y Hanson (eds.) *Artrópodos y moluscos de agua dulce de Costa Rica, con claves para su identificación*. I: Insectos. Editorial Revista Biología Tropical, San José, Costa Rica. En revisión.

Rojas, O. 1991. Memorias Seminario Internacional "Control de calidad de agua para consumo humano". Índices de calidad de agua en fuentes de captación. s. V. d. C. Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. P 22-38.

Roldán, PG. 1992. Fundamentos de limnología neotropical. Universidad de Antioquia, Medellín.

Roldán, G. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Editorial Presencia, Medellín (Colombia).

Sagastizado M, M.E. 2001. Impacto del uso de la tierra en la calidad del agua en la cuenca del Río Talnique, El Salvador. Tesis de grado CATIE.

Sanders, T.G; Ward, R.C; Loftis, J.C; Steele, T.D; Adrian, D.D y Yevjevich, V. 1983. Design of net-works for monitoring water quality. Water Resource. Pub Littleton, CO.

Sheehan, P. J, 1984. Effects on community and ecosystem structure and dynamics, 51-100 p. en: Sheehan, P.J; Miller D.R; Butler, G.C y Bourdeau, P (ed). Effects of pollutants at the ecosystem level. *Jonh Wiley y Sons, Chichester* , New York.

Stadtmuller, T. 1988. Funciones climática e hidrológica de los bosques con énfasis en los trópicos, ReporteCATIE (Centro Agronómico de Investigación y Enseñanza).

Wilhm, J. L. y Dorris, T.C. 1968. Biological parameters of water quality. *Bioscience* 18: 477-481.

Wolda, H. 1978. Fluctuations in abundance of tropical insects. *Amer. Nat* 112 1017-1045.

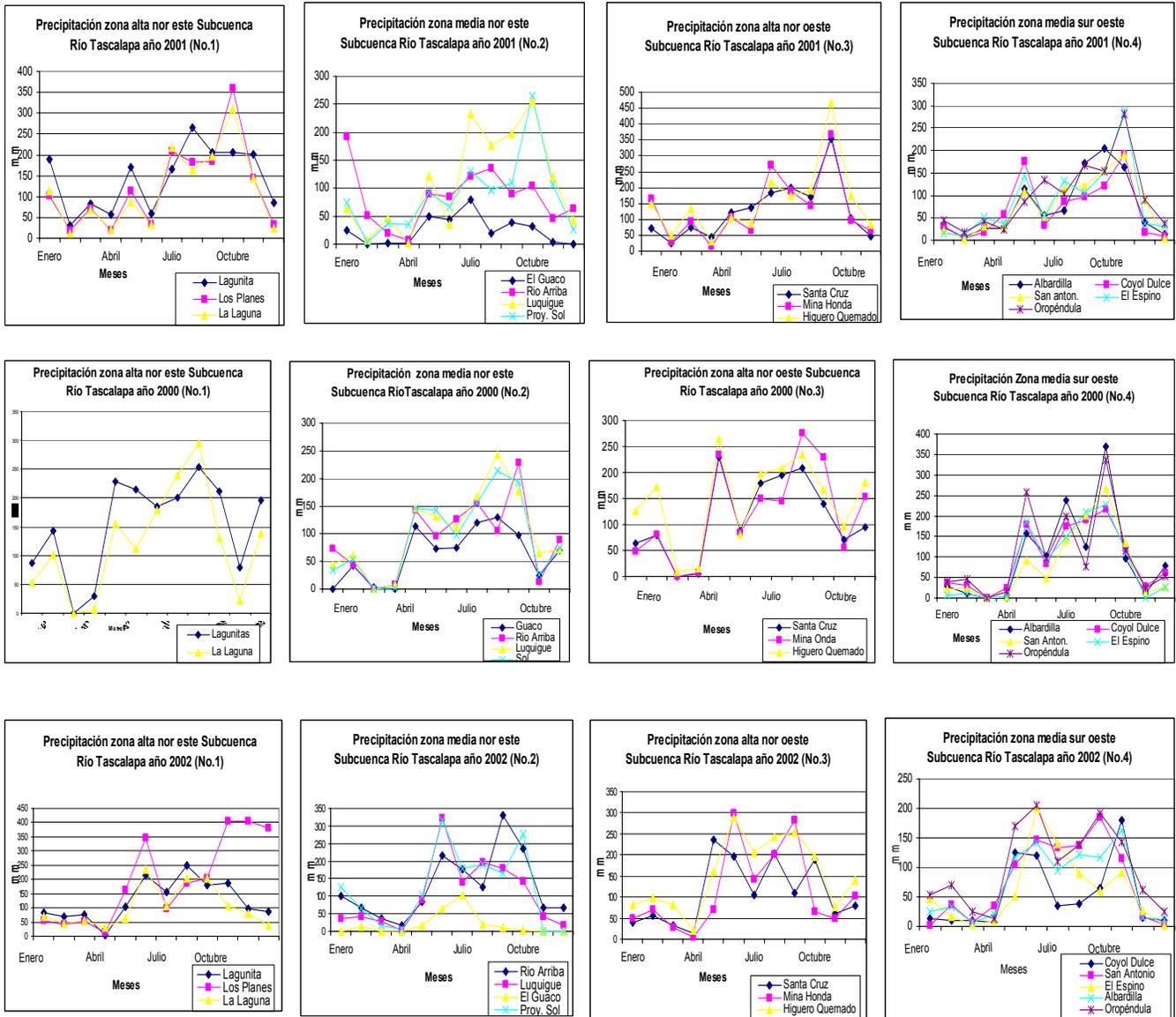
Zúñiga de Cardoso, MC y Rojas Chacon, O. 1992. Evaluación biológica de la calidad del agua. *Gaceta Ambiental* 9: 7-19.

Tebbutt, T.H.Y. 1999. Fundamentos de control de la calidad del agua. Limusa Noriega editores.

TRAGSA, TRAGSATEC y Ministerios del Medio Ambiente. 1998. Restauración hidrológica forestal de cuencas y control de la erosión. Ediciones mundi prensa Madrid.

ANEXOS

Anexo 1. Tendencias de la Lamina media mensual (mm) 2000, 2001 y 2002, en estaciones pluviométricas establecidas en diferentes zonas de la Subcuenca del Río Tascalapa.



(FUENTE: CIAT Honduras 2003 Proyecto Comunidades y Cuencas Honduras)

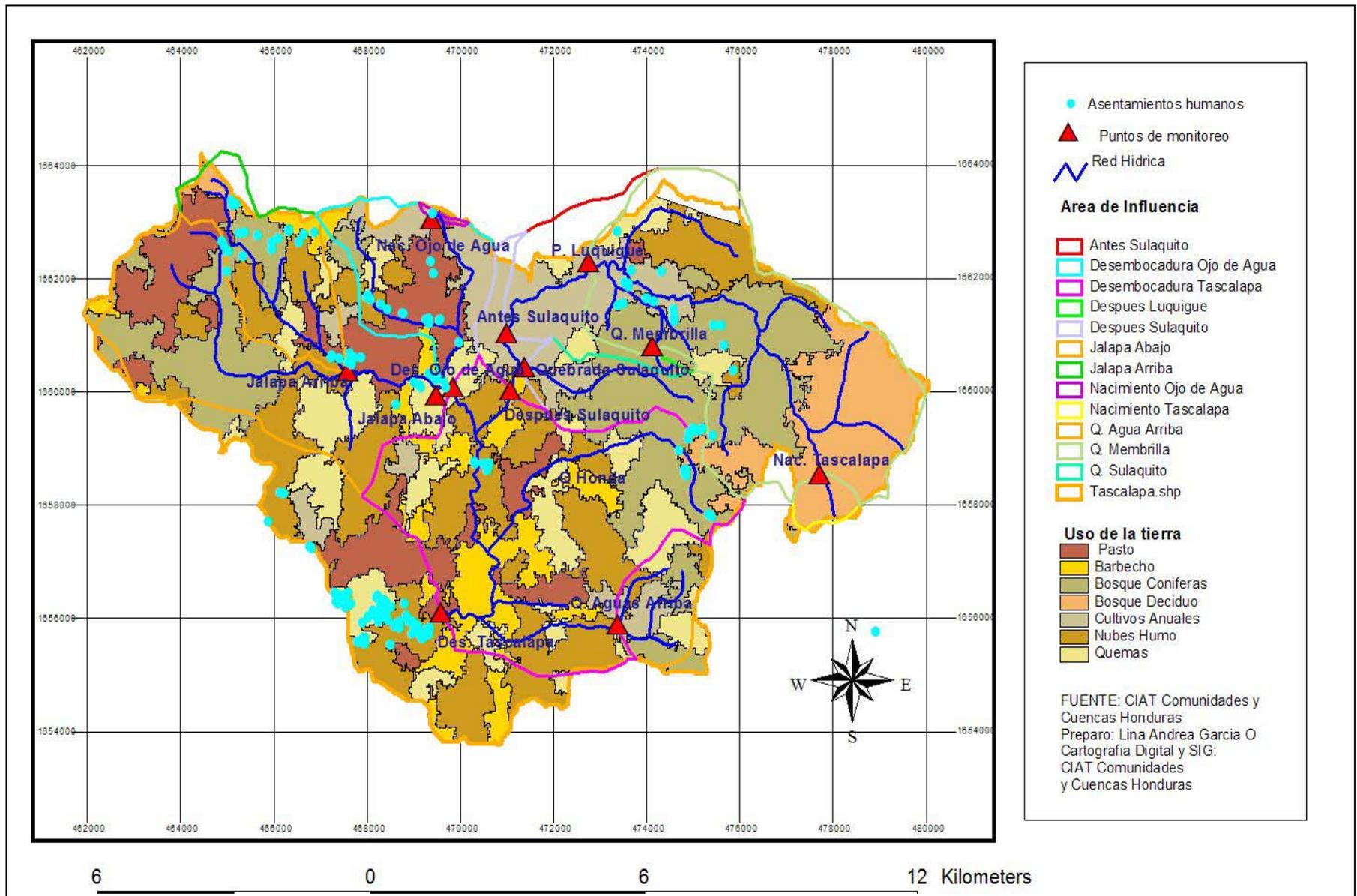
Anexo 2. Composición de la vegetación riparia en cada una de las estaciones de monitoreo.

Composición de especies del bosque ripario	RIO TASCALAPA					QUEBRADA OJO DE AGUA		QUEBRADA JALAPA		Q Membrilla	Q Sulaquito	Q A Arrib
	Nacimiento Tascalapa	Después Poblado Luquigüe	Antes Q Sulaquito	Después Q Sulaquito	Antes desembocadura Tascalapa	Nacimiento Ojo de Agua	Desembocadura Ojo de Agua	Jalapa Arriba	Jalapa Abajo			
<i>Quercus skinneri</i> (Fagaceae)	X Dominante											
<i>Liquidambar styraciflua</i> (Hamamelidaceae)	X Dominante											
<i>Coffea arabica</i> (Rubiaceae)	X					X				X		
<i>Didymopanax sp</i> (Araliaceae)	X											
<i>Inga sp</i> (Mimosaceae)	X	X	X	X	X	X		X				X
<i>Bellucia aximantera</i> (Melastomaceae)	X					X				X Dominante		
<i>Pinus maximinoi</i> (Pinaceae)	X											
<i>Piperaceae sp</i>	X									X		
<i>Manilkara achras</i> (Sapotaceae)	X											
<i>Eugenia jambo</i> (Myrtaceae)		X Dominante	X	X		X				X		
<i>Cecropia peltata</i> (Cecropiaceae)						X				X Dominante		
<i>Mangifera indica</i> (Anacardiaceae)				X					X	X	X	X
<i>Hibiscus sp</i> (Malvaceae)										X		
<i>Dendropanax sp.</i> (Araliaceae)										X		
<i>Ocotea sp</i> (Lauraceae)						X				X		
<i>Guarea grandifolia</i> (Meliaceae)										X		
<i>Trichilia anisopleura</i> (Meliaceae)						X			X	X		
<i>Spondias mombin</i> (Anacardiaceae)		X Dominante		X	X	X		X Dominante			X	
<i>Genipa americana</i> (Rubiaceae)		X						X				

Anexo 3. Índice de evaluación del hábitat (–Hábitat Assessment- de la Environmental Protection Agency EPA (Barbour et al 1999).

Nombre del manantial:	Subcuenca:			
Estación: Membrilla	Clase de manantial:			
Coordenadas:	Colectores:			
	Fecha:	Hora:		
PARAMETROS DEL HABITAT	OPTIMO	SUB OPTIMO	MARGINAL	POBRE
SUBSTRATOS DISPONIBLES PARA LA FAUNA	Mas del 70% de los substratos disponibles para la vida de los organismos acuáticos	Del 40 al 70% de los substratos disponibles para la vida de los organismos acuáticos	Del 20 al 40 % de los substratos disponibles para la vida de los organismos acuáticos	Menos del 20% de los substratos disponibles para la vida de de los organismos acuáticos
PUNTUACION	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
PERTURBACION DE LOS HABITAT DISPONIBLES	Grava, roca pequeña y roca madre rodeada en un 0 al 25% de sedimentos finos	Grava, roca pequeña y roca madre rodeada en un 25% a 50% de sedimentos	Grava, roca pequeña y roca madre rodeada en un 50% a 75% de sedimentos	Grava, roca pequeña y roca madre rodeada en un 75% a 100% de sedimentos
PUNTUACION	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
VELOCIDAD PROFUNDIDAD	Presenta los cuatro hábitat (piscinas corriente lenta corriente rápida y turbulencias)	Solamente hay tres de los cuatro hábitat (La turbulencia no es común)	Solamente hay dos de los cuatro hábitat (La turbulencia y la corriente rápida no es común)	Domina solo un tipo de velocidad, predominan las piscinas
PUNTUACION	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
DEPOSICION DE SEDIMENTOS	Pequeñas barras o islas de sedimentos en el fondo del lecho menores de 5 %	5 a 30% de sedimento como grava. Arena y sedimento fino en las piscinas y zonas con baja corriente	30% a 50% de sedimento como grava. Arena y sedimento fino en las piscinas y zonas con baja corriente	Fuerte deposición con mas del 50% de grava. Arena y sedimento fino. Ausencia de piscinas
PUNTUACION	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
FLUJO DEL CANAL	Una mínima cantidad del substrato es expuesta	< 25 % del substrato es expuesta	Entre el 25 % al 75% del substrato es expuesta	Muy poco agua en el canal y el agua existente se encuentra en pozas o piscinas
PUNTUACION	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
ALTERACION DEL CANAL	Ausencia o mínimo grado de canalización o dragado	Algún tipo de canalización presente realizada hace 20 años. Actualmente no hay actividades recientes	Canalización efectuada en el río en un 40 a 80% del área	Presencia DE gaviones y cemento mas del 80% del río ha sido canalizado
PUNTUACION	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
FRECUENCIA DE HABITAT	Alta ocurrencia de substratos disponibles	Poca ocurrencia de substratos disponibles	Ocurrencia ocasional de substratos disponibles	Poca ocurrencia de substratos disponibles
PUNTUACION	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
ESTABILIDAD DEL CANAL	Evidencia de erosión ausente o mínima. Pocos problemas potenciales a futuro <5% del canal afectado	Erosión poco frecuente, pequeñas áreas presentan erosión entre el 5 al 30%	Las áreas presentan erosión entre el 30 al 60%. Alta erosión potencial al aumentar el flujo	Áreas con mucha erosión. Hay presencia de cárcavas en un 60 a 100%
LADO DERECHO	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
LADO IZQUIERDO	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
PROTECCION POR VEGETACION	Mas del 90 % de los bordes subyacentes e inmediatos a la vegetación riparia presenta plantas nativas (árboles arbustos y plantas del sotobosque)	Entre el 70 y 90 % de los bordes subyacentes e inmediatos a la vegetación riparia presenta plantas nativas (árboles arbustos y plantas)	Entre el 50 % y 70% de los bordes subyacentes e inmediatos a la vegetación riparia presenta plantas nativas (árboles arbustos)	Menos del 50 % de los bordes subyacentes e inmediatos a la vegetación riparia presenta plantas nativas (árboles arbustos)
LADO DERECHO	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
LADO IZQUIERDO	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
ANCHO DE LA ZONA RIPARIA	Ancho de la vegetación riparia mayor de 18 metros	Ancho de la vegetación riparia entre 12 a 18 metros	Ancho de la vegetación riparia entre 6 y 12 metros	Ancho de la vegetación menor de 6 metros o ausencia debido a las actividades humanas
LADO DERECHO	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
LADO IZQUIERDO	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
LADO IZQUIERDO				
PUNTAJE TOTAL				

Anexo 4 Mapa de uso actual de la tierra



Anexo 5. Valores máximos y mínimos de los parámetros físico químicos en las 12 estaciones de monitoreo

Parámetros	Valores máximos y mínimos	Río Tascalapa	Quebrada Ojo de Agua	Quebrada Jalapa	Otros afluentes
Nitratos (ppm)	Máximo	A Des Tasca 0.65	N Ojo 0.76	Jalapa Abajo 0.84	Q Aguas Arriba 0.50
	Mínimo	Antes de la Q Sulaquito 0.16	D Ojo 0.69	Jalapa Arriba 0.47	Q Sulaquito 0.18
Fosfatos (ppm)	Máximo	A Des Tasca 0.17	N Ojo 0.17	Jalapa Abajo 0.10	Q Aguas Arriba 0.20
	Mínimo	D Q Sulaquito 0.04	D Ojo 0.15	Jalapa Arriba 0.02	Q Sulaquito 0.08
Conductividad	Máximo	A Des Tas 288.13	N ojo 342.83	Jalapa Abajo 382.38	Membrillo 487.79
	Mínimo	N Tas 169.27	D Ojo 325.17	Jalapa Arriba 287.29	Q Aguas Arriba 274.34
Dureza (ppm)	Máximo	A Des Tas 147.67	N Ojo 180.67	Jalapa Abajo 188.33	Membrillo 277.33
	Mínimo	N Tas 85.67	D Ojo 154.33	Jalapa Arriba 180	Q Aguas Arriba 176.33
TDS (ppm)	Máximo	A Des Tas 151.17	N Ojo 180.45	Jalapa Abajo 201.10	Membrillo 260.56
	Mínimo	N Tas 88.41	D Ojo 170.81	Jalapa Arriba 192.60	Q Aguas Arriba 148.72
Turbidez (NTU)	Máximo	A Des Tas 31.60	D Ojo 10.75	Jalapa Abajo 11.59	Q Sulaquito 26.55
	Mínimo	N Tas 7.41	N Ojo 6.62	Jalapa Arriba 7.06	Membrillo 16.52
pH (Unidades)	Máximo	A Des Tas y A Q Sulaquito 8.30	D Ojo 7.99	Jalapa Abajo 8.19	Q Sulaquito 7.94
	Mínimo	N Tas 7.74	N Ojo 7.12	Jalapa Arriba 8.14	Q Aguas Arriba 7.46
Oxígeno Disuelto (ppm)	Máximo	D Q Sulaquito 7.85	D Ojo 6.71	Jalapa Arriba 6.77	Q Sulaquito 7.13
	Mínimo	D Luquique 6.98	N Ojo 6.32	Jalapa Abajo 6.01	Membrillo 6.12
Coliformes fecales (UFC)	Máximo	A Q Sulaquito 2580	D Ojo 1771.33	Jalapa Abajo 1315.33	Q Sulaquito 3776
	Mínimo	N Tas 19	N Ojo 69.33	Jalapa Arriba 1100.67	Q Aguas Arriba 38
DQO (ppm)	Máximo	A D Tas 69	N Ojo 68	Jalapa Abajo 66	Q Sulaquito y Aguas Arriba 37
	Mínimo	D Luquique 64	D Ojo 59	Jalapa Arriba 64	Membrillo 34.50
DBO (ppm)	Máximo	N Tas 14	D Ojo 12	Jalapa Abajo 12	Q Aguas Arriba 37
	Mínimo		N Ojo 59	Jalapa Arriba 8	Membrillo 34.50

Anexo 6. Lista taxonómica de los macro invertebrados acuáticos encontrados en la subcuenca del Río Tascalapa, Yoro, Honduras.

ORDEN	FAMILIA	GÉNERO
PLECÓPTERA	Perlidae	<i>Anacroneuria</i>
TRICHÓPTERA	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>
	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>
	Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>
	Glossosomatidae	<i>CF Mortoniela, Protoptila</i>
	Leptoceridae	<i>Nectopsyche, Oecetis, Triplectides</i>
	Odontoceridae	<i>Marilia</i>
	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>
	Hydropsychidae	<i>Leptonema, Smicridea</i>
	Philopotamidae	<i>Chimarra</i>
		<i>Wormaldia</i>
	Anomalopsychiidae	<i>Contulma</i>
	Polycentropodidae	<i>Polypectropus</i>
		<i>Polycentropus</i>
EPHEMERÓPTERA	Leptophlebiidae	<i>Thraulodes, Terpides, Traverella, Farrodes</i>
	Leptohyphidae	<i>Leptohyphes, Haplohyphes, Tricorythodes</i>
	Baetidae	<i>Baetodes, Camelobaetidius, Moribaetis, Baetis</i>
	Caenidae	<i>Caenis</i>
	Heptageniidae	<i>Iron</i>
	Euthyplocidae	<i>Euthyplocia</i>
COLEÓPTERA	Elmidae	<i>Heterelmis, Onychelmis, Neoelmis, Neocylloepus, , Macrelmis, Phanocerus, Microcylloepus, Hexacylloepus Neocylloepus Stenelmis, Austrolimnius, Cylloepus, Heterlimnius, Xenelmis</i>
	Psephenidae	<i>Psephenus</i>
	Ptilodactylidae	<i>Anchytarsus</i>
	Chrysomelidae	<i>G1, cf Donacia</i>
	Staphylinidae	<i>G1, G2</i>
	Gyrinidae	<i>Cf Dineutus</i>
	Dytiscidae	<i>cf Cybister, cf Thermonectus</i>
	Dryopidae	<i>Elmoparnus, Pelonomus</i>
	Carabidae	
	Scirtidae	<i>Elodes, cf Pryonocyphon</i>
	Hydrophilidae	<i>Hidrobius</i>
	Curculionidae	
	Lutrochidae	<i>Lutrochus</i>
ODONATA	Calopterygidae	<i>Hetaerina</i>
	Coenagrionidae	<i>Argia</i>
	Platystictidae	<i>Palaemnema</i>

	Gomphiidae	<i>Phyllogomphoides</i>
		<i>Erpetogomphus</i>
		<i>Progomphus</i>
		<i>Epigomphus</i>
		<i>Perigomphus</i>
	Megapodagrionidae	<i>Hetaragrion</i>
		<i>Phylogenia</i>
	Lestidae	<i>Lestes</i>
	Aeshnidae	<i>Aeshna</i>
	Perilestidae	<i>Perrisolestes</i>
	Polythoridae	<i>Cora</i>
	Libellulidae	<i>Perithemis</i>
		<i>Palthotemis</i>
		<i>Pantala</i>
HEMÍPTERA	Naucoridae	<i>Pelocoris</i>
		<i>Ambrysus</i>
		<i>Limnocoris</i>
	Belostomatidae	<i>Cryphocricos</i>
		<i>Belostoma</i>
		<i>Lethocerus</i>
	Veliidae	<i>Ragovelia</i>
		<i>Microvelia</i>
NEURÓPTERA	Corydalidae	<i>Corydalis</i>
DÍPTERA	Simuliidae	<i>Simulium</i>
	Chironomidae	
	Ceratopogonidae	<i>Probezia, Atrichopogon, Stilobezzia</i>
	Athericidae	<i>Atherix</i>
	Limoniidae	<i>Hexatoma, G4, G5, G6</i>
	Tipulidae	<i>Limonia, cf Molophilus, Tipula,</i>
	Empididae	<i>Chelifera, Hemerodromia</i>
	Dixidae	<i>Dixela</i>
	Psychodidae	<i>G1</i>
	Blepharoceridae	
	Dolichopodidae	<i>Cf Aphrosylus, G1, cf Ramphium</i>
	Tabanidae	<i>cf Tabanus, cf Crysops</i>
	Lanchaidae	
	Syrphidae	
	Muscidae	<i>Cf Lipse</i>
	Stratiomyidae	<i>cf Odontomyia, G1</i>
	Culicidae	
LEPIDÓPTERA	Pyralidae	<i>Petrophila</i>
TRICLADIDA	Planariidae	<i>Dugesia</i>
	Physidae,	
	Planorbidae,	
	Hidrobidae	
	Cf Eylaoidea, cf Pisauridae	<i>Hidracarina, cf Polomedes</i>

Anexo 7. Abundancia promedio de las familias encontradas en las doce estaciones de monitoreo de la Subcuenca del Río Tascalapa.

Estacion	NacTas	Memb	D Luq	N OjoA	D OjoA	Jalap Aba	Jalap Arr	A Sulaq	Q Sulaq	D Sulaq	QAguasA	A DesTas
PER	32	1	23	5	4	5	23	19	4	11	3	3
LEPHL	23	18	16	1	1	11	16	14	10	6	8	7
LEPHY	28	30	92	4	18	132	40	54	36	27	6	105
CAE	0	2	2	1	0	3	13	3	10	1	1	2
BAE	15	2	8	1	8	1	3	3	5	1	2	1
HEPT	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EUTHY	0	0	1	0	0	2	0	0	1	1	0	1
POLY	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	2	1
HIPT	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HELY	2	1	36	5	1	1	1	7	4	12	1	14
ANOM	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CAL	3	27	3	19	1	3	7	8	8	6	11	3
LEPC	18	2	6	9	1	3	1	4	3	2	1	3
PHILO	0	1	2	0	11	2	2	2	1	2	1	1
HYD	17	1	14	8	39	3	14	4	2	4	2	2
HYB	5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
GLOS	2	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1
ODON	1	3	2	1	0	1	1	1	3	3	4	1
CHI	16	22	27	30	7	30	25	24	36	9	29	38
SIM	5	1	2	0	18	1	1	1	1	0	1	0
STRA	1	1	0	1	1	1	3	1	1	1	1	1
EMP	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1
ATHE	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0
TAB	1	1	3	1	0	1	1	1	1	2	0	1
CER	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1

LIM	15	8	10	2	1	2	2	2	2	3	4	3	3
TIPU	2	1	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0
MUSC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
DIX	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DOLI	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0
PSYC	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
CULL	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BLEP	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
ELM	29	1	31	3	13	19	23	40	20	23	6	51	
HIPH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
LUTR	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	2
DRIOP	21	1	2	0	1	5	13	3	1	1	2	1	
DYTI	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1
SCIR	2	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0
STAPH	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0
PSE	3	0	1	15	0	0	1	2	1	2	2	1	
LAM	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHRI	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
GYR	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
CURC	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
PTY	12	2	6	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
CARA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
NAU	2	1	11	1	2	6	5	5	8	7	1	11	
BELO	2	2	2	1	0	1	1	3	1	3	1	1	1
GUE	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
CORX	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HEB	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

