

**PROGRAMA DE EDUCACIÓN PARA EL DESARROLLO Y LA
CONSERVACIÓN
ESCUELA DE POSGRADO**

Uso del suelo y calidad del agua en quebradas de fincas con sistemas
silvopastoriles en la Subcuenca del Río Jabonal, Costa Rica

Tesis sometida a consideración de la Escuela de Posgrado, Programa de
Educación para el Desarrollo y la Conservación del Centro Agronómico Tropical
de Investigación y Enseñanza como requisito para optar por el grado de:

Magister Scientiae en **Manejo Integrado de Cuencas Hidrográficas**

Por

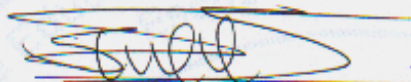
Ruth Cecilia Auquilla Cisneros

Turrialba, Costa Rica, 2005

Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por el Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del Estudiante como requisito parcial para optar por el grado de:

MAGISTER SCIENTIAE

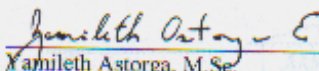
FIRMANTES:



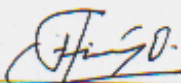
Sebastián Salazar, M.Sc.
Consejero Principal



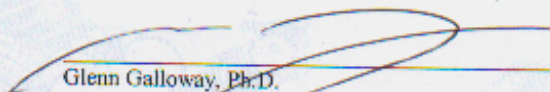
Muhammad Ibrahim, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Yamileth Astorga, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



Francisco Jiménez, Dr.Sc.
Miembro Comité Consejero



Glenn Galloway, Ph.D.
**Director Programa de Educación y
Decano de la Escuela de Posgrado**



Ruth Cecilia Auquilla Cisneros
Candidata

DEDICATORIA

A mis queridos padres Marianita y Luis, el mejor regalo de amor que he recibido del buen papá Dios, pilares fundamentales en mi formación humana y profesional quienes son mi razón para volver al hogar. A mis dulces abuelitos Esthercita y Samuelito fuente de inspiración, fortaleza y ejemplo de lucha y amor eterno.

A mis hermanos Eduardo y Johanna, Carlos y Diana, Rocío y Wilfrido; mis sobrinitos karlita, Toñito, Mariuxita, Esthercita, Carlitos y Panchito, quienes con su amor, aliento y enseñanzas me han fortalecido para continuar el camino con valentía y decisión.

AGRADECIMIENTOS

A mis padres por todo el apoyo brindado y la confianza depositada en mí para culminar esta etapa con felicidad.

Al proyecto regional “Enfoques silvopastoriles integrados para el manejo de ecosistemas” en la persona del Dr. Muhammad Ibrahim, líder del proyecto, por las enseñanzas impartidas y el apoyo brindado tanto técnica, logística como económicamente para realizar la investigación. De igual forma al Master Sebastián Salazar por el acompañamiento en la fase final de la tesis.

Al Centro de Investigación en Contaminación Ambiental (CICA) de la Universidad de Costa Rica, en las personas de la Dra. Elizabeth Carazo y la Master Yamileth Astorga por su activa participación y colaboración económica para el desarrollo de la investigación.

A Yamileth Astorga una persona ejemplar quien me guió durante la investigación y compartió sus conocimientos para enriquecer los resultados. Gracias porque siempre me acompañó y supo dar consejos oportunos y desinteresados en todo momento.

A Francisco Jiménez, por ser guía durante la etapa de formación académica, como maestro y coordinador de la maestría.

A Mónica Springer, quien dirigió el análisis de los organismos bentónicos en el laboratorio de Entomología de la Escuela de Biología de la Universidad de Costa Rica.

A la familia Vargas Aguilar, mi familia TICA, quienes me respaldaron, apoyaron incondicionalmente y en todo momento manifestaron su cariño y comprensión. Dios los bendiga y permita mantener nuestra amistad por siempre.

A doña Ligia y don Rolando, por acogerme en su hogar durante la fase de campo, darme su cariño y permitirme compartir como miembro de su familia. Gracias por todo, estarán siempre en mi corazón.

A mis amigos de las comunidades de Peñas Blancas y Cerrillos por permitirme ingresar en sus hogares y apoyarme en las diferentes actividades, participando con entusiasmo y buena voluntad.

A mis grandes amigos Inty y Karim, quienes estuvieron listos para ayudarme en los momentos más duros. A mis queridas amigas de lucha, María Eugenia (mi Mel), Marcela, Elena, Rosario, Nina, Julita, Maricela, Leight, Lore y Sandrita, por compartir en las buenas y malas siempre juntas.

BIOGRAFÍA

La autora nació en Cuenca, Ecuador el 3 de diciembre de 1978. Se graduó en la Universidad Politécnica Salesiana de Cuenca en el 2003 en la Facultad de Ciencias Agropecuarias Industriales.

Ingresó a la Escuela de Posgrado del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) en Costa Rica en enero del 2004, para realizar la Maestría de Manejo Integrado de Cuencas Hidrográficas, la cual culminó en diciembre de 2005.

CONTENIDO

DEDICATORIA	iii
AGRADECIMIENTOS	iv
BIOGRAFÍA	vi
CONTENIDO	vii
RESUMEN	x
SUMMARY	xi
ÍNDICE DE CUADROS	xii
ÍNDICE DE FIGURAS	xiv
Lista de anexos	xv
LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS	xvi
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Objetivos del estudio	3
1.1.1 Objetivo general	3
1.1.2 Objetivos específicos	3
1.2 Preguntas orientadoras	3
2. REVISIÓN DE LITERATURA	4
2.1 Antecedentes del recurso hídrico en Costa Rica	4
2.2 La actividad ganadera y sus efectos en la calidad del agua	5
2.3 Sistemas silvopastoriles en la conservación y protección del agua	6
2.4 Importancia de los bosques riparios en la protección de las fuentes de agua	8
2.5 Calidad del agua y sus usos	9
2.6 Contaminación del agua	9
2.7 Monitoreo de las fuentes superficiales de agua	10
2.8 Parámetros físico-químicos de calidad del agua	12
2.8.1 Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	12
2.8.2 Porcentaje de saturación del Oxígeno Disuelto (O ₂ D en mg/l).....	13
2.8.3 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅ en mg/l).....	13
2.8.4 Temperatura (°C)	13
2.8.5 Potencial de hidrógeno o pH.....	14
2.8.6 Sólidos	14
2.8.7 Nutrientes.....	15
2.8.8 Dureza total (mg CaCO ₃ /l)	16
2.8.9 Coliforme fecal (NMP/100ml).....	16
2.9 Monitoreo biológico de la calidad del agua	17
2.9.1 Uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad del agua	17
2.9.2 Evaluación de los niveles de contaminación del agua a través de los macroinvertebrados bentónicos.	18
2.9.3 Índice BMWP-CR en la evaluación de la Calidad del Agua	18
3. MATERIALES Y MÉTODOS	19

3.1	Descripción del área de estudio	19
3.2	Selección de las quebradas para el estudio y ubicación de los puntos de muestreo	21
3.2.1	Descripción de los puntos de muestreo en cada una de las quebradas seleccionadas para el estudio....	21
3.2.1.1	Quebrada 209: Araceli Fernández, Comunidad de Cerrillos	21
3.2.1.2	Quebrada 210. Guillermo Córdova, Comunidad de Cerrillos	22
3.2.1.3	Quebrada 213. Osvaldo Córdova, Comunidad de Cerrillos	22
3.2.1.4	Quebrada 224. Rolando Ramírez, Comunidad de Cerrillos	22
3.2.1.5	Quebrada 218. Félix Morales, Comunidad de Peñas Blancas	23
3.2.1.6	Quebrada 290. Félix Carvajal, Comunidad de Peñas Blancas	23
3.2.1.7	Quebrada 222. Napoleón Carvajal, Comunidad de Peñas Blancas	24
3.2.1.8	Quebrada 100. Julio Carvajal, Comunidad de Peñas Blancas	24
3.2.1.9	Río Jabonal	24
3.3	Monitoreo físico-químico del agua	25
3.3.1	Protocolo de campo para la toma de muestras de agua.....	25
3.3.2	Análisis de laboratorio.....	26
3.3.3	Utilización del Índice Prati para la evaluación de la calidad del agua.....	28
3.4	Monitoreo biológico de las quebradas en estudio	29
3.4.1	Método de recolección de los macroinvertebrados.....	29
3.4.2	Identificación de los macroinvertebrados en laboratorio.....	30
3.4.3	Descripción de la aplicación del Índice biológico BMWP-CR de calidad del agua utilizado en Costa Rica.....	30
3.5	Caracterización vegetal de los sitios de muestreo	32
3.6	La percepción comunitaria en la problemática del agua	32
3.7	Análisis estadístico de los resultados	34
4.	Resultados y discusión	37
4.1	Análisis de las variables físico-químicas de calidad de agua	37
4.1.1	Resumen de los resultados de los parámetros físico-químicos del agua en las quebradas tributarias del Río Jabonal.....	37
4.1.2	Resultados del Análisis de Varianza de parámetros de calidad de agua.....	43
4.1.2.1	Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	44
4.1.2.2	Demanda Química de Oxígeno (DQO)	46
4.1.2.3	Dureza total	47
4.1.2.4	Fósforo total mg/l	48
4.1.2.5	Nitratos mg/l	50
4.1.2.6	pH	52
4.1.2.7	Coliformes totales NMP/100ml	53
4.1.2.8	Coliformes fecales NMP/100ml	54
4.1.2.9	Temperatura del Agua en °C	56
4.1.2.10	Sólidos suspendidos (mg/l)	57
4.1.2.11	Sólidos sedimentables (ml/l)	58
4.1.2.12	Turbiedad en UNT	59
4.1.2.13	Oxígeno Disuelto mg/l	60
4.1.2.14	Índice de Calidad de Agua (ICA) “Prati”	62
4.1.3	Resultados encontrados en campo durante el muestreo, por tratamientos y épocas.	64
4.1.4	Análisis de los macroinvertebrados aplicando el Índice biológico de calidad “BMWP-CR”, por sus siglas en inglés (Biological Monitoring Working Party, modificado para Costa Rica).....	72
4.1.5	Análisis del BWMP de las quebradas monitoreadas por tratamientos y épocas.....	75
4.1.6	Índice de diversidad de Shannon-Wiener y Simpson.....	77

4.2	Análisis de las características de cobertura vegetal de las quebradas monitoreadas	81
4.3	Comportamiento de las variables físico-químicas, biológicas y la actividad humana en la zona de estudio	86
4.3.1	Relación de las variables físico-químicas y biológicas.....	92
4.4	Análisis de la percepción comunitaria en la problemática del agua en Cerrillos y Peñas Blancas, Esparza, Costa Rica	93
4.4.1	Principales causas de contaminación del agua.....	93
4.4.1.1	Vertidos de viviendas	95
4.4.1.2	Basura orgánica e inorgánica	96
4.4.1.3	El uso de agroquímicos	96
4.4.1.4	El manejo de la ganadería	97
4.4.1.5	Acceso de animales al cauce, falta de protección de las fuentes de agua	97
5.	Conclusiones y Recomendaciones	99
5.1	Conclusiones	99
5.2	Recomendaciones	101
6.	Bibliografía citada	103
7.	Anexos	110

RESUMEN

La investigación se realizó de marzo a septiembre del 2005 en los poblados de Peñas Blancas y Cerrillos en la Subcuenca del Río Jabonal, en Esparza, Costa Rica. El principal objetivo de este estudio fue analizar la variación de la calidad del agua y su relación con los usos de suelo y la época climática en fincas ganaderas, mediante parámetros físico-químicos y de macroinvertebrados bentónicos. Con este objetivo se monitorearon ocho quebradas y el río Jabonal. En cada quebrada se tomaron como punto de muestreo la naciente, un segundo punto aguas abajo de una franja de bosque ripario; y el tercero aguas abajo del área de pastoreo; se tomaron datos en la época seca, transición y lluviosa.

Los resultados mostraron que la principal razón para la variación de la calidad del agua fue el cambio de uso de suelo en las fincas ganaderas, siendo los potreros, establos y asentamiento humanos los que más contribuyen a la contaminación. No obstante, entre las épocas de monitoreo no se registró diferencias en la mayoría de los parámetros físico-químicos que fueron considerados. Los nitratos, fosfatos, sólidos suspendidos, coliformes fecales, oxígeno disuelto y dureza total podrían ser los principales parámetros a tener en cuenta en las futuras evaluaciones.

El bosque ripario presentó beneficios para el ecosistema acuático, donde se evidenció una mayor diversidad y riqueza de macroinvertebrados bentónicos. Así también, tuvo efecto positivo en la disminución de sedimentos y nutrientes que ingresan a la quebrada.

El uso del índice BMWP-CR para evaluar los cuerpos de agua permitió conocer los niveles de perturbación del ecosistema, ofreciendo información cualitativa del estado de calidad del agua en la subcuenca.

La población en la zona de estudio mostró un gran interés por participar en acciones para disminuir los efectos negativos de la actividad ganadera en la calidad del agua y están prestos a recibir apoyo y capacitación sobre este tema, lo cual les permita llevar un monitoreo frecuente de las fuentes de agua con bajos costos y grandes beneficios para la salud.

SUMMARY

This research was carried out from March to September of 2005 in the towns of Peñas Blancas and Cerrillos in the sub-basin of Río Jabonal, Esparza, Costa Rica. The principal objective of this study was to analyze the variation of water quality and its relationship with land uses and seasons on farms with silvopastoral systems using chemical-physical and benthonic macro-invertebrate parameters. Eight streams and the Jabonal River were monitored. In each stream, a sampling point was taken for the headwaters, a second point downstream from a strip of riparian forest and the third point downstream from a pasture area. Data was taken in the transition from the dry to the rainy season.

The results showed that the principal reason for variation in the quality of water was the land use change on cattle farms; principally, cattle ranching development, the presence of stables and the human factor contributed the most to the contamination. Nevertheless, between monitoring phases, no differences were registered for the majority of the chemical-physical parameters that were considered. The nitrates, phosphates, solids in suspension, fecal coliforms, dissolved oxygen and total consistency were the parameters which responded to the presence of point and diffuse sources of contamination, and they could be the principal parameters to be taken into account in future research.

The riparian forest presented benefits for the aquatic ecosystem where greater diversity and richness of benthonic macro-invertebrates was evident. Additionally, it had a positive effect on the decrease of sediments and nutrients which enter the stream by showing a positive effect in the quality of water in zones protected by riparian areas.

The use of the biological index BMWP-CR to evaluate bodies of water qualitatively determined that the disturbance of the aquatic ecosystem is greater in pastures and stables which are unprotected areas with free cattle access; this agreed with the results obtained from the chemical-physical water analysis.

The population in the study area showed great interest in participating in activities to decrease the negative effects of cattle ranching on water quality and they are open to receiving help and training on the topic, which will allow them to frequently monitor the sources of water with low costs and many health benefits.

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Origen de los principales factores contaminantes del agua	10
Cuadro 2. Parámetros físico-químicos analizados para determinar la calidad del agua de quebradas tributarias del Río Jabonal, en Peñas Blancas y Cerrillos, Esparza	27
Cuadro 3. Ecuaciones de transformación para los parámetros del ICA Prati.	28
Cuadro 4. Puntaje asignado para el Índice Prati de calidad del agua	29
Cuadro 5. Puntaje según el Índice BMWP-CR de calidad de agua para los cuerpos de agua superficiales de Costa Rica	31
Cuadro 6. Cronograma de trabajo aplicado para el taller participativo “Calidad del agua en mi finca” en el salón comunal de Cerrillos, Esparza	34
Cuadro 7. Resumen de la concentración de los parámetros físico-químicos del agua registrados en las nacientes de quebradas tributarias del Río Jabonal	38
Cuadro 8. Resumen de la concentración de los parámetros físico-químicos del agua registrados en los bosques riparios de quebradas tributarias del Río Jabonal	39
Cuadro 9. Resumen de la concentración de los parámetros físico-químicos del agua registrados en potreros de quebradas tributarias del Río Jabonal	41
Cuadro 10. Resumen de la concentración de los parámetros físico-químicos del agua registrados en los establos de quebradas tributarias del Río Jabonal	42
Cuadro 11. Resumen de los resultados del análisis de varianza de los parámetros físico-químicas del agua.	44
Cuadro 12. Medias de la variable DBO ₅ en mg/l por tratamiento y época.	45
Cuadro 13. Medias de la variable DQO en mg/l por tratamiento y época	46
Cuadro 14. Medias de la variable Dureza en mg CaCO ₃ /l por tratamiento	48
Cuadro 15. Medias de la variable fósforo total (mg/l) por tratamiento y época	49
Cuadro 16. Medias de la variable nitratos en mg/l por tratamiento y época	51
Cuadro 17. Medias de la variable pH por tratamiento y época	52
Cuadro 18. Medias de los coliformes totales en NMP/100ml por tratamiento y época	53
Cuadro 19. Medias de los coliformes fecales en NMP/100ml por tratamiento y época	55
Cuadro 20. Medias de la Temperatura del agua en °C por tratamiento y época	57
Cuadro 21. Medias de los sólidos suspendidos en mg/l por tratamiento y época	57
Cuadro 22. Medias de los sólidos sedimentables en ml/l por tratamiento y época	59
Cuadro 23. Medias de la Turbiedad en UNT por tratamiento y época	60
Cuadro 24. Medias del Oxígeno Disuelto en mg/l por tratamiento y época	61
Cuadro 25. Medias del ICA por tratamiento y época	63
Cuadro 26. Número de familias registradas en los tratamientos y épocas	68
Cuadro 27. Análisis de varianza del número de individuos de macroinvertebrados bentónicos en los diferentes tratamientos y épocas.	69
Cuadro 28. Análisis de la varianza del conglomerado para BMWP-CR	75
Cuadro 29. Porcentaje de cobertura del dosel en los diferentes usos de suelo de zona de estudio	85
Cuadro 30. Correlaciones de las variables físico-químicas, biológicas, tipo de pastoreo y la influencia humana con los componentes 1, 2 y 3	87
Cuadro 31. Resumen de la Correlación de Pearson del Índice BMWP con las variables físico-químicas del agua	92

Cuadro 32. Resumen del análisis de las soluciones propuestas para disminuir la contaminación en Cerrillos y Peñas Blancas

95

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Subcuenca del Río Jabonal, fincas ganaderas ubicadas en las comunidades de Peñas Blancas y Cerrillos en donde se realizó el monitoreo de calidad de las fuentes de agua.	19
Figura 2 Variación del DBO ₅ del agua en mg/l por épocas	45
Figura 3. Variación de la dureza entre épocas	48
Figura 4. Variación del fósforo total mg/l por tratamientos	49
Figura 5. Porcentaje por Orden de macroinvertebrados encontrados durante el estudio	66
Figura 6. Resumen del número de familias e individuos registrados en cada quebrada	67
Figura 7. Porcentajes de insectos macroinvertebrados agrupados por órdenes en los diferentes tratamientos	71
Figura 8. Análisis de Conglomerados, empleando el Índice BMWP-CR	72
Figura 9. Índice BMWP-CR par cada quebrada	76
Figura 10. Índice BMWP-CR por tratamientos	77
Figura 11. Índice de diversidad de Shannon-Wiener de las quebradas monitoreadas	78
Figura 12. Índice de diversidad Shannon-Wiener aplicado por tratamientos	79
Figura 13. Índice Simpson de dominancia por tratamientos	80
Figura 14. Índice dominancia Simpson para comparar la dominancia de macroinvertebrados en las diferentes épocas climáticas	80
Figura 15. Calidad del agua según Índice BMWP-CR de acuerdo al uso de suelo y a la época de monitoreo.	81
Figura 16. Porcentaje de la composición del sustrato dentro de la quebrada	83
Figura 17. Porcentaje de cobertura del suelo por cada uso del suelo	85
Figura 18. Representación gráfica del análisis multivariado por componentes principales, componentes 1 y 2	88
Figura 19. Representación gráfica del análisis multivariado por componentes principales, componentes 3 y 1	91
Figura 20. Resumen de las principales causas de contaminación de las fuentes de agua en fincas ganaderas, con el método de lluvia de ideas	94

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Parámetros complementarios para la determinación de la calidad de las aguas de cuerpos superficiales en Costa Rica..	111
Anexo 2 Descripción de las estaciones de monitoreo y los puntos de muestreo en quebradas bajo estudio en Peñas Blancas y Cerrillos, Esparza ..	112
Anexo 3 Puntajes para las familias identificadas en Costa Rica.	114
Anexo 4. Niveles críticos de los parámetros de calidad del agua para consumo humano en las quebradas de Cerrillos y Peñas Blancas, basado en las recomendaciones del reglamento para la evaluación de los cuerpos de agua superficiales de Costa Rica ..	116
Anexo 5 Lista de taxas encontradas en quebradas de la zona de Peñas Blancas y Cerrillos, Esparza, Costa Rica	119
Anexo 6. Porcentaje de la variabilidad de los datos explicada por cada componente principal	122
Anexo 7. Mapa completo de la Subcuenca del Río Jabonal, Costa Rica	123

LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS

CICA: Centro de Investigación en Contaminación Ambiental de la Universidad de Costa Rica.

MINAE: Ministerio de Ambiente y Energía de Costa Rica.

SSP: Sistemas silvopastoriles

DQO: Demanda Química de Oxígeno.

O₂D: Oxígeno Disuelto.

DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxígeno.

UNT: Unidades nefelométricas de Turbiedad

CaCO₃: Carbonato de Calcio

NMP/100ml: Número más próximo por 100 milímetros de muestra de agua

ICA: Índice de Calidad del Agua.

BMWP-CR: Biological Monitoring Working Party- modificado para Costa Rica.

DAP: diámetro a la altura del pecho.

UA/ha: Unidad Animal por hectárea

Aquilla Cisneros, R. C. 2005. “Uso del suelo y calidad del agua en quebradas de fincas con sistemas silvopastoriles en la Subcuenca del Río Jabonal, Costa Rica”.

Palabras claves: parámetros químicos, índice BMWP-CR, bosque ripario, ganadería, macroinvertebrados bentónicos, contaminación del agua, análisis biológico, Río Jabonal, Esparza, Costa Rica.

1. INTRODUCCIÓN

La demanda por el acceso y consumo de agua es cada vez mayor en el ámbito mundial, por lo que su protección es un tema de interés global; sin embargo su disponibilidad ha disminuido en fuentes subterráneas y superficiales. El acceso al agua de calidad y cantidad permanente es un derecho de toda la humanidad, no obstante, en el mundo hay más de mil millones de personas sin acceso a agua segura para satisfacer sus niveles mínimos de consumo (GWP, 2004).

En Centroamérica la principal causa de la degradación del recurso hídrico es el avance de la frontera agropecuaria, con prácticas de uso del suelo tradicionales, como la ganadería extensiva en zonas de fuertes pendientes, sobrepastoreo, riego por inundación, etc, que han causado impactos negativos sobre los ecosistemas, tales como la contaminación por nitratos y agroquímicos de las aguas superficiales de cuencas hidrográficas importantes (FAO, 1996). Sin embargo, esas actividades son una fuente importante de ingresos para pequeños productores.

En Costa Rica el 63% del agua que se consume proviene de nacientes, 23% de pozos y un 10% de quebradas. El 93,8% del agua utilizada en las actividades humanas es tomada de fuentes superficiales siendo los principales usos la generación hidroeléctrica (82%), suministro de agua potable (6,3%), riego (8,3%), industria y recreación (3,4%) (GWP, 2004). Esta demanda de consumo de los diferentes sectores tiende a incrementarse, pero la disponibilidad de agua de calidad cada vez se reduce por el incremento de la contaminación, especialmente en las zonas de recarga de las fuentes de agua, lo cual pone en riesgo la salud de la población, así como, el equilibrio de los ambientes naturales (GWP, 2004).

Dentro del paisaje ganadero, el modelo tradicional de pastoreo en praderas sin árboles, y la falta de tecnologías para una producción más sostenible, han ocasionado el crecimiento de la frontera agrícola, destruyendo grandes áreas de bosques naturales y generando problemas ambientales, como pérdida de la diversidad biológica, degradación de suelos y la contaminación de fuentes de agua (Murgueito, et.al, 2003)

Las propuestas para disminuir los problemas ambientales que genera la actividad agropecuaria, son la aplicación de modelos alternativos de producción, como los denominados sistemas silvopastoriles, en donde se combinan leñosas perennes con pastos y arbustos (Ibrahim, *et al* 1996) para una producción con mayores beneficios.

En los sistemas agroforestales la protección de los bosques juega un papel importante por todos los beneficios que ofrece, como la protección del agua y el suelo, disminuyendo la escorrentía por su asociación con la vegetación pequeña, considerados como filtros que atrapan sedimentos y nutrientes, evitando que la calidad el agua y el ecosistema acuático sea alterado (Bremmer, 1989). Además la cubierta vegetal en asociación con los bosques riparios puede prevenir deslizamientos de tierras así como disminuir el efecto de gota, por la cobertura vegetal que aporta los bosques al suelo (Robinson, 1995; Bruijnzeel, 1990).

El propósito de esta investigación fue analizar el estado de las fuentes de agua en fincas ganaderas, basado en el cambio de uso del suelo asociado con la actividad antrópica, como un insumo que conlleve a promover acciones para la conservación de fuentes de agua y suelo.

1.1 Objetivos del estudio

1.1.1 Objetivo general

Evaluar la calidad del agua en quebradas de fincas ganaderas, basada en su relación con el uso del suelo, en la zona de la Subcuenca del Río Jabonal, en Esparza, Costa Rica.

1.1.2 Objetivos específicos

1. Analizar la calidad del agua, a través de indicadores biológicos (macroinvertebrados bentónicos) y parámetros físico-químicos en diferentes quebradas de la zona de estudio.
2. Relacionar la calidad del agua de las quebradas de las fincas en estudio, con el uso de suelo y con actividades productivas durante las estaciones seca y lluviosa.
3. Conocer la percepción de la comunidad local referente a la amenaza y a la situación actual de la calidad de los cuerpos de agua en la zona de estudio.

1.2 Preguntas orientadoras

- Tienen los bosques riparios en fincas con sistemas silvopastoriles un efecto positivo en la calidad del agua y en la salud del ecosistema acuático?.
- El uso de organismos bentónicos como indicadores de calidad es un método seguro y barato para determinar cualitativamente la calidad del agua y salud del ecosistema acuático?.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Antecedentes del recurso hídrico en Costa Rica

Costa Rica es uno de los países Centroamericanos con mayor capital hídrico (31.318 m³ per cápita). En el año 2000, el 98% de la población urbana tuvo acceso al servicio de agua potable y saneamiento. El uso del agua para consumo doméstico, industrial y agrícola representa el 5,1% de su capital hídrico (BM, 2001).

El país tiene 34 cuencas hidrográficas, 17 drenan al Pacífico y 17 al Caribe. Los ríos del Pacífico tienen descensos de caudal durante la estación seca y reciben descargas de residuos y contaminantes de los afluentes dentro de las cuencas (OMS, 1996). Por lo anterior se considera que el sector hídrico no ha sido valorado adecuadamente pese a que se registra una demanda creciente de agua, y que no existe una base real de la disponibilidad hídrica nacional en cuanto a la cantidad y calidad (Arteaga, 1994).

El área agrícola cubre el 55,7% del territorio costarricense, donde el 25% se encuentra bajo riego, con la mayor área agrícola en la provincia de Guanacaste, que a su vez registra el mayor déficit hídrico, sufriendo severas pérdidas en épocas de sequía (BM, 2001), agravado con los conflictos por el manejo del agua de diferentes sectores públicos y privados.

El Gobierno de la República emitió en 1998 un reglamento para evaluar la calidad de los cuerpos de agua superficiales con el fin de proteger ese recurso como una base para alcanzar el desarrollo sostenible del país. Conciente de que el evidente deterioro de cuerpos de agua superficiales y trechos de los ríos pueden perjudicar la salud pública de las poblaciones aledañas, es imperante recuperar y conservar la integridad física, química y biológica de los cuerpos de agua superficiales con el fin de que puedan ser utilizadas con fines sociales, económicos y ambientales (MINAE, 2003¹).

¹ MINAE, 2003. Propuesta de reglamento de la calidad de los cuerpos de agua superficiales de Costa Rica, en proceso de aprobación

2.2 La actividad ganadera y sus efectos en la calidad del agua

La ganadería en Costa Rica es una de las actividades más productivas que genera importantes ingresos a la economía del país, por lo que cada vez se invierte más área boscosa para convertirla en zonas de pastoreo, afectando la disponibilidad y la calidad de los recursos hídricos (BM, 2001).

Las actividades agrícolas y ganaderas en general representan impactos que incluyen cambios en la carga de sedimentos y en las concentraciones de sales, metales y productos agroquímicos, los agentes patógenos y un cambio en el régimen térmico (Rojas, 1987). La tala de árboles puede liberar una alta concentración de nutrientes en el agua por el incremento del material vegetal en descomposición y la disminución de la absorción de nutrientes de la vegetación (Bruijnzeel, 1990).

El pastoreo continuo, es un método convencional de alimentación para el ganado que causa serios problemas de degradación del suelo, afectando también la vegetación riparia. Una fuerte compactación de suelos bajo pastoreo intensivo, reduce la infiltración, incrementan la escorrentía y la cantidad de sedimentos que se arrastran hacia los cauces (Lowrance *et al*, 2002).

Entre los nutrientes más comunes que se generan por la actividad ganadera están el fósforo y el nitrógeno provenientes del estiércol del ganado y los fertilizantes aplicados a las pasturas; y las aguas residuales de origen doméstico que se incorpora a los potreros (FAO, 1996; Córdova, 2002). Se ha estimado que un 30% de la carga de fósforo en las aguas superficiales proviene de los desechos ganaderos y un 16% de otras prácticas agrícolas (Menezes, 2003).

La escorrentía directa de explotaciones ganaderas intensivas puede llevar a una degradación seria de las aguas superficiales y subterráneas (FAO, 1996), por el incremento de los caudales temporales y la disminución del caudal en épocas críticas (estación seca) como resultado de la pérdida en la capacidad de infiltración del suelo, por la compactación del suelo o por la erosión (Bruijnzeel, 1990). Además la escorrentía proveniente de suelo bajo pasturas contiene concentraciones de bacterias fecales que normalmente superan el límite permitido para agua de riego (Dorian y Linn, 1979).

La deforestación y la ganadería extensiva afectan la salud de los ecosistemas acuáticos, al ser perturbados por la contaminación de agroquímicos usados en estas actividades, así como por el aumento de sedimentos que llegan a las quebradas, la pérdida de la vegetación ribereña, aumento de la temperatura del agua y disminución de la cantidad de alimento, menor regulación de caudales, mayor ingreso de nutrientes y materia orgánica al agua (Chará, 2003). Este impacto se incrementa cuando la actividad ganadera se desarrolla en las riberas de los ríos, el cual facilita el acceso del ganado al cauce (Córdoba, 2002).

La cubierta continua del suelo, los periodos de descanso de potreros, disminución de la carga animal y control de la frecuencia de pastoreo, reduce la lixiviación del nitrógeno (Bartram, 1996). Las fincas ganaderas también pueden contribuir a regular y conservar los recursos hídricos, mediante la arborización y/o la adopción de Sistemas Silvopastoriles (SSP) y prácticas de conservación de suelos (Chará, 2003). Los árboles aumentan la capacidad de retención de agua en las praderas porque ayudan a que se infiltre y protegen el suelo, los manantiales y las quebradas (Chará, 2003).

En este sentido la evaluación de las tierras y su uso tiene como objetivos directos la protección y recuperación de tierras frágiles, la implementación de usos de suelo deseados y aptos para cada zona y la disminución de la degradación ambiental (Richters, 1995).

2.3 Sistemas silvopastoriles en la conservación y protección del agua

Contrapuestos a los sistemas tradicionales de pastoreo, los sistemas silvopastoriles constituyen una alternativa de producción pecuaria donde interactúan leñosas perennes (árboles y/o arbustos) con los componentes tradicionales (forrajeras herbáceas y animales) bajo un sistema de manejo integral (Ibrahim *et al.*, 1996).

La presencia de áreas de amortiguamiento en las quebradas permite atrapar efectivamente sedimentos y nutrientes antes de que lleguen a las corrientes (Weigel, 1998), combinando las cualidades filtradoras del pasto, la vegetación arbustiva y arbórea en las zonas de protección, pueden reflejar efectos positivos en la salud del ambiente acuático, tanto flora, fauna, como la misma calidad del agua (Barling, 1994).

Los árboles afectan positivamente la dinámica del agua en un sistema silvopastoril, al actuar como barreras para disminuir la escorrentía; como cobertura vegetal para disminuir el impacto de gota, como mejoradores del suelo, incrementando la infiltración y la retención de agua (Young, 1997). Esta combinación se convierte en una alternativa que contribuye a conservar la calidad y cantidad de los flujos de agua, disminuyendo la erosión del suelo y la pérdida de fertilidad de los suelos de ladera (Jiménez, 2004).

Una alta densidad de arbustos forrajeros tales como *Leucaena leucocephala* (leucaena) y *Gliricidia sepium* (matarratón), genera un sistema de raíces que facilita la circulación y almacenamiento del agua en el suelo. La siembra de *Guadua angustifolia* (guadua), *Gynerium sagittatum* (cañabrava) y árboles densos en las orillas de ríos y quebradas disminuye el daño causado por las inundaciones y reduce la evaporación directa (Chará, 2003), previniendo la pérdida del suelo y disminuyendo la evaporación directa del agua (Murgueito *et al.*, 2003).

La asociación de árboles y pasturas no siempre provee un beneficio sobre la salud del ecosistema acuático, pues se ha observado que la disminución del dosel y cobertura vegetal tienen un efecto adicional en los rangos de temperatura del agua en sitios donde se asocia pastura y cobertura vegetal, lo cual tiene efecto en la cantidad de oxígeno disuelto en el agua, que puede ser menor a 5 mg/l, valor que no se espera encontrar en zonas de recarga de una cuenca, pues afectaría la estabilidad de los ecosistemas acuáticos (Heartsill, 2003).

En general, una pastura asociada con árboles y manejada con bajas cargas de ganado (0,5 y 0,6 UA/ha) preserva más agua que el ecosistema de bosque (Turcios, 1995), debido a la intercepción de agua por las gramíneas (hábito de crecimiento), con lo cual, ingresa mayor cantidad de agua al suelo (Ibrahim *et al.*, 2001).

Alternativas de producción que permitan a la ganadería ser más eficiente productivamente, sin atentar contra los recursos naturales, deben ser consideradas como un esquema de producción competitiva integral al que se enfrenta la ganadería. El silvopastoreo es una alternativa que permite producir con múltiples beneficios al medio ambiente (Ibrahim, *et al.* 1996; Villegas, 1995; Córdova, 2002).

2.4 Importancia de los bosques riparios en la protección de las fuentes de agua

Un bosque ripario es definido como un sistema formado por una zona de árboles maderables sin manejar, adyacente a los cuerpos de agua, seguida por una zona maderable manejada y bordeada por una zona de pastos con o sin arbustos (Schultz, 2004), los pastos tienen la cualidad de ser filtros y disminuir la escorrentía, por lo tanto se consideran parte de la zona de amortiguamiento de las corrientes (Rossegrant, *et al* 2002).

Los bosques y su función de protección del suelo ayudan a disminuir la erosión por su asociación con la vegetación pequeña. En fuertes pendientes, el efecto estabilizador de los árboles es generalmente positivo. La cubierta vegetal puede prevenir la aparición de deslizamientos de tierras (Bruijnzeel, 1990), pero la reforestación no produce necesariamente un descenso de la erosión, por el impacto del efecto gota de lluvia que incrementa al limpiar material vegetal sobre el terreno (Bremmer, 1989). Se ha observado que áreas donde la cobertura del dosel es menor al 10% y mínima cobertura herbácea presenta altos porcentajes de erosión del suelo que es arrastrado a las corrientes (Heartsill, 2003).

En general a los bosques riparios se les atribuye la capacidad de remover y retener sedimentos, materia orgánica, pesticidas y otros contaminantes de la escorrentía superficial y aguas subterráneas por deposición, absorción, desnitrificación (Robinson, 1995), incrementar la sombra para bajar la temperatura del agua para proveer hábitat para los organismos acuáticos (Chará, 2003) y proveer una fuente de residuos leñosos, hojarasca, ramas, etc. para la formación de hábitat de los organismos acuáticos (Schultz, *et al* 2004).

Los pastos y arbustos ayudan a restaurar la calidad física y biológica del suelo, adicionando gran cantidad de carbono al perfil del suelo para un rápido funcionamiento de las raíces que contiene más del 70% de la biomasa total de las plantas de la pradera (Schultz, *et al* 2004). Los arbustos adicionan longevidad a un sistema de raíces leñosas y nivel bajo de nutrientes en el buffer. El sistema de raíces fortalece el perfil del suelo. La relación Carbono-Nitrógeno de arbustos nativos son condiciones que favorecen a la

rápida descomposición del material vegetal que ayuda a reconstruir la calidad superficial del suelo (Schultz, *et al* 2004), la cual se refleja en la calidad del agua.

2.5 Calidad del agua y sus usos

En el marco de la definición de calidad del agua, se contemplan factores de acuerdo al uso que puede dársele. La calidad de agua es definida como una lista de concentraciones, especificaciones y particiones físicas de sustancias orgánicas e inorgánicas, así como, la composición y estado de la biota acuática encontrada en el cuerpo de agua. Esta calidad muestra la variación temporal y espacial de los factores tanto internos como externos de los cuerpos de agua (Chapman, 1992).

La definición de calidad del agua se basa en el uso al que se destina, donde la suma de las características físicas, químicas y biológicas de las aguas superficiales (quebradas, ríos y lagos) y las subterráneas cumplan con los requerimientos establecidos para cada uso, como consumo humano, industrial, abrevaderos, agricultura, etc. (Batram y Ballance, 1992). Estas características deben ser monitoreadas para definir las condiciones del agua, proveer las bases para detectar las tendencias y proveer información para establecer las causas y efectos de las relaciones entre estas características (Chapman, 1992).

Al evaluar la calidad de agua es importante identificar las actividades que ejercen influencia directa o indirecta, identificar las características geográficas del área (uso de la tierra, clima, pedología, hidrología), usos del agua (canales, embalses, abastecimiento para ciudades, industrias, agricultura, navegación, recreación, etc.); además de las fuentes contaminantes incluyendo, domésticas, industriales y agricultura (Chapman, 1992). A esto se le suma considerar las facilidades para manejar la contaminación y tratamiento de las aguas.

2.6 Contaminación del agua

Se define como contaminación del agua a cualquier modificación, natural o artificial, que directa o indirectamente cambia la calidad original y perturbe o destruye los recursos naturales (FAO, 1993). Puede causar riesgos sanitarios, reducir el bienestar del hombre y

de las comunidades acuáticas y perjudicar el mejor uso del agua actual o potencial para el que está destinada (Miador, 1993).

La contaminación de las aguas superficiales y subterráneas ya sea debido a residuos urbanos o industriales, puede ser ocasionada por agentes como bacterias, virus y otros microorganismos, materia orgánica, metales pesados, detergentes, insecticidas, fungicidas, plaguicidas (Rueda, 2000). Los principales contaminantes que llegan a los mares son: aguas residuales de origen urbano, metales pesados, herbicidas, pesticidas, desechos y productos industriales, sustancias radioactivas, petróleo y sus derivados. (Rossegrant, et al 2002). El Cuadro 1 resume los contaminantes del agua y su origen:

Cuadro 1. Origen de los principales factores contaminantes del agua

Contaminantes	Origen
Sustancias orgánicas biodegradables	Organismos en descomposición, heces humanas y de animales
Sustancias orgánicas tóxicas producidas por el hombre	En general no son biodegradables. Ej. biocidas, anilinas, hidrocarburos
Sustancias inorgánicas tóxicas	Originadas por la industria y la minería. Ej. metales pesados, dispersantes (en la explotación petrolera), etc.
Sólidos en suspensión	Sedimentos que llegan por escorrentía provenientes de la construcción, industria, pastoreo.
Agentes patógenos	Desechos de unidades sanitarias no esterilizados
Térmicos	Vertidos de agua a temperaturas superiores a las del cuerpo de agua receptor. industria, centrales nucleares, explotación de petróleo

Fuente: FAO, 1996

2.7 Monitoreo de las fuentes superficiales de agua

La mayoría de los cuerpos de agua no son homogéneos por lo que se debe utilizar correctamente la técnica de recolección de muestras de agua, así también, definir el tamaño de la muestra (Roldán, 1988), además, la elección del sitio de muestreo debe considerar la relevancia que tiene para la investigación y que sirva de fuente de

información a otros proyectos relacionados con el agua, como los de energía hidroeléctrica, irrigación, etc. También, se debe tener en cuenta aspectos operativos como acceso y facilidad de recolección (Chará, 2003). Finalmente es importante considerar que la calidad del agua varía tanto temporal como espacialmente (CATIE, 1986), con el fin de definir una acertada campaña de muestreo.

Las muestras de agua que se toman deben ser representativas del efecto de actividades que se están realizando aguas arriba del sitio de muestreo, para ofrecer una información más acertada de las fuentes de contaminación (Chapman, 1992). La contaminación de los cursos de agua en las quebradas ocurre principalmente por la descarga de basuras, desechos domésticos, aguas residuales de la población e instalaciones pecuarias y por la erosión de suelos agrícolas (Moliner y Camacho, 2002), que incluyen el arrastre de residuos de plaguicidas.

Para definir los puntos de muestreo dentro de una microcuenca, se deben relacionar al cambio de la calidad de agua con el uso de suelo, Medina (2004), en donde la georeferenciación y mapas de uso y manejo del suelo de la zona son importantes para conocer en detalle como las poblaciones están afectando el suelo y el agua, en las zonas ubicadas en la parte alta, media y baja de la microcuenca en estudio.

La frecuencia de muestreo depende del objetivo del estudio; así, se puede monitorear quincenalmente durante varios meses para tener información más puntual del impacto de prácticas agronómicas que expanden su frontera hacia las nacientes en la zona alta de la cuenca (Beitia, 1989). Además, considerando la variación estacional que se da en los sistemas naturales, se debe obtener muestras en distintos momentos del ciclo anual, para lograr buena caracterización de la calidad del agua de la zona (MINAE, 1998).

En función de lo anterior, la recolección de información en una zona localizada y con un intervalo regular pueden proveer los datos que serán usados para definir las condiciones actuales, establecer tendencias, etc. Para medir la calidad, se han establecido parámetros estándares aplicados universalmente para definir la línea base de la calidad de las aguas para ríos, lagos o acuíferos (Chapman, 1992).

2.8 Parámetros físico-químicos de calidad del agua

En el marco del manejo integrado de cuencas hidrográficas, es fundamental considerar los factores biofísicos y socioeconómicos de las actividades antrópicas en la zona de estudio, para tener información clara que facilite la investigación y la correcta recolección y análisis de las muestras de agua para determinar la composición química y la calidad para su uso doméstico, industrial y agrícola (CATIE, 1986).

En Costa Rica la legislación establece como parámetros físicos-químicos de análisis requeridos para la clasificación inicial de un cuerpo de agua, principalmente el oxígeno disuelto, nitrógeno amoniacal y la demanda bioquímica de oxígeno. Así también los parámetros denominados “complementarios”, se deben analizar dependiendo el caso y el uso del agua (MINAE, 2003). En el Anexo 1 se presentan los niveles críticos para algunos parámetros indicadores de calidad, establecidos para varios usos del agua, los cuales están considerados dentro de la propuesta del reglamento de la calidad de agua para los cuerpos de agua superficiales de Costa Rica.

A continuación se describen algunos parámetros que se consideraron para este estudio, con base en la importancia que tienen como indicadores de calidad.

2.8.1 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Es una medida indirecta del contenido de materia orgánica e inorgánica oxidable. Se expresa como la cantidad de oxígeno requerido, en miligramos por litro, para oxidar la materia orgánica en una muestra de agua que es susceptible a oxidación por un oxidante químico fuerte como el dicromato (en medio ácido y con empleo de calor).

Este parámetro debe ser igual o mayor al DBO5, pues están relacionados directamente. La desventaja de esta medida es que el DQO no diferencia materia orgánica e inorgánica y el tiempo requerido para la oxidación, puesto que es una reacción que se obtiene en 3 horas. El valor recomendado para aguas superficiales de consumo humano normalmente es <20 mg/lit (MINAE, 2003).

2.8.2 Porcentaje de saturación del Oxígeno Disuelto (O₂D en mg/l)

Este parámetro es vital para el estudio de contaminación de los sistemas acuáticos, ya que los organismos necesitan oxígeno para cumplir su proceso metabólico. Su relación con el DBO₅ es fuente para analizar problemas de eutrofización, como consecuencia de una carga excesiva de materia orgánica (Basterrechea, 1997).

Los niveles de oxígeno disuelto varían entre 0 - 18 partes por millón (ppm) aunque la mayoría de los ríos y riachuelos requieren un mínimo de 5 a 6 ppm para soportar una diversidad de vida acuática. Además, los niveles de OD a veces se expresan en términos de Porcentaje de Saturación (Bartram y Ballance, 1996; Mitchell y Stapp, 1996; Stevens Institute of Technology, 2004).

2.8.3 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅ en mg/l)

Esta medida determina la cantidad de materia orgánica bioquímicamente degradable presente en una muestra de agua, la cual mide la cantidad de oxígeno requerido por los microorganismos para estabilizar la materia orgánica en condiciones aeróbicas. Su valor sube a más de 10 mg/l, cuando hay una descarga alta de materia orgánica que disminuye la capacidad de producción de oxígeno y provoca una anaerobiosis de los sedimentos, que liberan amoníaco, fosfatos y metales, produciendo malos olores (Tetzaguic, 2002).

La cantidad de DBO₅ está en relación inversa con la cantidad de Oxígeno disuelto, ya que si aumenta la producción de oxígeno disminuirá la DBO₅ por la acción de las bacterias aeróbicas que tienen capacidad para degradar la materia orgánica. Debe medirse a los 5 días y a 20° C. Se recomiendan valores inferiores a 10mg/l para agua de consumo humano (MINAE, 2003; OMS, 2002).

2.8.4 Temperatura (°C)

La temperatura del agua es un indicador de la salud del ecosistema, el lavado de los márgenes del río por la deforestación y falta de protección de las riberas, produce lodos que ingresan al cauce, elevando la temperatura del agua (Bartram y Ballance, 1996). Este parámetro está relacionado directamente con la tasa fotosintética de las plantas y características reproductivas de los organismos acuáticos, pues en la medida que la

temperatura del agua sube, aumenta el grado de fotosíntesis y crecimiento de plantas, de tal forma que se demanda mayor cantidad de oxígeno para cumplir los procesos fotosintéticos (Roldán, 1992). Además, reduce la cantidad de oxígeno disponible para los organismos, los peces e insectos acuáticos que se vuelven más vulnerables a enfermedades, producto del proceso de Eutrofización (Laidlaw, 2003).

2.8.5 Potencial de hidrógeno o pH

Este parámetro mide el potencial de iones de hidrógeno presente en la muestra que se altera cuando hay degradación de materia orgánica (García, 2003). Las aguas naturales por lo general contienen bicarbonatos (cálcico, sódico, magnésico) y carbonatos (cálcico), los cuales son búfer que resisten a cambios en la concentración de hidrógeno; aquellas aguas que tienen alcalinidades altas resisten los cambios de pH (Roldán, 2003). La mayoría de los organismos acuáticos se desarrollan en un pH de 5,6 a 8,5; rango que también es el requerido para el agua de consumo humano (MINAE, 2003). Un pH bajo puede ser el resultado de lluvias ácidas y puede resultar perjudicial para los organismos acuáticos, pues afecta principalmente a invertebrados y embriones de peces (Laidlaw, 2003).

2.8.6 Sólidos

Están formados por partículas coloidales provenientes de residuos; incluyen sólidos disueltos, que es la porción de material sólido encontrado en la muestra de agua; los sólidos suspendidos son el material sólido que se mantiene disperso (Mitchel, 2000).

Los sólidos suspendidos no sedimentan por gravedad cuando el agua está en reposo, como sí ocurre con los sólidos sedimentables. Determinan el color aparente del agua y la profundidad hasta la cual penetra la luz del sol, por su relación estrecha con la turbidez del agua, afectada por materiales como hojas, residuos vegetales, partículas de suelo provenientes de escorrentía superficial y erosión; y el deterioro de material animal y vegetal que es convertido en sedimentos dentro del río (Mitchel, 2000). La concentración de estos sólidos suspendidos debe ser menor a 10 mg/l, para consumo humano, según el reglamento de calidad de agua para Costa Rica (MINAE, 2003).

Los sólidos sedimentables están formados por partículas más densas que el agua, que se mantienen dispersas dentro de ella, en virtud de la fuerza de arrastre causada por el movimiento o turbulencia de la corriente. Por esta razón, sedimentan rápidamente cuando la masa de agua se mantiene en reposo; además es el lazo para atrapar compuestos tóxicos y materiales pesados, lo cual tiende a aumentar la temperatura del agua por la mayor absorción de luz solar (Mitchel, 2000).

El método estándar para medir los sólidos sedimentables en campo o en el laboratorio, consiste en la decantación de la muestra en el Cono de Imhoff, que es un recipiente cónico, en donde se coloca un litro de muestra fresca y se deja en reposo durante dos horas. Se toma lectura de los mililitros de sólidos sedimentables (equivalente a los lodos en el sedimentador) por litro de muestra. La concentración de sólidos sedimentables requeridos para consumo humano debe ser menor a 250ml/l (OMS, 2000).

2.8.7 Nutrientes

Los nitratos y los fosfatos son el producto final de la descomposición aeróbica de la materia orgánica y constituyen uno de los nutrientes esenciales para muchos organismos autótrofos fotosintéticos; en este sentido, su presencia en niveles altos en el agua, puede ocasionar la eutrofización de los ríos y lagos (Mitchel, 1996). Fuentes significativas de nitrato son fertilizantes químicos de tierras cultivadas y drenajes de residuos de la ganadería; es un mineral muy móvil y estable en condiciones aeróbicas (Bartram, 1996). Para el consumo humano se recomiendan aguas que contengan menos de 5 mg/l de nitratos (MINAE, 2003).

La determinación del nitrato ayuda a la evaluación del carácter y grado de oxidación en las aguas superficiales, en aguas subterráneas permite conocer la penetración a través de las capas del suelo; en los procesos biológicos y los tratamientos de aguas contaminadas (Aguilar, 1998).

Los fosfatos se encuentran principalmente en aguas superficiales en forma natural (rocas, restos de animales) y en forma artificial (fertilizantes y detergentes, aguas residuales, restos de mataderos de animales). Responsable de la eutrofización (crecimiento

exagerado de algas y disminución del oxígeno disuelto) de las aguas, especialmente de lagos (Chapman, 1992).

2.8.8 Dureza total (mg CaCO₃/l)

La dureza en el agua es el resultado de la disolución y lavado de los minerales que componen el suelo y las rocas. El efecto de la acidez del bióxido de carbono sobre la solubilidad de los carbonatos consiste básicamente en su transformación a bicarbonatos, los cuales constituyen sales mucho más solubles. Aunque la dureza en el agua es una de las principales características de las aguas subterráneas y aguas marinas (mayor grado de mineralización) más que de aguas dulces continentales, también puede estar asociada a los vertimientos de aguas residuales, como por ejemplo, a las aguas residuales agrícolas (Cárdenas, 2003). Con respecto a la dureza, las aguas pueden clasificarse como:

<u>Clasificación</u>	<u>Dureza, mg CaCO₃/l</u>
Blandas	0--100
Moderadamente duras	101--200
Duras	200--300
Muy duras	> 300

2.8.9 Coliforme fecal (NMP/100ml)

Indicador biológico de la descarga de materia orgánica. Su presencia es evidencia de contaminación fecal, los cuales tienen su origen en las excretas de animales de sangre caliente. La mayoría de estos organismos son anaeróbicos y facultativos, pero otros dependen del oxígeno disuelto para realizar procesos de metabolización (Bartram y Ballance, 1996). Aunque no es posible distinguir entre coliformes de origen humano o animal, existen ensayos para diferenciar entre coliformes totales, que incluyen los de animales y suelo y coliformes fecales, que incluyen únicamente los humanos (Bartram y Ballance 1996).

Químicamente es un bacilo gramnegativo no esporulado, que puede desarrollarse en presencia de sales biliares u otros agentes tensoactivos con similares propiedades de inhibición de crecimiento, no tienen citocromo oxidasa y fermentan la lactosa con producción de ácido, gas y aldehído a temperaturas de 44 o 44,5 °C, en un período de 24

a 48 horas. También se les designa como Coliformes termo-resistentes o termotolerantes (MINAE, 2003).

2.9 Monitoreo biológico de la calidad del agua

A diferencia del monitoreo químico de la calidad del agua, que evidencia una contaminación puntual, se hace cada vez más útil el empleo de organismos acuáticos como son los macroinvertebrados, los cuales pueden ofrecer mayor información respecto a las variaciones que sufre la calidad del agua en el tiempo y lugar, además de representar un método económico y de fácil aplicación para evaluaciones más frecuentes de los cuerpos de agua.

2.9.1 Uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad del agua

Los macroinvertebrados bentónicos son considerados indicadores de calidad debido a que algunos organismos pueden sobrevivir en un rango variante de condiciones ambientales y son más “tolerantes” a la contaminación; otros son más sensibles al cambio y son “intolerantes” a la contaminación (Murphy y Giller, 2000). Es así como cambios en la composición y estructura de comunidades acuáticas pueden indicar evidencias de algún tipo de contaminación (Alba, 1996).

Se define a los macroinvertebrados bentónicos como organismos que viven en el fondo de ríos y lagos, adheridos a piedras, rocas, troncos, restos de vegetación, etc. Los principales representantes pertenecen al phylum Insecta, como Plecóptera, Ephemeroptera, Coleóptera, Hemíptera, Megalóptera, Trichoptera y Díptera (Roldán, 2003). Además, su tamaño es suficiente para ser observados sin equipo óptico de aumento (MINAE, 2003).

Laidlaw (2003) considera a los macroinvertebrados como indicadores debido a que su período de vida es lo suficientemente largo para mostrar como son afectados por la presencia de agentes contaminantes, además de que pueden orientar sobre las causas de contaminación de la zona de muestreo. Estos organismos son relativamente inmóviles y fáciles de coleccionar; y tienden a formar comunidades características que se asocian con condiciones físicas y químicas (Roldán, 1988).

Sin embargo el empleo de estos indicadores biológicos representa algunas desventajas, como la dificultad cuantitativa de muestreo, pérdida de especies que se transportan en el agua en movimiento, poco conocimiento de los ciclos de vida de los insectos, lo cual dificulta la interpretación de los resultados (Espino, 2000).

2.9.2 Evaluación de los niveles de contaminación del agua a través de los macroinvertebrados bentónicos

Existen diferentes métodos para evaluar la variación en la calidad del agua basados en el nivel de tolerancia de los organismos acuáticos a la contaminación. Es así que un número alto de organismos tolerantes y un número bajo de organismos intolerantes podrían indicar contaminación, no obstante, es posible encontrar organismos tolerantes en aguas limpias y aguas contaminadas (Bartram y Ballance, 1996).

Por lo anterior, es importante considerar la diversidad de organismos y la abundancia en el momento de analizar de los resultados, pues la contaminación tiende a reducir el número de especies en una comunidad por eliminación de organismos sensibles a los cambios en la calidad del agua. El número total de organismos podría no cambiar si los organismos tolerantes a la contaminación incrementan en abundancia (Weigel, 2000), siendo necesario usar Índices de diversidad como el de Shannon Wiener y Pearson para evaluar la calidad del agua en base de la tolerancia de los organismos, así como la riqueza y diversidad (Chapman, 1992).

2.9.3 Índice BMWP-CR en la evaluación de la Calidad del Agua

El índice de calidad **BMWP-CR** (*Biological Monitoring Working Party modificado para Costa Rica*) es un método de valoración de la calidad biológica de un cuerpo de agua y fue establecido en Inglaterra en 1970, como un método rápido para evaluar la calidad del agua, usando los macroinvertebrados como indicadores (Roldan, 1998). En base a investigaciones realizadas en Costa Rica, se adaptó el Índice BMWP de acuerdo a los macroinvertebrados existentes en ríos y quebradas del país.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Descripción del área de estudio

El estudio se realizó en la subcuenca del Río Jabonal, vertiente del Pacífico Central, cuenca del Río Barranca, Costa Rica. La cuenca tiene un área de 48,9 km², con una cobertura de 43% de pastos, 38% de bosques y tacotales y 19% está dedicado a café, caña de azúcar, plantaciones forestales, zonas urbanas, costeras y cuerpos de agua (Cruz, 2002).

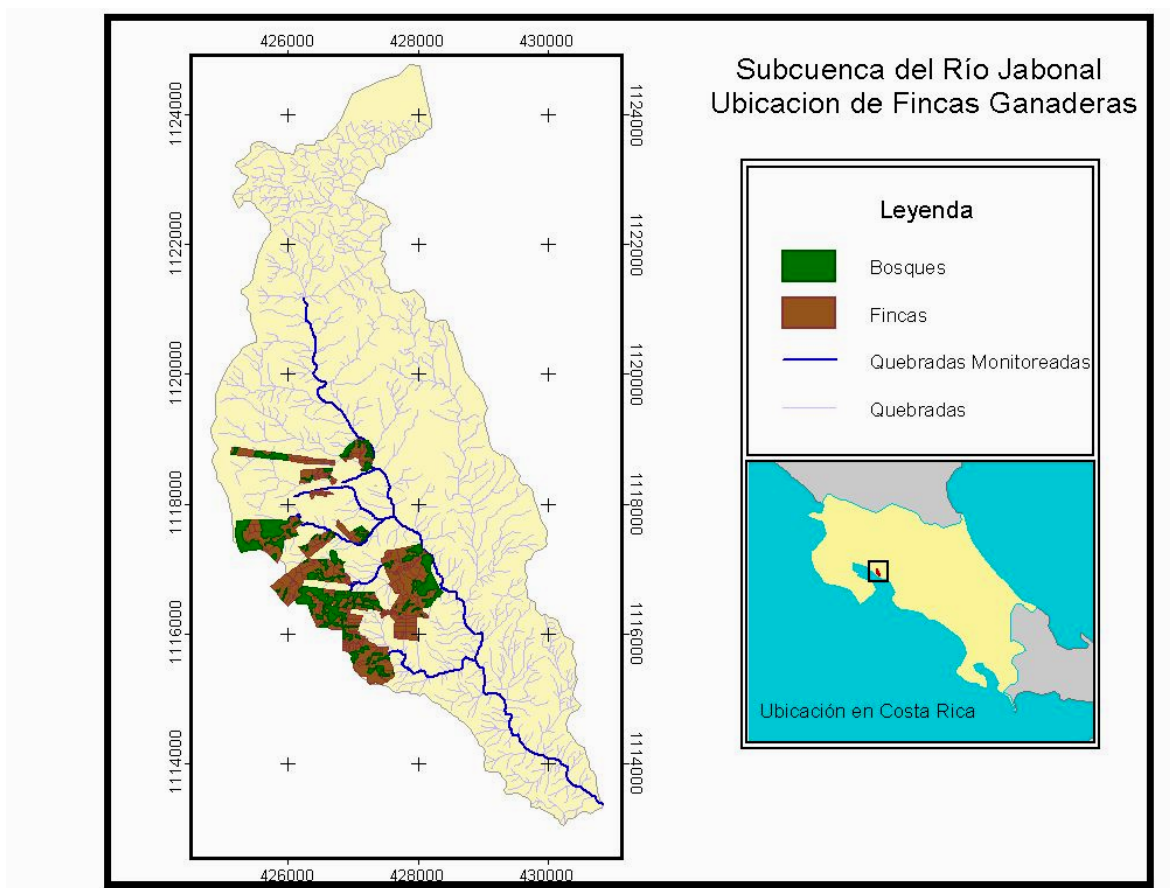


Figura 1. Subcuenca del Río Jabonal, fincas ganaderas ubicadas en las comunidades de Peñas Blancas y Cerrillos en donde se realizó el monitoreo de calidad de las fuentes de agua.

La cuenca del Río Barranca se considera como un Bosque Sub Húmedo Tropical (bH-T), según la clasificación de las zonas de vida de Holdrige (1979). El rango de altitud del área de estudio está entre 100 y 800 msnm, con una precipitación promedio anual de 2000 mm. La zona presenta dos épocas, bien marcadas, la época lluviosa (mayo a

diciembre) y la seca (enero a abril). La temperatura promedio es de 28 °C (Camargo1999).

Actualmente en la cuenca la dinámica del cambio de uso del suelo tiende a explotaciones ganaderas, con pasturas naturales y mejoradas, donde el 24% de esta actividad se desarrolla en zonas vulnerables a la degradación del suelo, por erosión laminar y derrumbes en zonas sometidas a un sobreuso del suelo (Cruz, 2002).

Los ingresos económicos más importantes para los pobladores de la cuenca provienen del cultivo de la caña de azúcar y la ganadería de doble propósito (0,5 UA/ha). En menor grado de importancia, están el cultivo del café y cultivos anuales. Estas actividades representan problemas de escasez de mano de obra, uso de agroquímicos, la quema para la cosecha y los niveles altos de erosión. Con éste último, el área abarca el 36% de la cuenca y aporta entre el 44 y 48% del volumen total erosionado en los últimos 15 años, por lo cual es importante implementar medidas y prácticas para la protección de estas áreas (Cruz, 2002).

El paisaje ganadero que caracteriza a la zona se ha extendido a zonas de alta vulnerabilidad, con terrenos quebrados, fuertes pendientes y suelos superficiales compactados y arcillosos². Los suelos predominantes pertenecen a los órdenes Alfisoles³, Inseptisoles⁴ y Ultisoles⁵.

Para el estudio se seleccionaron fincas de la parte alta de la subcuenca del Río Jabonal, ubicadas dentro de los poblados de Peñas Blancas y Cerrillos, pertenecientes a Esparza; el cual representa el 32,4% (117,4 km²) del área de la Cuenca del Río Barranca. En estas fincas la principal actividad productiva es la ganadería y forman parte del proyecto CATIE-GEF “Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas” que se desarrolla en Costa Rica.

² Información tomada por el Proyecto CATIE-GEF-Banco Mundial, 2002

³ Alfisoles: suelos que presentan un horizonte superior de color claro, poca profundidad y un horizonte B arcilloso, con fertilidad moderada a alta.

⁴ Inseptisol: suelos que presentan un desarrollo pedogenético incipiente, con horizonte B que ha desarrollado estructura de suelo

⁵ Ultisol: suelo con horizonte B arcilloso y baja fertilidad, asociado a problemas de acidez

3.2 Selección de las quebradas para el estudio y ubicación de los puntos de muestreo

Las quebradas fueron seleccionadas previo un recorrido in situ por la zona de estudio. Una de las condiciones para su escogencia fue que la quebrada en su recorrido, debía pasar por diferentes usos de suelo (bosque ripario y pasturas). En la época seca solo fueron seleccionadas cuatro quebradas con caudal permanente. En el mes de julio, durante la época de transición se agregaron cuatro quebradas más. El estudio incluyó ocho quebradas (cuatro temporales y cuatro permanentes) y el Río Jabonal, cuyas coordenadas fueron ubicadas con un GPS marca Garmin 12 XL.

A lo largo de cada quebrada se ubicaron tres puntos de muestreo, en el siguiente orden:

- El primero en la naciente de agua
- El segundo aguas abajo de una franja protegida (bosque ripario), con un uso de suelo definido (pastura con árboles y pastura degradada).
- El tercero aguas abajo de una franja sin protección con predominio de potreros (pastura con árboles, pastura degradada)

Un cuarto punto se ubicó en dos quebradas, considerando la presencia de establos como una fuente de contaminación puntual.

3.2.1 Descripción de los puntos de muestreo en cada una de las quebradas seleccionadas para el estudio

Cada uno de los sitios de muestreo seleccionados fueron descritos desde su naciente hasta su confluencia con otra quebrada afluente del Río Jabonal. Una descripción de los puntos de muestro se presenta en el Anexo 2. A continuación se describen las características generales del uso del suelo y la actividad pecuaria en las fincas.

3.2.1.1 Quebrada 209: Araceli Fernández, Comunidad de Cerrillos

La naciente tiene un pequeño bosque de protección con acceso controlado de animales, aguas abajo atraviesa una carretera regional. El agua en este punto es utilizada para consumo de la vivienda. El segundo punto aguas abajo, se ubicó al final de una zona de pasturas mejoradas con alta densidad de árboles, que recibe aguas servidas de la

vivienda y el ganado tiene libre acceso al cauce. El tercer punto fue localizado aguas abajo inmediatas de una franja de bosque ripario.

3.2.1.2 Quebrada 210. Guillermo Córdova, Comunidad de Cerrillos

Esta quebrada se encuentra en medio de una finca ganadera, el área de la naciente (primer punto) está protegida por una franja mínima de bosque ripario, a su alrededor se desarrolla ganadería en pasturas naturales con baja densidad de árboles. El segundo punto de muestreo aguas abajo, inmediato a la franja de bosque ripario y el tercero en un área de pasturas naturales con terrenos de fuerte pendiente, con evidentes signos de erosión del suelo y derrumbes permanentes. La quebrada no está afectada por la presencia de vivienda ni el factor humano, únicamente por el pastoreo permanente, con libre acceso del ganado a la quebrada.

3.2.1.3 Quebrada 213. Osvaldo Córdova, Comunidad de Cerrillos

El flujo de agua en esta quebrada es permanente. Nace en un sector de pasturas asociadas con una baja densidad de árboles y no se observa una zona protegida con bosque ripario. Se ubicaron tres puntos para el muestreo, sin embargo, en el primero el bajo caudal impidió tomar muestras en época seca, siendo posible esto a partir del segundo momento de muestreo. El segundo punto de muestreo se ubicó aguas abajo de una laguna natural; y el tercer punto aguas abajo al final de la finca.

En esta quebrada se ubicó un cuarto punto en la parte más baja del terreno donde confluyen otras quebradas intermitentes que provocan deslizamientos frecuentes que se intensifican en la época lluviosa, ocasionando deterioro del suelo. En esta finca el pastoreo es permanente y el ganado tiene libre acceso a zonas de deslizamiento, lo cual contribuye al deterioro permanente del suelo en este sector.

3.2.1.4 Quebrada 224. Rolando Ramírez, Comunidad de Cerrillos

Esta quebrada es de flujo de agua temporal y fue monitoreada sólo durante la época de transición y lluviosa. El primer punto de muestreo, está dentro de un bosque secundario no intervenido, de difícil acceso por la inestabilidad del terreno y su fuerte pendiente, dejando este sitio en regeneración natural y permanente. El segundo punto de muestreo

se tomó en el bosque ripario en un sitio con vegetación muy densa. El tercer punto de muestreo fue ubicado aguas abajo del bosque en un área donde se eliminó bosque para sembrar pastos.

La quebrada está en un terreno con deslizamientos frecuentes, agravados en el bosque ripario. El potrero está manejado con cercas vivas y árboles dispersos para disminuir la escorrentía y dar sombra a los animales que se mantienen en esta zona con un tiempo de rotación amplio.

3.2.1.5 Quebrada 218. Félix Morales, Comunidad de Peñas Blancas

La quebrada tiene caudal temporal y está en terreno que tiende a deslizarse en la época lluviosa. Fue monitoreada a partir de la época de transición. La naciente está protegida por un pequeño parche de bosque ripario y limita con una área de pastizales. Con el fin de proteger la calidad del agua, para aprovecharla en el consumo humano, se limitó el acceso de los animales. El segundo punto de muestreo se tomó dentro del bosque ripario con vegetación variada, con franjas muy amplias de bosque y áreas con protección mínima. Los animales tienen acceso directo a la quebrada para beber. El tercer punto se localizó aguas abajo del bosque en un área amplia de pastura, donde el ganado pastorea diariamente luego del ordeño

3.2.1.6 Quebrada 290. Félix Carvajal, Comunidad de Peñas Blancas

El caudal es permanente y fue monitoreada en las tres épocas. La naciente está en una extensa área de bosque ripario, que en la época seca, filtra el agua en el suelo, lo cual impidió tomar muestras en esta época. El segundo punto fue ubicado aguas abajo de una franja de bosque ripario, donde podrían influir una vivienda y el pastoreo permanente del ganado. El tercer punto se localizó aguas abajo del bosque, en un área de potreros con árboles dispersos, en donde los animales pastorean diariamente; en este punto de la quebrada hay un puente de cemento. Un cuarto punto se ubicó aguas abajo de un establo, al finalizar la quebrada, donde los desechos de los animales ingresan directamente al cauce.

3.2.1.7 Quebrada 222. Napoleón Carvajal, Comunidad de Peñas Blancas

Tiene caudal temporal, por lo que se monitoreó a partir de la época de transición. La naciente se encuentra dentro de un área mixta entre bosque ripario y pasturas con árboles. No hay evidencia de la presencia de animales por la dificultad del acceso a este sitio. El segundo punto fue ubicado aguas abajo del bosque ripario, en donde hay un camino de herradura que sirve de paso para el ganado, sin acceder al cauce, solo en el sector donde termina el bosque. El tercer punto estuvo aguas abajo del bosque, en un área de pasturas mejoradas y cercas vivas para separar los repastos. El pastoreo es permanente y los animales tienen libre acceso al cauce. Un cuarto punto se ubicó aguas abajo de dos viviendas y un establo, al finalizar la quebrada, donde los desechos de animales ingresan directamente al cauce.

3.2.1.8 Quebrada 100. Julio Carvajal, Comunidad de Peñas Blancas

La quebrada nace en una zona sin intervención humana ni actividad pecuaria, debido a que es muy vulnerable a deslizamientos. Solo fue posible tomar una muestra en época seca, debido a un derrumbe ocurrido aguas arriba. El segundo punto de muestreo se localizó aguas abajo de una franja de bosque ripario, con rocas grandes arrastradas por el derrumbe en el primer punto y donde el ganado tiene libre acceso. El tercer punto de muestreo se ubicó aguas abajo del bosque, en un área de pasturas mejoradas. En este sitio la quebrada forma un pantano dentro del potrero y más adelante continúa hacia el Río Jabonal, en donde el pastoreo es permanente y los animales tienen libre acceso al cauce.

3.2.1.9 Río Jabonal

Se ubicaron 3 puntos con el fin de evaluar los aportes de contaminantes provenientes de las fincas en este sector. El primero en la parte alta del río, antes de que las quebradas monitoreadas desemboquen en su cauce. El sitio tiene bosque ripario. El segundo punto se ubicó aguas abajo, donde 4 quebradas descargan sus aguas en el Jabonal, en una zona de pastoreo. El tercer punto se ubicó aguas abajo, en un sitio donde todas las quebradas se han unido al río Jabonal, para evaluar el incremento de la contaminación en diferentes tramos del río. En este sitio predominan las pasturas.

3.3 Monitoreo físico-químico del agua

Entre los meses de marzo y septiembre de 2005 se realizaron tres muestreos del agua en las quebradas seleccionadas, tomando como referencia las épocas climáticas del año, siendo el primer muestreo en marzo (época seca), el segundo en julio (época de transición o inicio de lluvias) y el tercero en septiembre (época lluviosa). En la época seca se monitorearon cuatro quebradas y luego se añadieron cuatro quebradas más en la época de transición, para completar las nueve estaciones de monitoreo del estudio.

3.3.1 Protocolo de campo para la toma de muestras de agua

Las muestras fueron recogidas siguiendo el protocolo establecido por el laboratorio del CICA (Centro de Investigación en Contaminación Ambiental de la Universidad de Costa Rica) con el fin de obtener información acertada de la variación de oxígeno disuelto (mg/l) y temperatura del agua y ambiente (°C). El oxígeno disuelto se midió con un medidor portátil marca Extech, modelo 407510. La medición consistió en ingresar la punta de prueba del medidor durante un minuto para estabilizar el valor del oxígeno disuelto. Igualmente se midió temperatura del agua y del ambiente (°C) con un termómetro digital de precisión marca Taylor.

Seguidamente, en botellas plásticas estériles de dos litros, se tomaron las muestras de agua para el análisis en el laboratorio. En una botella de color oscuro se recogió la muestra de agua para el análisis del DBO₅ (mg/l); se tuvo el cuidado de llenar la botella con la muestra para evitar burbujas de aire o contaminantes. En la otra botella, de color claro, se recogió la muestra de agua para prueba del DQO, sólidos suspendidos y disueltos, pH, dureza y turbiedad.

Finalmente en bolsas plásticas estériles con capacidad para 100 ml de agua se recolectaron las muestras de agua para análisis microbiológico. En cada sitio de muestreo fueron llenadas con agua dos bolsas, para tener una muestra más representativa. Las muestras se colocaron en una bolsa plástica adicional para evitar su contaminación.

Todos los envases fueron debidamente identificados con los datos de la quebrada, punto de muestreo y fecha, luego se colocaron en una hielera con temperatura promedio de 10 °C. para llevarlas al CICA de la Universidad de Costa Rica.

3.3.2 Análisis de laboratorio

El análisis físico-químico y microbiológico del agua estuvo a cargo del Laboratorio del CICA. Se analizaron 72 muestras de agua, para los análisis físico-químico y bacteriológico; de éstas, 12 muestras fueron analizadas en época seca, 30 en época de transición y 30 durante la época lluviosa. El tiempo transcurrido entre la recolección de las muestras y la entrega al laboratorio fue menor a 12 horas, asegurando la calidad del análisis.

En el Cuadro 2 se citan los parámetros de calidad y los métodos empleados para el análisis en laboratorio de las muestras de agua del presente estudio.

Cuadro 2. Parámetros físico-químicos analizados para determinar la calidad del agua de quebradas tributarias del Río Jabonal, en Peñas Blancas y Cerrillos, Esparza

Parámetro	Unidad	Método empleado	Importancia del parámetro
Oxígeno disuelto (O ₂ D)	mg/l	Winkler; Electro de específico	Condiciones críticas para la vida acuática
Potencial Hidrógeno (pH)	pH	Potenciométrico	Para la vida acuática y agua potable
Temperatura (°C)	°C	Termómetro digital de precisión	Determina niveles de eutrofización y actividad acuática
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	mg/l	Oxidación de materia orgánica	Materia orgánica biodegradable, limitante para aguas de consumo humano
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg/l	Espectrofotométrico	Materia química reductora en aguas residuales
Sólidos suspendidos	mg/l %	Gravimétrico, peso/volumen	Limitante para consumo humano
Sólidos sedimentables	ml/l %	Gravimétrico, volumen/volumen	Limitante para consumo humano, vida acuática
Turbidez	UNT	Fotométrico	Limitante para agua de consumo humano, crítico para vida acuática
Nitratos	mg/l	Cromatografía, intercambio catiónico	Determinan riesgo por consumo /niveles de eutrofización
Fosfatos	mg/l	Espectrofotometría ultravioleta visible	Determinan riesgo por consumo /niveles de eutrofización
Coliformes totales y fecales	(NMP/10 0ml)	Estándar Method en agua a 44,5 °C por 24 horas.	Determinan el riesgo de consumo humano por invasión de bacterias de origen fecal

3.3.3 Utilización del Índice Prati para la evaluación de la calidad del agua

El índice de calidad de agua “Prati” permite trasladar información de concentraciones de las variables de mayor importancia en la valoración de contaminación orgánica de una corriente de agua a un índice que permita evaluar los niveles de contaminación de fuentes de agua superficiales.

Para obtener el valor del Índice de calidad Prati se utilizaron los siguientes parámetros: oxígeno disuelto (O₂D), potencial de hidrógeno (pH), demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), demanda química de oxígeno (DQO), Nitratos (NO₃⁻). Cada una de estas variables se obtuvo aplicando una ecuación de transformación requerida por el índice.

En el Cuadro 3 se detalla la ecuación planteada para obtener los valores por cada parámetro físico-químico que fue evaluado, el cual se aplicó a la ecuación descrita anteriormente.

Cuadro 3. Ecuaciones de transformación para los parámetros del ICA Prati.

Parámetro	Rangos de parámetro	Ecuación
pH	< pH 5-7	$X_i = 2*(7-Y)$
	< pH 7 -9	$X_i = (Y-7)^2$
O ₂ D	< Saturación 50-100%	$X_2 = 0.08 *(100-Y)$
	< Saturación >100%	$X_2 = 0.08*(Y-100)$
DBO ₅	mg/l	$X_3 = Y/1.5$
DQO	mg/l	$X_4 = Y/10$
NO ₃ -N	mg/l	$X_5 = 2^{2.1*\log(Y/0.9)}$

X= Indicador de Índice Prati

Y= Valor medido

Los valores obtenidos de la ecuación de transformación para cada parámetro, se aplicaron a la ecuación para obtener el valor del Índice Prati, descrita a continuación:

$$\text{Índice de Calidad Prati (ICA)} = \underline{\underline{\sum X_1 + X_2 + X_3 + X_4 + X_5}}$$

Este índice fue diseñado para aguas con potencial uso humano y no incorpora el efecto de sustancias tóxicas, tales como pesticidas o metales pesados (Menezes, 2003). De acuerdo a un código asignado a cada clase, se determina el nivel de contaminación presente en los cuerpos de agua monitoreados (Cuadro 4).

Cuadro 4. Puntaje asignado para el Índice Prati de calidad del agua

Rango	ICA –PRATI	Código de clase
0 – 1	Excelente	I
1 – 2	Aceptable	II
2 – 4	Levemente contaminada	III
4 – 8	Contaminada	IV
> 8	Fuertemente contaminada	V
> 16	Extremadamente contaminada	VI

3.4 Monitoreo biológico de las quebradas en estudio

Con el fin de proporcionar información acerca de la salud del ecosistema acuático de cada una de las quebradas en estudio, se llevó a cabo el monitoreo biológico, utilizando organismos macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos. Este monitoreo fue simultáneo al físico-químico y aplicado en las nueve estaciones establecidas en los afluentes de la subcuenca del Río Jabonal. La metodología del muestreo se describe a continuación:

3.4.1 Método de recolección de los macroinvertebrados

La recolección de las muestras de macroinvertebrados bentónicos siguió las recomendaciones de la propuesta de reglamento de evaluación de la calidad de los cuerpos de agua, para ríos y quebradas con profundidades iguales o menores a 1 metro, y ancho igual o menor a 15 metros (MINAE, 2003).

La zona de muestreo representó diferentes micro hábitats dentro de la quebrada. Se tomó como punto de referencia el lugar seleccionado para el muestreo físico-químico y desde allí aguas arriba se midió un tramo de 50 metros para la recolección de las bentos. Se empleó una red de mano tipo “D” con malla de 500 μm . y apertura de 20 a 25 cm. El

muestreo se realizó con el desplazamiento por cada micro-hábitat identificado en el sitio, removiendo el fondo de la quebrada y colectando en la red el material removido. Así también, se recolectaron muestras en los diferentes tipos de corrientes, como pozas, corrientes rápidas y lentas. Se empleó un tiempo de 5 minutos para recorrer el tramo de muestreo y recoger los bentos, con el fin de eliminar sesgo en la recolección y mantener una homogeneidad entre todos los puntos de muestreo.

La separación de los organismos bentónicos fue en el campo, para lo cual se colocó la muestra en una bandeja blanca y por medio de pinzas, fueron retirados todos los bentos y colocados en frascos plásticos con alcohol al 70%, debidamente rotulados.

3.4.2 Identificación de los macroinvertebrados en laboratorio

La identificación de los organismos bentónicos se realizó en el laboratorio de entomología de la Facultad de Biología de la Universidad de Costa Rica, bajo la dirección de la M. Sc. Mónica Springer, experta en insectos acuáticos de la Facultad de Biología de la UCR. La identificación de los organismos se hizo al máximo nivel taxonómico posible (Clase, Orden, Familia y Género), utilizando claves taxonómicas (Roldan, 1998; Springer, 1998). Finalmente los insectos identificados se colocaron en envases de vidrio tipo "vial", con alcohol al 70%, debidamente rotulado con información de la quebrada y el sitio de muestreo.

En cada sitio de muestreo se hizo una descripción de las características físicas de la quebrada, como de sustrato: roca madre, piedras grandes, piedras pequeñas, arena, arcilla y limo; además se caracterizaron las clases de corrientes presentes (lentas, rápidas, piscinas), materiales vegetales presentes y el porcentaje de sombra sobre la quebrada. Cada variable fue evaluada por porcentaje presente en el tramo de muestro.

3.4.3 Descripción de la aplicación del Índice biológico BMWP-CR de calidad del agua utilizado en Costa Rica

El índice de calidad **BMWP-CR** (*Biological Monitoring Working Party modificado para Costa Rica*) es un método rápido de valoración de la calidad biológica de un cuerpo de agua, que utiliza los macroinvertebrados como indicadores (Roldan, 1998). En base a

investigaciones realizadas en Costa Rica, se adaptó el Índice BMWP de acuerdo a los macroinvertebrados existentes en ríos y quebradas del país.

El BMWP es utilizado para reflejar el impacto de la contaminación orgánica e inorgánica como resultado de la eliminación de residuos o desechos de fincas. Este sistema de valoración requiere únicamente información a nivel de familia, el cual no es específico para ninguna captación de agua o área geográfica determinada y los datos son cualitativos (presencia o ausencia), (Bartram y Ballance, 1996).

Las familias más sensibles en Costa Rica son Perlidae, Lepidostomatidae, Odontoceridae, Hydrobiosidae, Ecnomidae, Oligoneuriidae, entre otros, las cuales reciben un puntaje de 10; en cambio las familias más tolerantes como Syrphidae y Oligochaeta, reciben un puntaje de 1 (MINAE, 2003). La suma del puntaje de todas las familias presentes en la muestra, resulta en el puntaje total para el BMWP-CR. Los valores asignados para cada familia de macroinvertebrados acuáticos se presentan en el Anexo 3.

La clasificación de las aguas según este índice adquiere valores comprendidos entre 0 y un máximo indeterminado que no suele superar 200 (Cuadro 5). Se establecieron 6 clases de calidad para el agua, descritas a continuación.

Cuadro 5. Puntaje según el Índice BMWP-CR de calidad de agua para los cuerpos de agua superficiales de Costa Rica

NIVEL DE CALIDAD DEL AGUA	BMWP	Color
<i>De calidad excelente</i>	>120	Azul
<i>De calidad buena, no contaminadas o no alteradas de manera sensible</i>	101-120	Azul
<i>De calidad regular, eutrofia, contaminación moderada</i>	61-100	Verde
<i>De calidad mala, contaminadas</i>	36-60	Amarillo
<i>De calidad mala, muy contaminadas</i>	16-35	Naranja
<i>De calidad muy mala extremadamente contaminadas</i>	<15	Rojo

Fuente: Bartram y Ballance (1996)

3.5 Caracterización vegetal de los sitios de muestreo

Se estableció una parcela rectangular de 50 m x 10 m (0,05 ha) de cada lado de la quebrada, a la altura del punto de muestreo del agua. Para caracterizar la vegetación con dap (diámetro en centímetros a la altura del pecho) mayor a 10 cm se trazó una línea en el centro de la parcela (5m) y se tomaron los datos de árboles que se encuentren a 1 m de cada lado de esta línea, en el tramo de los 50m de largo de la parcela (Sáenz, 2004). A cada individuo encontrado se le midió el dap y se registró el nombre común, con la ayuda de los propietarios de las fincas.

Con un densiómetro en cada parcela de muestreo se midió la densidad promedio de sombra, para lo cual se ubicaron cinco puntos en la parcela, el primero en el centro de la parcela y los cuatro puntos restantes en dirección de las dos esquinas opuesta del punto central (Saenz, 2004).

Finalmente en cada parcela se tomaron datos de la altura de la cobertura viva del suelo (malezas y pastos) y el porcentaje promedio de esta cobertura, con un marco metálico de 50 cm x 50 cm (0,25 m²), colocado al azar dentro de la parcela, en dirección zigzagonal, tomando 25 datos para altura y porcentaje de cobertura. Esta información fue clasificada y se obtuvo datos promedio para cada sitio de muestreo. Los valores correspondientes para cada sitio fueron utilizados para un análisis integral de la variación en la calidad del agua, relacionando factores físicos, ambientales y humanos.

Para obtener información de la actividad humana en la subcuenca, se visitó a los productores en su finca para conocer la forma como desarrollan las actividades productivas y el manejo del pastoreo.

3.6 La percepción comunitaria en la problemática del agua

La situación de la calidad del agua en nacientes y quebradas, requiere ser tratada a nivel micro y macro, donde la participación permanente de la comunidad, es clave en la toma de decisiones. Esto facilita impulsar a nivel local, actividades conjuntas para la protección y conservación de las fuentes de agua y se promueve un manejo sostenible de la finca, con especial atención en la zona de recarga.

En el mes de septiembre de 2005 se organizó un taller participativo denominado “El agua en mi finca”, en el salón comunal de Cerrillos, con una asistencia de 20 personas en su mayoría moradores de esa comunidad, quienes aportaron importante información referente a la problemática planteada.

El objetivo del taller fue conocer cual es la percepción de los productores y moradores de la comunidad sobre la situación actual de sus fuentes de agua y las propuestas que podrían ponerse en marcha para disminuir el impacto negativo de las actividades productivas sobre la calidad del agua. En el Cuadro 6 se presenta el cronograma utilizado para el taller. La metodología de trabajo que se aplicó fue adaptada de la propuesta de Geilfus (1997) y se dividió en tres etapas:

1. Introducción del taller y la temática a tratar. Se explicó la justificación del trabajo y la necesidad de que la comunidad tome acciones que promuevan la conservación y protección del recurso hídrico. Para ello, se presentó información a nivel mundial, regional y nacional acerca de la situación actual y las principales fuentes de contaminación del agua.
2. Lluvia de ideas de los participantes: con el objetivo de identificar el problema de la contaminación del agua en las fincas, se promovió una lluvia de ideas para definir las principales causas de esa contaminación. Esto permitió identificar las causas más relevantes y comunes para ser analizadas en grupo.
3. Elaboración de una matriz de evaluación de soluciones. Una vez identificadas las principales causas de contaminación, se elaboró una matriz para evaluar soluciones en base de las propuestas trabajadas en grupo (4 a 5 participantes).

Cuadro 6. Cronograma de trabajo aplicado para el taller participativo “Calidad del agua en mi finca” en el salón comunal de Cerrillos, Esparza

Hora	Actividad	Metodología	Materiales	Observaciones
2:00 pm	Bienvenida e Introducción al tema	Presentación de la información general a nivel mundial y de Costa Rica sobre la contaminación del agua	Retroproyector	
2:15pm	Información general sobre estudio realizado	Presentación de objetivos y la metodología aplicada	Retroproyector, papelógrafos	
2:45 pm			Pizarra, marcador	
3:00 pm	Trabajo grupal: Principales causas de la contaminación del agua	Lluvia de ideas en grupo	Papelógrafos y marcadores	
3:00 pm			Pizarra, tarjetas, marcadores, papelógrafos	Depende del número de participantes
3:40pm	Discusión de la problemática de las fincas, en base de los resultados presentados	Discusión en grupos según la cantidad de personas. Priorización de las causas con mayor impacto en la contaminación del agua	Papelógrafos tarjetas	Se elegirán solo 5 causas principales
4:15 pm	Propuestas del grupo para proteger las fuentes de agua	Exposición de un representante por grupo	Papelógrafos, marcadores	Registrar todas las observaciones, con ayuda de un asistente
5:00 pm	Análisis propuesta de cada grupo y la posibilidad de ponerlas en práctica	Aplicación de la Matriz de evaluación de soluciones		Participación de todos los presentes en la decisión
5:45 pm	Conclusiones	Cada participante aportó su conclusión sobre el trabajo	Libreta para tomar nota	

3.7 Análisis estadístico de los resultados

La investigación se fundamentó en una estrategia de muestreo, en donde se seleccionaron las diferentes características de sitio en las quebradas. Para el análisis estadístico de los datos se aplicó un modelo matemático denominado como Diseño de Bloques Incompletos al Azar (DBIA, algunos tratamientos no se presentaron en todas las quebradas); en donde cada quebrada representa un bloque y cada bloque contiene a los sitios de muestreo que fueron denominados Tratamientos, así: Naciente, Bosque, Potrero y Establo; además se consideró la frecuencia de muestreo como repeticiones en el tiempo, así: época seca, transición y lluvia. Se realizó un análisis de varianza de las variables físico-químicas, considerando el efecto de tratamiento, época y la interacción

tratamiento*época. Se aplicó la prueba de Duncan para detectar diferencias significativas entre medias de los tratamientos y épocas.

El siguiente fue el modelo matemático para el análisis de varianza:

$Y_{ijk} = \mu + B_i + T_j + E_k + TE_{jk} + e_{ijk}$. Donde: μ es la media general; B_i es el efecto de bloque; T_j es el efecto principal de tratamiento; E_k es el efecto principal de época; TE_{jk} es la interacción del tratamiento j por la época k en el bloque i ; y finalmente e_{ijk} que es el error experimental.

Con base en los resultados del índice biológico BMWP-CR se efectuó un análisis de conglomerados con el programa estadístico Statistical Analysis Systems. Para observar las variables que fueron el criterio de agrupación de los conglomerados se aplicó un análisis de varianza usando un modelo irrestricto al azar que consistió en: $Y_{ij} = \mu + T_i + e_{ij}$. Donde: T_i = conglomerados y e_{ij} = el error experimental.

Además se realizó un análisis de varianza de los siguientes índices de diversidad, teniendo en cuenta la unidad taxonómica de familia, así: el Índice de Diversidad de Shannon-Weaver, el cual expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección. Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra; así, adquiere valores de 9 cuando hay una sola especie y el logaritmo de S , cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988).

La ecuación planteada para este índice es: $I = (N \log N / \sum fi)$, donde N es el total de especies registradas, fi es la frecuencia de individuos registrada para la especie.

El Índice de dominancia de Simpson muestra la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Está dado por la ecuación $I = 1 / (\sum Pi)^2$. Donde Pi es la abundancia proporcional de la especie i , entendido como el número de individuos de la especie i , dividido entre el número total de individuos de la

muestra. Como su valor es inverso a la equidad, la diversidad se calcula como 1 menos el valor de la ecuación obtenida (Magurran, 1988).

Luego se aplicó el Análisis de Correlación de Pearson con el fin de determinar si los parámetros de calidad físico-químicos con el índice biológico "BMWP-CR" tenían alguna relación en los resultados obtenidos.

Finalmente se aplicó un análisis multivariado por Componentes Principales, incluyendo las variables de calidad físico-químicas, Índice de Calidad "Prati", Índice BMWP-CR, características de la quebrada, tipo de corrientes dentro del cauce, cobertura del dosel, cobertura del suelo, actividades humanas (vivienda, vertidos de vivienda) y características del pastoreo, con el fin de ubicar los factores que influyeron más en la variación de los resultados.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Análisis de las variables físico-químicas de calidad de agua

4.1.1 Resumen de los resultados de los parámetros físico-químicos del agua en las quebradas tributarias del Río Jabonal

Para este análisis se consideraron 13 parámetros físico-químicos de calidad del agua tomados en las tres épocas, pero su número varió de acuerdo a las condiciones y caudal de los sitios de muestreo. Así, se tomaron 15 muestras en las nacientes, 19 en los bosques, 29 en potreros o pasturas y 5 en establos. Estas muestras se distribuyeron en 11 por la época seca, 29 en transición y 28 en época de lluvia. Los datos obtenidos de los parámetros físico-químicos del agua se incluyen en el Anexo 4.

El Cuadro 7 presenta el resumen de los valores registrados en las nacientes de las quebradas en estudio, en donde se tomaron 15 muestras, de las cuales solo una fue tomada en época seca, siete en época de transición y siete en época lluviosa. Se observó que el DBO_5 se mantuvo debajo del nivel crítico del agua para consumo humano ($<5 \text{ mg/l}$) en las tres épocas de muestreo. La concentración del DQO se incrementó en la naciente de la quebrada Q-224 (48 mg/l) en la época de transición, el cual excedió el valor crítico de agua para consumo ($<20 \text{ mg/l}$). En cuanto a la dureza total del agua, en este punto los valores registrados son indicadores de aguas blandas ($<100 \text{ mg/l CaCO}_3$).

La concentración de coliformes fecales tuvo variaciones, así el mínimo fue registrado en la naciente de la quebrada Q-209 ($17\text{NMP}/100 \text{ ml}$) en la época de transición, sitio del que el agua se toma para consumo humano. Por otro lado la concentración más alta de coliformes fecales fue en la naciente Q-218 ($1600\text{NMP}/100 \text{ ml}$), donde el agua no se usa para consumo humano, pero es apta para riego y bebida del ganado, lo cual coincide con el uso actual del agua en este sitio.

La concentración del oxígeno disuelto en época seca ($5,4 \text{ mg/l}$) fue menor al mínimo requerido para el desarrollo de las comunidades acuáticas ($6,5 \text{ mg/l}$). Esta concentración

se incrementó en las épocas de transición y de lluvia, pero fue evidente que el mínimo caudal limitó la concentración de oxígeno en los primeros 50 metros de la quebrada.

Cuadro 7. Resumen de la concentración de los parámetros físico-químicos del agua registrados en las nacientes de quebradas tributarias del Río Jabonal

Variable	Época Seca n=1			Época de Transición n=7			Época de Lluvia n=7		
	Media	Mín	Máx	Media	Mín	Máx	Media	Mín	Máx
DBO ₅ (mg/l)	2	2	2	2,1 ±0,3	2	2,9	2± 0,0	2	2
DQO (mg/l)	16	16	16	23,9±13,7	16	48	16± 0,0	16	16
Dureza (mg/l CaCO ₃)	97	97	97	49 ±37	19,9	131	4 ±13	28	66
Fósforo (mg/l)	0,15	0,15	0,15	0,08 ±0,05	0,01	0,13	0,17 ±0,26	0,03	0,75
Nitratos (mg/l)	0,8	0,8	0,8	0,8 ±0,0	0,8	0,8	0,8 ±0,0	0,8	0,8
pH	7,6	7,6	7,6	7,1± 0,5	6,68	8,18	7,1± 0,4	6,35	7,59
Sólidos suspendidos (mg/l)	sd	sd	sd	16,1±13,9	8	38	12± 6,8	8	22
Sólidos sedimentables (ml/l)	0,1	0,1	0,1	0,14± 0,08	0,1	0,3	0,1 ±0,0	0,1	0,1
Turbiedad UNT	0,4	0,4	0,4	0,86± 0,42	0,4	1,68	1,01± 1,24	0,4	3,77
Coliforme total (NMP/100ml)	900	900	900	921±638	300	1600	1232±483	430	1600
Coliforme fecal (NMP/100m)	900	900	900	428 ±531	17	1600	151 ±172	11	500
Temperatura Agua °C	24,8	24,8	24,8	22,6± 1,6	20	24,7	22,3 ±1,8	19	24,1
Oxígeno disuelto (mg/l)	5,4	5,4	5,4	6,9 ±1,1	5,2	8,5	7,2±0,8	6	8,3

n= número de muestras, sd= sin datos; DBO₅= Demanda Bioquímica de Oxígeno; DQO= Demanda Química de Oxígeno

En el Cuadro 8 se presenta el valor promedio de la concentración de los parámetros físico-químico del agua registrado en las quebradas a la altura de los bosques riparios, en donde se tomaron tres muestras en época seca, ocho muestras en época de transición y ocho en época de lluvia. La concentración de coliformes totales fue más alta en las épocas de transición y de lluvia (1600 NMP/100ml). La contaminación por coliformes

fecales fue más variada, observándose un mínimo de 50 NMP/100ml en la quebrada Q-218 y un máximo de 1600 NMP/100ml en el punto tomado en la quebrada Q-209.

Los parámetros que presentaron mayor variación en su concentración fueron la DQO en la época de transición en la quebrada Q-224 (57,2 mg/l), el valor mínimo (16 mg/l) se registró en los bosques restantes. La dureza total se incrementó en la época lluviosa (121,50 mg/l) en la quebrada Q-224 (121,50 mg CaCO₃/l). Los sólidos suspendidos fueron más altos en la época lluviosa (116 mg/l) producto de la escorrentía, valor registrado en la quebrada Q-224.

Cuadro 8. Resumen de la concentración de los parámetros físico-químicos del agua registrados en los bosques riparios de quebradas tributarias del Río Jabonal

Variable	Epoca seca n=3			Epoca de transición n= 8			Epoca de lluvia n=8		
	Media	Mín	Máx	Media	Mín	Máx	Media	Mín	Máx
DBO ₅ (mg/l)	2± 0	2,0	2,0	2,2± 0,3	2,0	2,7	2,1± 0,3	2,0	2,8
DQO (mg/l)	16 ±0	16,0	16,0	24,6± 16,5	16,0	57,2	16 ±0,0	16,0	16,0
Dureza (mg/l CaCO ₃)	60± 12	46,6	69,9	50,4± 16,3	22,7	66,3	56,6 ±29	27,1	121,5
Fósforo (mg/l)	0,09± 0,1	0,0	0,2	0,08 ±0,1	0,0	0,2	0,11± 0,1	0,0	0,3
Nitratos (mg/l)	0,8 ±0,0	0,8	0,8	3,6±8,2	0,8	23,9	0,9± 0,2	0,8	1,2
pH	7,6± 0,4	7,4	8,0	7,6± 0,4	7,2	8,2	7,6 ±0,4	7,1	8,2
Sólidos suspendidos (mg/l)	sd	sd	sd	9,2± 3,5	8,0	18,0	24,5 ±37,4	8,0	116,0
Sólidos sedimentable (ml/l)	0,1 ±0,0	0,1	0,1	0,1± 0,0	0,1	0,1	0,1± 0,0	0,1	0,2
Turbiedad UNT	0,4± 0,0	0,4	0,4	0,8 ±0,5	0,4	1,7	1,7 ±1,5	0,4	4,3
Coliforme total (NMP/100ml)	1110 ±848	130	1600	1.600 ±0	1.600	1.600	1.600 ±0	1.600	1.600
Coliforme fecal (NMP/100m)	196± 130	50	300	627 ±477	220	1600	425 ±563	24	1.600
Temperatura Agua °C	23± 2	22	25	23± 2	21,3	28,0	22,98 ±1,6	21,0	25,0
Oxígeno disuelto (mg/l)	7,2± 0,5	7,0	7,8	7,3 ±1,6	4,9	9,6	8,44± 0,7	7,2	9,2

n= número de muestras, sd= sin datos; DBO₅= Demanda Bioquímica de Oxígeno; DQO= Demanda Química de Oxígeno

El Cuadro 9 muestra un resumen de las concentraciones de los parámetros físico-químicos del agua, tomados a la altura de los potreros, en los que se tomaron 29 muestras, distribuidas en 6 muestras en época seca, 12 en época de transición y 11 en época de lluvia.

El valor más alto en este sitio de muestreo fue la dureza total en la quebrada Q-213, (147,5 mg CaCO₃/l), la cual descendió en la época lluviosa (129,9 mg CaCO₃/l), en la misma quebrada. En estos dos casos el agua se denomina “dura” por el elevado contenido de carbonatos de calcio disponibles, provenientes de los vertidos de viviendas, detergentes y lavados de establos.

Los sólidos suspendidos variaron entre 8 mg/l en época seca y 552 mg/l en época lluviosa, registrándose este último valor en la quebrada Q-213 que se encuentra en terreno con constantes deslizamientos, producto de la escorrentía que resume aguas arriba de este sitio.

Los coliformes fecales y totales tuvieron mucha variabilidad en este tratamiento, con un rango entre 110 y 1600 NMP/100ml, donde los valores más bajos se registraron en los potreros de la quebrada Q-213, en la época de transición y lluviosa (210 y 220 NMP/100 ml), debido posiblemente al efecto de la aplicación de herbicida en los potreros de esta finca, por lo cual también se suspendió el pastoreo de animales, cuyo efecto se ve reflejado en la baja concentración de bacterias fecales.

Cuadro 9. Resumen de la concentración de los parámetros físico-químicos del agua registrados en potreros de quebradas tributarias del Río Jabonal

Variable	Epoca seca n=6			Epoca de transición n=12			Epoca de lluvia n=11		
	Media	Mín	Máx	Media	Mín	Máx	Media	Mín	Máx
DBO ₅ (mg/l)	2,0± 0,0	2,0	2,0	2,1± 0,3	2,0	2,8	2,0 ±0,0	2,0	2,0
DQO (mg/l)	16 ±0	16,0	16,0	34,7± 47	16,0	181,9	16,0 ±0,0	16,0	16,0
Dureza (mg/l CaCO ₃)	95± 4	53	147	84,2±38,2	33,1	130,6	78,1±40,7	23,4	129,9
Fosforo (mg/l)	0,1 ±0,0	0,1	0,2	0,1± 0,1	0,0	0,3	0,1 ±0,2	0,0	0,6
Nitratos (mg/l)	1,8 ±1,8	0,8	5,2	0,8 ±0,0	0,8	0,8	0,8 ±0,0	0,8	0,8
pH	7,7± 0,6	7,0	8,5	7,8± 0,4	7,1	8,4	7,7± 0,5	7,0	8,5
Sólidos suspendidos (mg/l)	sd	sd	sd	26,1±25,1	8,0	76,0	77,6 ±162	8,0	552,0
Sólidos sedimentables (ml/l)	0,2± 0,1	0,1	0,4	0,1 ±0,2	0,1	0,8	0,1 ±0,3	0,1	1,0
Turbiedad UNT	sd	sd	sd	2,1 ±1,9	0,4	6,3	1,1± 0,7	0,4	2,2
Coliforme total (NMP/100ml)	1483 ±285	900	1600	1502±337	430	1600	1536±211	900	1600
Coliforme fecal (NMP/100m)	708± 545	110	1.600	743 ±654	22,0	1.600	684±544	21	1.600
Temperatura Agua °C	25,4±2,3	22,0	28,5	23,9 ±2,6	21,0	29,1	27,2 ±2,5	22	32
Oxígeno disuelto (mg/l)	5,1± 1,5	3,2	7,1	7,0± 1,4	4,8	9,2	6,8 ±0,9	5,4	8,3

n= número de muestras; sd= sin datos; DBO₅= Demanda Bioquímica de Oxígeno; DQO= Demanda Química de Oxígeno

El Cuadro 10 resume los resultados obtenidos para los parámetros físico-químicos tomados aguas abajo de los establos. Se tomaron cinco muestras en este sitio, una en época seca, dos en época de transición y dos en época de lluvia.

La concentración de fósforo registrado en la época de lluvia fue 0,48 mg/l en la quebrada Q-222, valor que fue el más alto con respecto a los tratamientos mencionados anteriormente. Los sólidos suspendidos y sedimentables incrementaron su concentración en la época de transición, valor que disminuyó en la época de lluvia. Finalmente se observaron variaciones importantes en la concentración de los coliformes fecales,

conforme cambia la época climática, su valor se incrementó, evidenciando una alta contaminación por bacterias en este sitio.

Los parámetros DBO₅, DQO, nitratos, pH, dureza total y turbiedad no registraron cambios en su concentración que puedan ocasionar daños en la salud humana.

Cuadro 10. Resumen de la concentración de los parámetros físico-químicos del agua registrados en los establos de quebradas tributarias del Río Jabonal

Variable	Epoca seca n=1			Epoca de transición n=2			Epoca de lluvia n=2		
	Media	Mín	Máx	Media	Mín	Máx	Media	Mín	Máx
DBO ₅ (mg/l)	2	2	2	2±0,0	2	2	2±0,0	2	2
DQO (mg/l)	16	16	16	16±0,0	16	16	16±0,0	16	16
Dureza (mg/l CaCO ₃)	77,7	77,7	77,7	53,6±7,2	48,5	58,7	47,65±2,6	45,8	49,5
Fosforo (mg/l)	0,07	0,07	0,07	0,57±0,6	0,1	1,04	0,26±0,3	0,05	0,47
Nitratos (mg/l)	0,8	0,8	0,8	0,8±0,0	0,8	0,8	0,8±0,0	0,8	0,8
pH	7,78	7,78	7,78	7,48±0,4	7,16	7,8	7,63±0,2	7,43	7,82
Sólidos suspendidos (mg/l)	sd	sd	sd	26±0,0	26	26	8±0,0	8	8
Sólidos sedimentables (ml/l)	0,1	0,1	0,1	0,1±0,07	0,1	0,2	0,1±0,0	0,1	0,1
Turbiedad UNT	sd	sd	sd	1,01±0,6	0,55	1,47	0,99±0,3	0,78	1,19
Coliforme total (NMP/100ml)	2400	2400	2400	1600±0	1600	1600	1600±0	1600	1600
Coliforme fecal (NMP/100m)	50	50	50	910±975	220	1600	1600±0	1600	1600
Temperatura Agua °C	23,5	23,5	23,5	23,3±0,14	23,2	23,4	26,5±3,5	24	29
Oxígeno disuelto (mg/l)	5,2	5,2	5,2	5,1±0,0	5,1	5,1	6,0±1,4	5	7,1

n= número de muestras; sd= sin datos; DBO₅= Demanda Bioquímica de Oxígeno; DQO= Demanda Química de Oxígeno

4.1.2 Resultados del Análisis de Varianza de parámetros de calidad de agua

El Cuadro 11 resume los resultados del análisis de varianza (ANAVA) para los parámetros de calidad indicados, en donde se observó diferencias significativas entre bloques para los parámetros DBO₅, DQO, Dureza total, pH, temperatura del agua, turbiedad, O₂D. Además se observaron diferencias significativas entre tratamientos (naciente, bosque, potrero y establo), en fósforo, pH, coliformes totales, temperatura del agua, turbiedad. El oxígeno disuelto tuvo diferencias significativas entre los tratamientos y en las épocas de muestreo.

Se encontraron diferencias significativas al analizar el Índice de calidad (ICA) entre tratamientos. Hubo diferencia significativa en la temperatura del agua entre los tratamientos y en la interacción tratamiento*epoca.

Los resultados del análisis estadístico fueron considerados con un nivel de significancia de $p < 0,05$.

Cuadro 11. Resumen de los resultados del análisis de varianza de los parámetros físico-químicas del agua.

VARIABLE	BLOQUE		TRATAMIENTO		EPOCA		TRAT*EPOCA		
	CV	F	P<0.05	F	P<0.05	F	P<0.05	F	P<0.05
DBO ₅	9,52	3,24	0,005 *	1,95	0,134	2,71	0,076	0,32	0,983
DQO	11,43	3,36	0,0039 *	2,05	0,118	2,80	0,070	0,33	0,916
Dureza	7,83	9,24	<0,001 *	2,08	0,114	2,72	0,076	0,66	0,680
Fósforo	115,92	1,70	0,1229	2,79	0,050 *	1,04	0,360	1,31	0,2727
Nitratos	234,73	1,17	0,334	0,23	0,872	0,30	0,742	0,61	0,723
pH	4,36	6,47	<0,001 *	5,61	0,002 *	0,39	0,6816	0,46	0,830
Coliformes totales	6,14	1,26	0,284	3,98	0,013 *	0,56	0,574	1,59	0,171
Coliformes fecales	23,33	1,88	0,5397	1,10	0,358	0,26	0,77	2,37	0,044
Temperatura agua	8,38	2,145	0,048 *	3,55	0,021 *	2,22	0,119	2,41	0,040 *
Sólidos suspendidos	38,58	0,90	0,525	1,85	0,154	0,32	0,572	0,51	0,679
Sólidos sedimentables	109,26	0,82	0,587	0,17	0,918	0,07	0,928	0,07	0,998
Turbiedad	79,89	3,32	0,005 *	0,82	0,489	0,85	0,434	1,85	0,137
O ₂ D	12,86	5,91	<0,0001 *	6,85	0,0009 *	6,86	0,0024 *	1,61	0,165
ICA	34,28	0,88	0,5393	5,84	0,0017*	1,81	0,173	0,09	0,997

Bloque= quebrada; Tratamiento= naciente, bosque, potrero, establo; Epoca= seca, transición, lluvia; Trat*epoca= interacción tratamiento y época; CV= coeficiente de variación; F= frecuencia absoluta; P= probabilidad estadística; DBO₅= Demanda Bioquímica de Oxígeno; DQO= Demanda Química de Oxígeno; pH= Potencial de hidrógeno; O₂D= Oxígeno disuelto; ICA= Índice de Calidad del agua

4.1.2.1 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)

Este parámetro no presentó diferencias significativas entre tratamientos ($p=0,134$); época ($p=0,076$), ni en la interacción tratamiento*epoca ($p=0,983$). Sin embargo, la prueba de Duncan mostró diferencias significativas entre épocas, registrando la época de transición una media de 2,15 mg/l, con el valor más alto durante el muestreo. La época lluviosa tuvo un valor medio de 2 mg/l DBO₅.

No se observaron diferencias entre los promedios de este parámetro al analizar los tratamientos, siendo los valores extremos en rango de concentración, 2,13 mg/l registrado en los bosques y 2 mg/l registrado en los establos. Los valores registrados de la DBO₅ en todos los tratamientos y épocas de monitoreo fue menor al nivel crítico establecido para agua de consumo humano en Costa Rica, que requiere valores menores a 5 mg/l de concentración de DBO₅, en aguas superficiales (ríos, quebradas, lagos) (MINAE, 2003).

El Cuadro 12 presenta las medias de la variable DBO₅ para cada tratamiento y época en que se tomaron las muestras. Por diferencia de medias (no significativa), en los establos se encontró la menor concentración de DBO₅. La variación entre la concentración del DBO₅ entre las épocas se muestra en la Figura 2 donde la mayor concentración se observó en la época de transición, la cual disminuyó al valor mínimo en la época de lluvia.

Cuadro 12. Medias de la variable DBO₅ en mg/l por tratamiento y época.

tratamiento	n	Media mg/l	Error. Estándar	Duncan	Epoca	n	Media mg/l	Error Estándar	Duncan
Bosque	19	2,1	±0,06	A	Transición	29	2,15	±0,05	A
Naciente	15	2,0	±0,07	A	Lluvia	28	2,03	±0,03	AB
Potrero	29	2,0	±0,03	A	Seca	11	2,00	±0,00	B
Establo	5	2,0	±0,00	A					

Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0,05$).

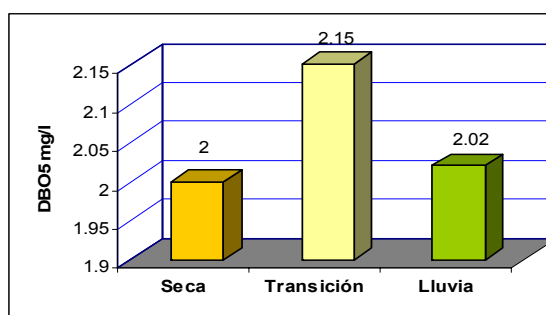


Figura 2 Variación del DBO₅ del agua en mg/l por épocas

Las principales fuentes de contaminación que afectan la variación en la DBO₅ es la concentración de material orgánico (hojarasca, residuos vegetales en general), que predomina en bosques riparios, donde se requiere una mayor demanda de oxígeno para descomponer este material (Hooda 2000). Lo anterior concuerda con estudios de Heartsill

(2003) que relacionó positivamente la cobertura arbórea con la DBO_5 y con la concentración de oxígeno disuelto en el agua. García (2003) determinó que sitios con predominio de potreros, cultivos y bosques, demandan altas cantidades de oxígeno para oxidar la materia orgánica.

4.1.2.2 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Esta variable fue transformada con logaritmo natural para cumplir con los supuestos distribucionales. No se encontraron diferencias significativas entre tratamientos ($p=0,11$); tampoco hubo diferencias entre épocas ($p=0,070$), ni en la interacción tratamiento*época ($p=0,916$).

El Cuadro 13 resume las medias de este parámetro, que no mostraron diferencia significativa entre tratamientos, pero sí presentaron diferencias significativas entre épocas.

Cuadro 13. Medias de la variable DQO en mg/l por tratamiento y época

Tratamiento	n	Media mg/l	Error estándar	Duncan	Epoca	n	Media mg/l	Error estándar	Duncan
Potrero	29	23,7	±5,8	A	Transición	29	28,0	±5,99	A
Naciente	15	19,7	±2,5	A	Lluvia	28	16,0	±0,00	AB
Bosque	19	19,6	±2,5	A	Seca	11	16,0	±0,00	B
Establo	5	16,0	±0,0	A					

Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre medias ($=<0.05$).

La época de transición presentó mayor demanda de oxígeno (28,08 mg/l) para la descomposición bioquímica de la materia tanto orgánica como inorgánica, mientras que esta demanda disminuyó a 16 mg/l en la época seca. La concentración máxima de DQO permitida para agua de consumo humano es 20 mg/l en aguas superficiales. Se encontró que en los potreros la demanda química de oxígeno es mayor siendo en este sitio donde el agua solo puede utilizarse para actividades agropecuarias y bebida del ganado. En la época de transición los niveles fueron más altos, lo cual da información de cuales son los lugares donde se concentra mayor contaminación.

Los niveles altos en la DQO se asocian al incremento del pastoreo, la concentración demográfica, vertidos orgánicos e inorgánicos, al aporte de material vegetal de los bosques, según Hooda *et al* (2000).

La DQO siempre registra valores más altos que el DBO₅, puesto que muchas sustancias orgánicas de aguas residuales y contaminación difusa, pueden oxidarse químicamente, más no biológicamente (Doran y Linn 1979).

4.1.2.3 Dureza total

Se encontraron diferencias significativas entre los bloques ($p < 0,001$). No se encontró diferencias significativas de la variable dureza total entre tratamientos ($p = 0,114$), tampoco entre época ($p = 0,076$) ni en la interacción tratamiento*época ($p = 0,680$). En el Cuadro 14 se presenta el resumen de la prueba de Duncan. Se observaron diferencias significativas en las medias de los tratamientos, siendo a la altura de los potreros donde se registró la mayor concentración de carbonatos de calcio y magnesio, reflejados en el nivel de dureza total (84,14 mg CaCO₃/l); este valor se diferenció de los establos, bosques y nacientes. Esta diferencia significativa también se registró en la época seca (84,3 mg CaCO₃/l).

La Figura 3 muestra la variación de los niveles de dureza total conforme se presenta la época de lluvia, evidenciando que la mayor carga contaminante que ingresa a los cuerpos de agua, se dio en la época de transición.

A pesar de que la dureza no tiene efecto en la seguridad del agua para consumo humano, puede resultar en la acumulación de sarro (mayormente carbonatos de Magnesio, Hierro y Calcio) en la tubería de distribución del agua, lo cual afectaría el transporte del agua hacia abrevaderos en los potreros. El agua con más de 100 mg CaCO₃/l es considerada dura.

Cuadro 14. Medias de la variable Dureza en mg CaCO₃/l por tratamiento

Tratamiento	N	Media mg/l CaCO ₃	Error estándar	Duncan
Potrero	29	84,1	±7,2	A
Establo	5	56,0	±5,8	B
Bosque	19	54,6	±4,9	B
Naciente	15	49,8	±7,5	B

Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0.05$).

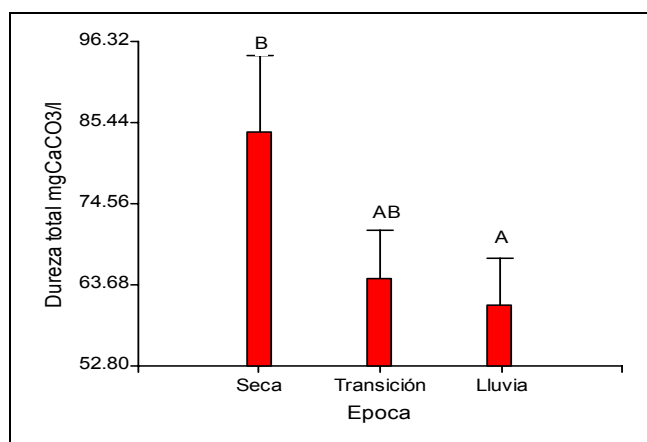


Figura 3. Variación de la dureza entre épocas

4.1.2.4 Fósforo total mg/l

El fósforo total presentó diferencias significativas entre tratamientos ($p=0,05$); pero no entre épocas ($p=0,36$) ni en la interacción tratamiento*época ($p=0,272$). El Cuadro 15 presenta los valores de la media para este parámetro, donde los establos con el valor más alto (0,34 mg/l) se diferencian de los demás tratamientos. En los bosques se encontró la menor concentración de fósforo (0,09 mg/l) y no se observaron diferencias significativas entre épocas.

La Figura 4 muestra la variación de la concentración de fósforo a medida que se desciende aguas abajo de la naciente, siendo su valor máximo registrado en los establos.

Cuadro 15. Medias de la variable fósforo total (mg/l) por tratamiento y época

Tratamiento	n	Media mg/l	Error estándar	Epoca	n	Media mg/l	Error estándar	Duncan
Establo	5	0,35	±0,19	Lluvia	28	0,15	±0,03	A
Naciente	15	0,13	±0,05	Transición	29	0,12	±0,03	A
Potrero	29	0,12	±0,02	Seca	11	0,11	±0,02	A
Bosque	19	0,09	±0,02					

Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0.05$).

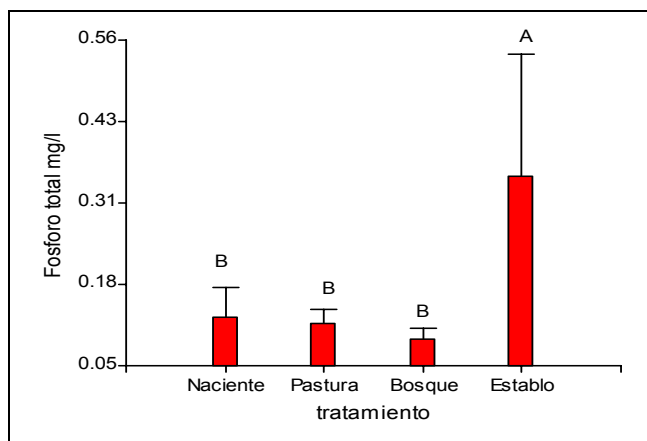


Figura 4. Variación del fósforo total mg/l por tratamientos

Los resultados indicaron que la concentración de fósforo en las nacientes (0,11mg/l), excede el límite permitido para el agua de consumo humano; ésta concentración disminuye en el bosque (0,09 mg/l) y se incrementa nuevamente en las pasturas (0,11mg/l). Sin embargo, la mayor concentración se observó en sitios cerca de los establos (0,34 mg/l). Al ser la concentración de estiércol y los vertidos de viviendas y establos las principales fuentes de nutrientes ubicados cerca de las quebradas, esta alta concentración se observó en las pasturas y establos, sitios más afectados por esta actividad.

También se observó que en el bosque ripario disminuyó la concentración de fósforo, pudiendo ser un efecto de la acción buffer o filtro de la franja riparia, que puede atrapar nutrientes, efecto indicado por Schultz *et al.* (2004), quien registró que en bosques riparios la concentración de fosfatos del agua puede disminuir hasta un 40% con respecto a zonas con predominio de pasturas nativas y mejoradas. El incremento del fósforo en las pasturas pudo ser consecuencia del crecimiento de fitoplancton que acelera la

eutrofización, por la invasión de pasturas en el cauce y la presencia de plantas acuáticas, pues milésimas de miligramo de fósforo pueden activar el crecimiento masivo, incrementando su concentración en el agua, lo cual afecta la estructura del ecosistema acuático (Roldán 2003).

Los niveles de concentración de fósforo total en el agua de las nacientes fue mayor al nivel crítico requerido para consumo humano, pudiendo ser un problema que afecte la salud humana, puesto que en varias nacientes se utiliza el agua para consumo de las viviendas, siendo evidente una contaminación por nutrientes que pudieron ser arrastrados por los residuos y material orgánico de escorrentía de los potreros que se encuentran en los sitios altos de las nacientes.

La concentración de fósforo en el agua en los bosques riparios, es menor al límite permitido para consumo humano en Costa Rica, pues el reglamento correspondiente recomienda concentraciones menores a 0,1mg/l de fósforo total para fuentes de agua superficiales (MINAE 2003). En los demás tratamientos este valor supera el mínimo requerido, al igual que en las diferentes épocas de muestreo.

La mayor movilidad del fósforo se observó en la época lluviosa con valores que excedieron el límite máximo para consumo. Sin embargo, no se encontraron valores mayores a 1mg/l que indicarían niveles altos de contaminación por fósforo (Hooda, 2000). En época seca se registró 0,10mg/l de fósforo total y en la época lluviosa 0,14mg/l.

4.1.2.5 Nitratos mg/l

No se encontraron diferencias significativas en el análisis de esta variable, así entre tratamientos ($p=0.334$), época ($p=0,681$), ni en la interacción tratamiento*época ($0,723$).

En el Cuadro 16 se muestra la variación entre las medias de los tratamientos y épocas, en donde no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos ni entre épocas.

Cuadro 16. Medias de la variable nitratos en mg/l por tratamiento y época

Tratamiento	n	Media mg/l	Error estándar	Duncan	Epoca	n	Media mg/l	Error estándar	Duncan
Bosque	19	2,0	±1,2	A	Transición	29	1,6	±0,8	A
Potrero	29	1,0	±0,1	A	Seca	11	1,3	±0,4	A
Naciente	15	0,8	±0,0	A	Lluvia	28	0,8	±0,0	A
Establo	5	0,8	±0,0	A					

Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0,05$).

La principal fuente de nitratos en las pasturas son los fertilizantes nitrogenados y el estiércol del ganado (Menezes 2003); sin embargo, los resultados muestran que los bosques riparios presentaron el valor más alto 2,03 mg/l, cifra que pudo ser afectada por un valor extremo de concentración de nitrógeno determinado en la quebrada Q-218, donde el valor fue 23 mg/l de nitratos en la época de transición, que luego en época de lluvia registró 0,8mg/l en este mismo punto.

Para los demás bosques, los valores estuvieron por debajo de 0,1 mg/l. Aunque este estudio reveló valores más altos de nitratos en bosques (por un valor extremo), Lowrance et al (2002), determinó que los bosques riparios pueden retener o remover al menos 59% de la concentración de nitrógeno y 66% de fósforo proveniente de zonas de pastoreo, lo cual, sí se puede asociar con la baja concentración de fósforo encontrado en los bosques de este estudio. El valor extremo ubicado en el bosque (Q-218) pudo ser efecto de un error de muestreo por cercanía a la fuente de contaminación (Hooda *et al* 2000), o posiblemente pudo ser un error de laboratorio.

Se puede ver que las pasturas registraron una concentración de 1,0 mg/l de nitratos en el agua, lo cual pudo reflejar la mínima aplicación de fertilizantes químicos a las pasturas, siendo el estiércol del ganado la principal fuente de nutrientes que se utiliza en las fincas estudiadas. Además este valor es mayor en la época de transición (1,60 mg/l) que luego descendió a 0,83 mg/l en la época lluviosa lo cual reflejó un posible lavado del nutriente por mayor disolución en el agua.

Los valores encontrados no excedieron el límite permitido de concentración de nitratos (5 mg/l) para aguas superficiales de consumo humano en Costa Rica, (MINAE, 2003). Esta concentración de nitratos ofrece condiciones favorables para la vida acuática, pues según

Lemly (1982), concentraciones mayores a 25mg/l disminuyen la diversidad de especies de macroinvertebrados. Este es un elemento que se asoció con la presencia de macroinvertebrados en los bosques, ya que evidencia que un vertido puntual pudo haber afectado la concentración alta de nitrógeno. A pesar de ese valor la diversidad de insectos no sufrió mayor impacto, reflejado en el Índice BMWP.

4.1.2.6 pH

Esta variable presentó diferencias significativas entre tratamientos ($p=0,002$), pero no se encontró diferencia significativa entre épocas ($p=0,681$), ni en la interacción tratamiento*época ($p=0,830$). El Cuadro 17 resume el análisis de las medias de los tratamientos, donde las nacientes registran un pH de 7,1, diferenciándose significativamente de los demás tratamientos. Entre épocas no se encontraron diferencias significativas, según la prueba de Duncan.

Cuadro 17. Medias de la variable pH por tratamiento y época

Tratamiento	n	Media mg/l	Error estándar	Duncan	Epoca	n	Media mg/l	Error estándar	Duncan
Potrero	29	7,7	±0,1	A	Seca	11	7,6	±0,1	A
Bosque	19	7,6	±0,1	A	Transición	29	7,6	±0,1	A
Establo	5	7,6	±0,1	A	Lluvia	28	7,5	±0,1	A
Naciente	15	7,1	±0,1	B					

Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre medias ($p<0.05$).

En todos los tratamientos y las diferentes épocas, el pH del agua permaneció neutro, cumpliendo los requerimientos de concentración entre 6,5 y 8,5, para agua de consumo humano y para la conservación y estabilidad de los ambientes acuáticos (MINAE, 2003). La variación en el pH es consecuencia de la erosión que se incrementa con las actividades pecuarias que tienden a elevarlo (Wang 2000; Lemly 1982).

El ligero incremento del pH en las pasturas pudo ser por efecto de la concentración del nitrógeno y fósforo asociado a los sedimentos debido al pastoreo continuo, que se incrementó en la época lluviosa. Esto se asocia a estudios realizados por Lemly (1982) en donde se registró un pH elevado en zonas ganaderas con pastoreo permanente. La disminución del pH, Roldán (1986) lo asocia con la disminución de la diversidad de

especies acuáticas, lo cual no fue un factor condicionante en este estudio puesto que el valor mínimo registrado para pH fue 6,8, y únicamente en un punto de muestreo en época seca el pH fue menor a 6,5, lo cual no afectó a la diversidad de especies encontradas.

4.1.2.7 Coliformes totales NMP/100ml

Esta variable fue transformada con logaritmo natural. Se encontró diferencia significativa entre tratamientos ($p=0,013$), donde las nacientes presentaron la menor carga de coliformes totales (1.065 NMP/100ml) y los establos presentaron la mayor carga de contaminantes (1.760 NMP/100ml). No se encontraron diferencias entre épocas ($p=0,574$) ni en la interacción tratamiento*época (0,171).

El Cuadro 18 presenta las medias de la variable coliformes totales para cada tratamiento y época, en donde se observa que la naciente se diferencia de los demás tratamientos (1.065 NMP/100ml). Entre épocas no se encontró diferencias significativas entre medias.

Cuadro 18. Medias de los coliformes totales en NMP/100ml por tratamiento y época

Tratamiento	n	Media NMP/100ml	Error estándar	Duncan
Establo	5	1760	±160	A
Potrero	29	1522	± 77	A
Bosque	19	1511	±51	A
Naciente	15	1065	±141	B
Epoca	n	Media NMP/100ml	Error estándar	Duncan
Lluvia	28	1483	±57	A
Transición	29	1395	±84	A
Seca	11	1411	±175	A

Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre medias ($p<0.05$).

Los valores registrados en el análisis microbiológico muestran que las aguas de las quebradas no son aptas para consumo humano y a pesar de que los coliformes totales no son considerados como los indicadores bacteriológicos más aceptables de calidad sanitaria del agua, la Organización Mundial de la Salud recomienda un valor máximo de 5 NMP/100ml de concentración (OMS, 2002).

El alto nivel de coliformes totales presentes de todos los tratamientos fue evidencia directa de la presencia de ganado y el pastoreo permanente con libre acceso al cauce; además

de la descomposición de material vegetal que provee condiciones favorables para el desarrollo de todo tipo de organismos patógenos. Esta contaminación se mostró en la época lluviosa donde la carga contaminante fue la más alta (1.483 NMP/100ml). Lo anterior indica que en la época seca la carga contaminante se acumula en zonas de pastoreo, pero es distribuido con las lluvias, elevando el nivel de contaminación.

Howell (1995) concluyó que áreas dentro de la corriente y aledañas al cauce se convierten en significativos reservorios de bacterias de origen animal y de la descomposición de material vegetal. Chará (2003) en estudios realizados en el trópico colombiano, registró niveles mayores a 40.000 NMP/100ml de coliformes totales en zonas ganaderas, siendo una de las principales causas de contaminación en los trópicos. Niemi y Niemi (1991), diferencian los coliformes totales provenientes de escorrentía en suelos agrícolas y ganaderos y sugieren que la ganadería controlada tiene menores efectos en la contaminación por fecales en pequeñas quebradas sin embargo, el impacto aumenta conforme se incrementa el número de animales por hectárea.

La contaminación por coliformes totales no es un indicador considerado para evaluar aguas superficiales, debido a que los patógenos que representa (protozoos, bacterias, hongos) tienen la capacidad de multiplicarse en el agua y mantenerse por períodos más largos en los sitios de contaminación a diferencia de los coliformes fecales que indican la carga contaminante de origen animal o humano, lo cual es un mejor indicador de la calidad microbiológica del agua.

4.1.2.8 Coliformes fecales NMP/100ml

Esta variable fue transformada con logaritmo natural. No hubo diferencias significativas entre tratamientos ($p=0,539$), ni en las diferentes épocas ($p=0,771$). Se encontró interacción entre tratamiento*época ($p=0,044$).

El Cuadro 19 muestra que hubo diferencias significativas entre los tratamientos. Los sitios menos contaminados fueron las nacientes (330 NMP/100ml) y bosques (474 NMP/100ml) y los más contaminados fueron los establos (1014 NMP/100ml) y pasturas (713 NMP/100ml).

Cuadro 19. Medias de los coliformes fecales en NMP/100ml por tratamiento y época

Tratamiento	n	Media NMP/100ml	Error estándar	Duncan
Establo	5	1014	±359	A
Potrero	29	713	±106	AB
Bosque	19	474	±112	AB
Naciente	15	330	±108	B

Epoca	n	Media NMP/100ml	Error estándar	Duncan
Transición	29	646	±108	A
Lluvia	28	542	±109	A
Seca	11	526	±148	A

Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0.05$).

Se puede ver que en la medida que se disminuyó la protección de la quebrada, aguas debajo de la naciente y bosque, los niveles de coliformes fecales se incrementaron, debido a la presencia de animales en las pasturas, siendo aún mayor este valor en los establos por la acumulación de excrementos.

La aplicación de herbicidas en una finca, pudo afectar 4 puntos de muestreo en pasturas por la eliminación de bacterias como efecto de la acción del herbicida sistémico Tordon + 24D, cuyo principio activo es 2,4 d más Picloram 6,41%, con clasificación toxicológica II (moderadamente peligroso). Esta actividad mantuvo a los animales fuera del área de pastoreo, lo cual, pudo afectar los resultados del muestreo de las épocas de transición y lluviosa para estos sitios.

Los valores encontrados sobrepasan los niveles máximos requeridos para agua de consumo humano en Costa Rica, que especifican como óptimo niveles de coliformes menores a 20 NMP/100ml en aguas superficiales. Los niveles registrados de coliformes fecales permiten desarrollar solo actividades agropecuarias y consumo de agua de los animales en abrevaderos.

Tal como lo presenta Howell (1995) la principal fuente de contaminación por fecales en zonas rurales es la ganadería tradicional donde se encuentran concentraciones mayores a 200 NMP/100ml de coliformes fecales en áreas de pastoreo permanente. Contra esto se observa que los bosques tienen su beneficio sobre la contaminación fecal, al actuar como barrera para el ingreso de animales, además al atrapar sedimentos, con la escorrentía

pueden depurar la carga de coliformes, por el tiempo que éstos permanecen retenidos en el sustrato (Niemi y Niemi 1991). Además, la protección que ofrece la franja riparia, disminuyendo el impacto de los contaminantes, se evidenció en la menor carga de coliformes fecales registrado en este sitio.

Este análisis ofreció información de las áreas donde el pastoreo tuvo mayor impacto, mostrando características comunes como la permanencia de los animales en los repastos, el acceso al cauce para beber agua y descansar; así también más vulnerables a contaminación, por la carga animal, la poca rotación en los potreros y el libre acceso, en donde la presencia de viviendas afectó el nivel de contaminación de las zonas más cercanas como pasturas y establos.

4.1.2.9 Temperatura del Agua en °C

Esta variable física presentó diferencia significativa entre tratamientos ($p=0,002$), pero no entre épocas ($p=0,021$). Se encontró que hay interacción entre tratamiento*época ($p=0,04$).

En el Cuadro 20 se presenta la temperatura promedio registrada entre tratamientos, la cual fue más alta en las pasturas (25,5 °C), como efecto de la ausencia de cobertura vegetal sobre el cauce; le siguieron los establos con (24,6 °C), localizados en zonas sin protección sobre el cauce. Los bosques y nacientes registraron la menor temperatura, 23,4 °C y 22,6 °C, respectivamente.

En cuanto a la variación de la temperatura entre épocas, la época lluviosa registró la temperatura más baja del agua (22,7 °C) y la época seca la más alta (24,6 °C). Sin embargo, las diferencias no fueron muy grandes, indicando que la variación pudo ser producto de la temperatura ambiental que caracteriza a cada época climática, mas no, a un efecto de contaminación que se reflejaría en el incremento de la temperatura del agua.

Cuadro 20. Medias de la Temperatura del agua en °C por tratamiento y época

Tratamiento	n	Media °C	Error estándar	Duncan	Epoca	n	Medias °C	Error estándar	Duncan
Potrero	29	25,5	±0,5	A	Seca	11	24,6	±0,6	A
Establo	5	24,6	±1,1	AB	Transición	19	23,5	±0,4	A
Bosque	19	23,4	±0,4	BC	Lluvia	28	22,7	± 0,5	A
Naciente	15	22,6	±0,4	C					

Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0.05$).

4.1.2.10 Sólidos suspendidos (mg/l)

Los valores de esta variable se transformaron con logaritmo natural. No se observaron diferencias entre tratamientos ($p = 0,154$), ni entre la época ($p = 0,572$) ni en la interacción tratamiento*época ($p = 0,679$).

El Cuadro 21 muestra que no hubo diferencias significativas entre la media de los tratamientos sin embargo, la mayor carga de sedimentos fue al final del área de pasturas (51,91mg/l) donde el valor triplicó el de los bosques 16,43 mg/l. De igual manera, no se encontraron diferencias significativas entre las épocas de muestreo.

Cuadro 21. Medias de los sólidos suspendidos en mg/l por tratamiento y época

Tratamiento	n	Media mg/l	Error estándar	Duncan	Epoca	n	Media mg/l	Error estándar	Duncan
Potrero	22	51,91	±24,80	A	Lluvia	28	41,07	±19,87	A
Bosque	16	16,88	±6,71	A	Transición	27	18,56	±3,57	A
Naciente	14	14,07	±2,88	A					
Establo	3	14,00	±6,00	A					

Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0,05$).

Aunque no se observaron diferencias significativas, debido a la alta variabilidad de los datos, el incremento de sedimentos, corriente abajo de la naciente, obedeció a la erosión natural del suelo que se evidenció al llegar a las pasturas donde el pisoteo, el sobrepastoreo, el ingreso del ganado al cauce y la presencia de carreteras, favorecieron este efecto.

Según Rossegrant *et al.* (2001) los pastos son filtros que asociados con árboles, disminuyen la escorrentía superficial en el área de amortiguamiento del cauce de un río, sin embargo, en este caso las pasturas no evidenciaron la reducción de los sólidos suspendidos en el agua, producto de la carga animal y del pastoreo libre en zonas de mayor vulnerabilidad. Contrario a éste resultado, los bosques riparios mostraron la capacidad de remover y retener sedimentos, materia orgánica, pesticidas y otros contaminantes de la escorrentía superficial y aguas subterráneas por deposición, absorción, desnitrificación (Robinson, 1995), lo que se observó en el bajo nivel (16,43mg/l) de sólidos suspendidos.

El exceso de sedimentos como producto del pastoreo continuo, degrada el ecosistema acuático, disminuye la población de insectos y peces, característica observada en el monitoreo de los macroinvertebrados. En estudio similar, Armour *et al* (1991) asoció la disminución de abundancia y riqueza de insectos con el incremento de sedimentos, especialmente en suspensión. Además, en las quebradas monitoreadas se evidenció pérdida constante por sedimentos, valores que fueron altos en invierno. En general los niveles de sólidos en la mayoría de los sitios excedieron el límite requerido para aguas de consumo humano en Costa Rica, pues la concentración de los sólidos suspendidos debe ser menor a 10mg/l, según el reglamento (MINAE 2003).

4.1.2.11 Sólidos sedimentables (ml/l)

Esta variable no presentó diferencias significativas entre tratamientos ($p=0,918$), época ($p=0,928$); ni en la interacción tratamiento*época ($p=0,998$).

En el Cuadro 22 se presenta el resumen de las medias de esta variable, donde no se presentaron diferencias significativas entre tratamientos, según la prueba de Duncan, lo mismo se observó en las medias de las épocas de muestreo.

La carga de sólidos sedimentables fue menor al límite permitido para agua de consumo humano en Costa Rica que debe ser menor de 250ml/l, pero al ser parte de un compuesto de sólidos totales, se debe considerar la relación con los sólidos suspendidos (sí excede el límite requerido) y sólidos disueltos.

Cuadro 22. Medias de los sólidos sedimentables en ml/l por tratamiento y época

Tratamiento	n	Media ml/l	Error estándar	Duncan	Epoca	n	Media ml/l	Error estándar	Duncan
Potrero	29	0,18	±0,04	A	Seca	11	0,15	±0,03	A
Naciente	15	0,12	±0,01	A	Transición	29	0,14	±0,03	A
Establo	5	0,12	±0,02	A	Lluviosa	28	0,14	±0,03	A
Bosque	19	0,11	±0,01	A					

Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0.05$).

La variación de los sólidos sedimentables en los diferentes tratamientos fue mayor en las pasturas (0,18ml/l) y en los bosques fue menor su concentración (0,10ml/l). En este sentido los sólidos sedimentables medidos en el bosque tuvieron menor concentración que en la naciente (0,12ml/l) efecto que reflejó que las características del cauce en el bosque en cuanto a la conformación de sustratos, así como a la sinuosidad del cauce ayudan a sedimentar partículas orgánicas más rápido que en las pasturas

La época seca concentró la mayor carga de sólidos disueltos originada en partículas orgánicas e inorgánicas más densas que el agua y que sedimentan fácilmente, acumulándose más cuando la precipitación es menor. Luego ese valor disminuyó (0,13ml/l) en la época lluviosa, pues no es material de fácil arrastre.

4.1.2.12 Turbiedad en UNT

Esta variable no reportó diferencias significativas entre tratamientos ($p=0,489$), ni entre épocas ($p= 0,434$) y no hubo interacción tratamiento*época ($p=0,137$).

El Cuadro 23 muestra que no hubo diferencias significativas al comparar la media de los tratamientos y de las épocas. Los valores más altos se registraron a finales de la estación al monitorear las pasturas, entre épocas también se observó mayor turbiedad conforme incrementaron las lluvias.

Cuadro 23. Medias de la Turbiedad en UNT por tratamiento y época

Tratamiento	n	Media UNT	Error estándar	Duncan	Epoca	n	Media UNT	Error estándar	Duncan
Potrero	23	1,6	±0,3	A	Transición	29	1,3	±0,2	A
Bosque	17	1,2	±0,2	A	Lluvia	28	1,2	±0,2	A
Establo	4	1,0	±0,2	A	Seca	2	0,4	±0,0	A
Naciente	15	0,9	±0,2	A					

Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0.05$).

Los niveles de turbiedad encontrados son inferiores a lo requerido para el consumo humano y desarrollo de las comunidades acuáticas, establecido en $< 25 \text{mg/l}$ por lo tanto este parámetro no presentó ninguna evidencia de perturbación; sin embargo, está asociado a la concentración de sólidos en el agua, lo cual puede dar una estimación del impacto en los cuerpos de agua. Al igual que los sólidos suspendidos y sedimentables, no se encontraron diferencias entre la media de los tratamientos ni entre épocas. El agua presentó la mayor turbiedad en las pasturas (1,64 UNT), en la época de transición.

Según Chará (2002) los bosques aportan menor valor en la turbiedad del agua que las áreas destinadas a pastoreo y cultivos tradicionales, lo cual también fue corroborado en este estudio. La concentración de la turbiedad es menor al límite máximo recomendado para agua de consumo humano en Costa Rica (MINAE 2003) para cuerpos de agua superficiales, así como los niveles requeridos para el desarrollo de la vida acuática, reflejado en la abundancia de insectos como Ephemeropteros, los cuales responden inmediatamente a niveles altos de turbiedad, pues este factor interviene en sus procesos respiratorios (Roldán 1986).

4.1.2.13 Oxígeno Disuelto mg/l

Esta variable presentó diferencias significativas al analizarlo entre tratamientos ($p = 0,0009$); de igual forma hubo diferencia entre épocas ($p = 0,0024$). El Cuadro 24 presenta la media de cada tratamiento, donde los bosques (7,8mg/l) se diferenciaron significativamente de las nacientes (6,9mg/l) y pasturas (6,6mg/l), y en mayor grado con los establos (5,5mg/l). De igual forma la época lluviosa se diferenció de la época seca en cuanto a la concentración del oxígeno.

Cuadro 24. Medias del Oxígeno Disuelto en mg/l por tratamiento y época

Tratamiento	n	Media mg/l	Error estándar	Duncan	Epoca	n	Media mg/l	Error estándar	Duncan
Bosque	19	7,81	±0.28	A	Lluvia	28	7,34	±0,21	A
Naciente	15	6,94	±0.27	B	Transición	29	6,95	±0,26	A
Potrero	29	6,57	±0.26	B	Seca	11	5,75	±0,43	B
Establo	5	5,50	±0.40	C					

Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0.05$).

Por las condiciones morfológicas y de composición de la quebrada en los bosques, el agua tuvo más capacidad para tomar oxígeno y disponerlo en los procesos biológicos en que interviene. La mayor concentración de oxígeno se observó en la época lluviosa como efecto de mayores corrientes y el incremento de caudales en las quebradas. Por otra parte, la concentración de los sólidos suspendidos en las pasturas pudo reducir la capacidad de atrapar oxígeno aunado a la disminución de las corrientes rápidas y lentas y a las rocas presentes en menor proporción en el cauce de estos sitios.

Estos niveles registrados no son limitante para consumo humano, ni para la supervivencia de grupos de organismos acuáticos, que en condiciones normales toleran hasta un mínimo de 6,5mg/l de agua, valores que estuvieron limitados a la altura de los establos durante la época seca, reflejado en una disminución de la diversidad de organismos.

El oxígeno disuelto está asociado con la presencia del DBO₅ y DQO, pues estos dos últimos miden la cantidad de oxígeno que demandan los organismos para descomponer la materia orgánica e inorgánica y el oxígeno disuelto muestra la cantidad de oxígeno disponible para estos procesos. Por tanto, en esta relación se observó que los niveles de oxígeno presentes en el agua fueron suficientes para cumplir los procesos naturales de descomposición se fue reduciendo conforme se incrementó la presencia de materia orgánica, a la altura de las pasturas.

Este resultado muestra que la disponibilidad de oxígeno en las nacientes, pasturas y bosques estuvo asociada con la demanda de oxígeno para los procesos en que es necesario, excepto en los establos, donde se limita el desarrollo de la vida acuática. Este

resultado se puede relacionar en los sitios cercanos a las pasturas, con la ausencia del orden de insectos como Plecóptera, que es el grupo más sensible a contaminación y que no tolera niveles bajos de oxígeno. Por el contrario, se encontró un aumento del orden Díptera a la altura de los establos, los cuales, toleran menor presencia de oxígeno y mayor contaminación.

A pesar de los niveles de contaminación encontrados, la concentración de oxígeno no fue muy limitada, lo cual concuerda con Pinder (1987) quien determinó que en pequeñas quebradas en zonas ganaderas el oxígeno no disminuyó a pesar del alto nivel de contaminación orgánica, por el efecto del bosque en la oxigenación permanente del agua. En los establos se evidenció un incremento de organismos como Chironomidae y Oligochaeta, familias que toleran contaminación y bajos niveles de oxígeno disuelto.

4.1.2.14 Índice de Calidad de Agua (ICA) “Prati”

Para aplicar este índice se utilizaron parámetros químicos de calidad como DBO₅, DQO, pH, Nitratos, y porcentaje de saturación de oxígeno. El efecto de la aplicación de este Índice para un diagnóstico general de la calidad de agua, presentó diferencias significativas entre tratamientos ($p=0,0017$). No se encontró diferencia entre épocas ($p=0,173$), ni en la interacción tratamiento*época ($p=0,997$).

El Cuadro 25 muestra que el ICA conforme sigue el trayecto aguas abajo de la naciente, tuvo un efecto positivo sobre la calidad del agua aledaña al bosque, que se deterioró al llegar a las pasturas y establos, como efecto de la carga contaminante. De igual forma la el valor del ICA en la época de transición se incrementó, lo cual refleja menor calidad del agua en relación con la época lluviosa, donde la capacidad de dilución del agua, redujo la concentración de los agentes contaminantes.

Cuadro 25. Medias del ICA por tratamiento y época

Tratamiento	n	Media Índice	Error estándar	Duncan	Epoca	n	Media Índice	Error estándar	Duncan
Bosque	19	1,10	±0.04	A	Lluvia	11	1,49	±0,12	A
Naciente	15	1,18	±0.05	A	Seca	29	1,43	±0,12	B
Potrero	29	1,53	±0.12	B	Transición	28	1,21	±0,06	B
Establo	5	1,80	±0.13	B					

Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0.05$).

Los resultados obtenidos al analizar cada uno de los parámetros físico-químicos del agua presentaron variaciones importantes aguas abajo de la naciente, en los tratamientos bosques y potreros, principalmente en parámetros como coliformes fecales, sólidos suspendidos, DQO, dureza total y nitratos. Los niveles encontrados en la parte baja de las quebradas (pasturas) excedieron los límites máximos para agua de consumo humano en Costa Rica, según el reglamento para la evaluación y clasificación de la calidad de cuerpos de agua superficiales⁶ (MINAE, 2003). La referencia de acuerdo a los usos del agua se presenta en el Anexo 1. La mayoría de los parámetros estuvieron dentro del rango establecido para aguas de consumo agropecuario e industrial.

En forma paralela, se observó una tendencia en el tiempo a la disminución de la calidad del agua, puesto que al incrementar las lluvias, los sólidos presentes y residuos orgánicos e inorgánicos fueron arrastrados por la escorrentía.

Los coliformes totales estuvieron presentes en altas concentraciones en todos los tratamientos, sin embargo, fue menor a la encontrada en fincas ganaderas en Cali, Colombia, donde se reportan niveles superiores a 57.000 NMP/100ml (Chará 2003), posiblemente debido a la mayor carga animal en la zona y a la mayor presión de las actividades humanas sobre la calidad del agua.

⁶ Reglamento para la evaluación y clasificación de los cuerpos de agua superficiales, en proceso de aprobación por el Gobierno de Costa Rica

De igual forma los datos obtenidos en este estudio sobre los niveles de turbiedad (<10mg/l), DBO₅ (<5mg/l), oxígeno disuelto (<7mg/l), fueron diferentes a los registrados en estudio similar en fincas ganaderas de Colombia. Chará (2003) registró para turbiedad valores mayores a 40mg/l, DBO₅ (>10mg/l) y oxígeno disuelto (<6mg/l). Análisis de los macroinvertebrados bentónicos.

4.1.3 Resultados encontrados en campo durante el muestreo, por tratamientos y épocas.

El estudio de macroinvertebrados se realizó simultáneamente con el análisis físico-químico. Se consideraron ocho quebradas y el Río Jabonal para el monitoreo. Se recolectaron organismos bentónicos en 29 sitios. Se tomaron un total de 65 muestras, 12 en nacientes, 19 en bosques riparios, 29 en pasturas y 5 en establos, distribuidas entre las tres épocas seca, transición y lluviosa.

Durante el estudio se recolectaron 6084 individuos, agrupados en 17 órdenes, 53 familias y 89 géneros de macroinvertebrados acuáticos Anexo 5. El mayor número de individuos registrado fue en los potreros (2034) y el menor número de individuos se encontró en las nacientes, como efecto del menor caudal observado.

En la época de transición se encontró el mayor número de individuos (3060), predominando las familias Baetida, Leptohiphidae, Hydropsichidae, Ptylodactilidae, Amphipodae, Simuliidae, Chironomidae, Tipuliidae, Belostomatidae, presentes con frecuencia en aguas ligeramente contaminadas, con moderada presencia de oxígeno y materia orgánica en descomposición. Por el contrario, la época seca registró solo 603 individuos, lo cual, puede reflejar el menor número de sitios muestreados.

Las familias predominantes en las nacientes fueron Hyalellidae, Baetidae e Hydropsichidae, comunes en ecosistemas con predominio de corrientes lólicas, adheridas a rocas y sitios con vegetación en descomposición, característica de la zona de las nacientes en bosques riparios. En menor cantidad se encontró la familia Perlidae, la cual es una de las mejores indicadores de ambientes acuáticos saludables, agua limpia y con mayor diversidad de hábitat.

En los bosques riparios se encontró en mayor número la familia Perlidae. Además, se encontraron las familias Hydropsichidae, Coenagrionidae, Baetidae, Leptohyphidae, Leptophlebiidae, Ptilodactilidae, típicas de aguas lénticas y lólicas, debajo de troncos, piedras y orillas con vegetación, indicadores de aguas con buena y mediana calidad.

En los bosques ribereños generalmente predominaron ecosistemas con una diversidad de hábitat y sustratos propicios para el desarrollo de mayor número de macroinvertebrados por su aporte de material vegetal y los procesos de descomposición que liberan nutrientes en forma lenta y que son necesarios para el desarrollo de la vida acuática (Roldán, 2003). En menor cantidad se encontraron a las familias Simuliidae, Chironomidae, Tipulidae, del orden Díptera, comunes en sitios con poco oxígeno y pueden ser facultativos de aguas medianamente contaminadas y contaminadas con materia orgánica.

En las pasturas predominaron las familias Chironomidae, Simuliidae, Tipulidae, características de aguas con menor cantidad de oxígeno que toleran la contaminación orgánica. Algunos géneros de estas familias se pueden encontrar en aguas muy contaminadas y en aguas limpias.

La Figura 5 muestra el porcentaje de organismos agrupados por órdenes, encontrados en el estudio, con predominio de Dípteras (43%), característicos de zonas ganaderas, adaptados a hábitat variados con aguas muy limpias hasta contaminadas. Otro grupo representativo fue Ephemeroptera (16%), cuyas familias se encuentran en aguas medianamente limpias y oxigenadas, pero algunas especies resisten cierto grado de contaminación y son capaces de nadar libremente en el agua, por lo cual pueden movilizarse a otros hábitat y colonizarlos.

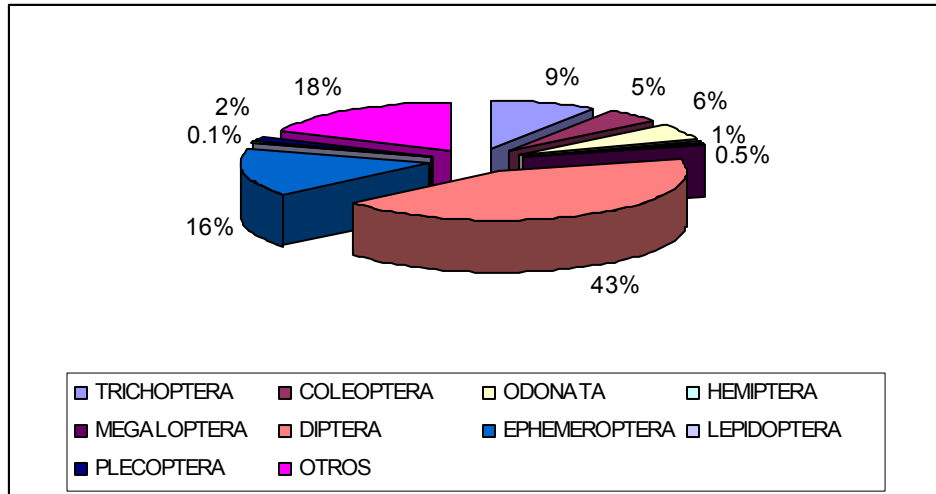


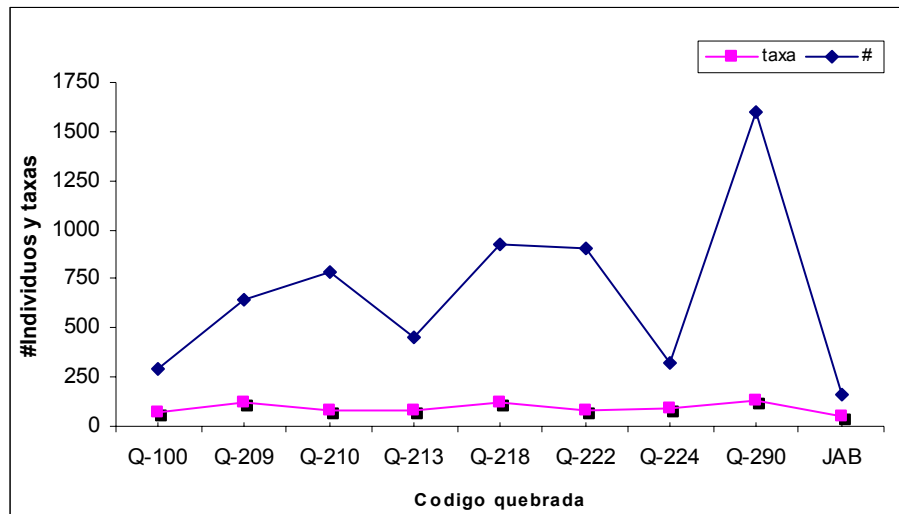
Figura 5. Porcentaje por Orden de macroinvertebrados encontrados durante el estudio

La Figura 6 presenta la variación en cuanto al número de individuos y familias (taxas) registradas en cada quebrada monitoreada. En la quebrada Q-290 se registró el mayor número de individuos (1601) y de taxas (129), predominando amphipodos y dípteros, atribuyéndose su número a que fue monitoreada en las tres épocas, pues su caudal es permanente. Además, está afectada por contaminación de los establos, pastoreo y emisiones de la vivienda. Esta quebrada presentó un caudal permanente, incluso en la época seca, permitiendo la estabilidad de hábitat variados (pozas, hojarasca, ramas, fangos, corrientes rápidas, lentas) para la adaptación de los insectos, especialmente los que se desarrollan en aguas con ligera perturbación.

En la quebrada Q-222, se ubicó un área de establos, donde se registraron 908 individuos, pero con una riqueza de taxa menor con relación a otras quebradas (79) lo que indica que es una quebrada perturbada y no carece de suficientes hábitat para el desarrollo de insectos, aunque también este valor pudo deberse a que se monitoreó solo en época de transición y de lluvia.

En la quebrada Q-224 (presencia de bosque) se encontró menor número de individuos que en la quebrada Q-213 (solo pasturas), principalmente por la variabilidad que sufrieron parámetros como sólidos suspendidos, DQO, nitratos en la primera quebrada. Esto pudo perturbar la estabilidad de los organismos acuáticos, sumado a las características geológicas del terreno, el cual se caracterizó por zonas de infiltración donde el caudal no

continuó su cauce superficialmente, perdiéndose hábitat y nichos para los insectos y otras especies acuáticas. No obstante, en la quebrada Q-213, el número de individuos fue afectado, además de la poca variedad y estabilidad del banco, por el efecto de agroquímicos aplicados en el suelo.



Q-100 y demás= quebrada más el código de finca según el proyecto GEF-Silvopastoril

Figura 6. Resumen del número de familias e individuos registrados en cada quebrada

Al analizar estadísticamente la variación entre el número de familias de macroinvertebrados, no se encontraron diferencias significativas respecto a las familias, tanto entre tratamientos ($p=0,45$) ni entre épocas ($p=0,863$). El Cuadro 26 se refiere a los establos como el sitio con menor número de familias que se diferenciaron en el valor de las medias de los bosques, en donde se registraron en promedio 14,9 familias, posiblemente por la estabilidad de hábitat, material vegetal presente, características químicas y mayor caudal. En cuanto a las familias encontradas por época, no se registró diferencia de medias en las tres épocas de muestreo, variando desde 12,36 en época seca, hasta 13,25 familias en época de transición.

Cuadro 26. Número de familias registradas en los tratamientos y épocas

Tratamiento	n	Media	Error estándar	Duncan	Epoca	Media	n	Error estándar	Duncan
Establos	5	10.1	±1.5	A	Seca	12,3	11	±1.80	A
Potrero	29	12.1	±0.8	A B	Transición	13,2	28	±1.00	A
Naciente	12	13,6	±1.4	A B	Lluvia	13.0	26	±0.68	A
Bosques	19	14,9	±1.0	B					

Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0.05$).

En las nacientes se observó un número máximo de 246 individuos, valor que estuvo afectado por el mínimo caudal observado en la época seca. En los bosques se contaron individuos en el rango de 109 a 489, valores beneficiados por la mayor presencia de corrientes rápidas, lentas y piscinas, así como la disponibilidad de sustrato (arena, grava, hojas, etc) para formar hábitat.

En los potreros, la abundancia de insectos varió de 109 a 556 individuos y fue el tratamiento con más registros, debido principalmente a la presencia de los órdenes Díptera y Ephemeroptera en estos sitios. En los establos se encontraron de 356 a 1026 individuos, predominando los dípteros.

En el Río Jabonal se encontraron individuos en un rango de 11 a 83, donde la principal limitante para la recolección de la muestra, fue la red empleada, la cual no se adaptó bien a las condiciones del río, además el entorno del lugar impidió acceder a sitios adecuados para recoger la muestra

Al hacer un análisis estadístico de la variación entre el número de individuos, mediante un ANAVA, se encontró diferencias significativas entre tratamientos ($p=0,014$) y entre épocas ($p=0,001$). La media del número de individuos encontrados en los establos fue 274,4 y se diferenció de los otros tratamiento (Cuadro 27). En los establos se ubicaron solo dos sitios con esta característica. Sin embargo, su número fue más alto en la época de transición, donde predominaron insectos de la familia Amphipodidae, Simuliidae, Baetidae y Chironomidae. Este número disminuyó en la época lluviosa posiblemente por el incremento en el caudal y la menor concentración de materia orgánica.

Cuadro 27. Análisis de varianza del número de individuos de macroinvertebrados bentónicos en los diferentes tratamientos y épocas.

Tratamiento	n	Medias	Error estándar	Duncan	Epoca	n	Medias	Error estándar	P<=0,05
Potrero	29	70,1	±15,90	A	Seca	11	55,0	±18,69	A
Bosques	19	81,8	±22,20	A	Lluvia	26	93,3	±21,57	A
Naciente	12	93,5	±18,31	A	Transición	28	109,2	±32,36	B
Establos	5	274,4	±166,71	B					

Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0.05$).

Las nacientes registraron en promedio 93,5 individuos, mayor que el encontrado en bosques (81,8) y en pasturas (70,14). Esto pudo deberse a la menor perturbación del ecosistema en las nacientes, donde a pesar de disminuir el caudal, la contaminación es menor, lo cual favoreció la presencia de individuos de familias medianamente tolerantes como Leptohiphidae, Calamoceratidae, Hydropsichidae, Libellulidae, esto a pesar de que en época seca solo se muestrearon 2 nacientes y los hábitat y tipo de corriente no fueron variados.

En los potreros se registró el menor número de individuos (70,14) predominando alto número de individuos del orden Díptera y Ephemeroptera, comunes para todas las zonas de pasturas. En estos sitios la característica del cauce no fue muy favorable para formar hábitats estables, pues el libre acceso para el ganado mantuvo en constante alteración el banco en estos sitios.

En los bosques riparios se encontraron más individuos que en los potreros, mostrando la mejor composición del ecosistema. Entre las familias predominantes estuvieron Hydropsichidae, Leptohiphidae, Baetidae, Brenchmoroga y Perlidae. La disponibilidad de sustratos para los insectos permite conservarlos en ambientes más estables, lo cual se reduce a la altura de los potreros donde son fácilmente arrastrados por el cauce.

El promedio más alto de individuos se registró en la época de transición, considerada como un período en el cual se forman nuevos hábitat, beneficiados por las condiciones de morfología y materiales presentes en los diferentes cauces, sin embargo, esto puede relacionarse con el alto número de individuos encontrados en los establos en esta época

que pudo afectar su variación. La época seca registró menos individuos (55,0) y luego en la época lluviosa se duplicó este valor (93,38), favorecido por la presencia de lluvia, disminución de la concentración de compuestos orgánicos, mayor concentración de los niveles de oxígeno y disposición de sustratos para ser colonizados.

La mayor abundancia se observó en las familias Leptohyphidae, Baetidae, Simuliidae, Hydropsichidae, principalmente; y en menor número, se observó Elmidae presente en aguas lóxicas, charcas y lagunas, con presencia de materia orgánica, indicadoras de aguas medianamente limpias (Roldán 1988). Ptylodactilidae indicadora de aguas con mínima contaminación, se encuentra en hábitat similares a los preferidos para Elmidae, pero con menores niveles de contaminación orgánica.

Finalmente se encontró que hay variaciones entre los órdenes de insectos presentes en los diferentes tratamientos, tanto en nacientes, bosques riparios, potreros y establos. cuyo resumen se presenta en la Figura 7. Se observó que en los bosques predominaron Ephemeroptera y Trichoptera y en menor porcentaje el orden Díptera. A diferencia de los potreros donde predominó el orden Díptera, seguido en menor porcentaje por Ephemeroptera y Trichoptera.

En las nacientes predominó el grupo denominado como “otros” que incluye los órdenes Amphipoda, Decápoda, Hirudiniformes, cuyos insectos se encuentran en remansos y aguas con poco caudal, propio del área de las nacientes. En menor porcentaje estuvo Trichoptera y Ephemeroptera. Finalmente en los establos el predominio, al igual que en potreros fue del orden Díptero y seguido por el orden Ephemeroptera. Así se observó que Trichoptera y Ephemeroptera tienen la capacidad o la tolerancia para adaptarse a diferentes condiciones del ambiente acuático, puesto que están presentes en todos los tratamientos en similares porcentajes, no así Plecóptera, presente en mayor porcentaje en bosques riparios y nacientes.

En todos los tratamientos se detectó una importante presencia de Díptera, Trichoptera y Ephemeroptera, pudiendo deberse a la variación que existe en un mismo sitio, y la ligera contaminación presente en todos los tratamientos pues se observó acceso libre de animales al cauce. Aunque en algunos casos fue ocasional, tuvo efecto en la proliferación

de, Chironomidae, Leptophlebiidae, Leptoxyphidae, Baetidae y Coenagrionidae, familias más tolerantes a contaminación; además, la presencia de basura orgánica e inorgánica en zonas cercanas al cauce pudo favorecer su presencia.

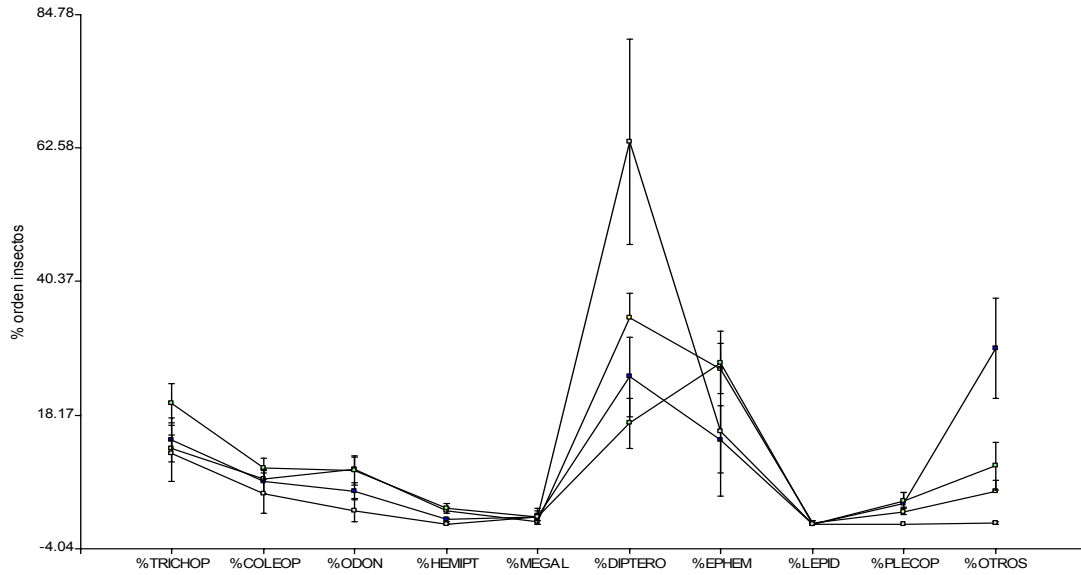


Figura 7. Porcentajes de insectos macroinvertebrados agrupados por órdenes en los diferentes tratamientos

4.1.4 Análisis de los macroinvertebrados aplicando el Índice biológico de calidad “BMWP-CR”, por sus siglas en inglés (Biological Monitoring Working Party, modificado para Costa Rica)

Para observar los cambios de la composición de macroinvertebrados entre las áreas con menor y mayor grado de influencia del uso de suelo inmediato a las quebradas, se aplicó el índice biológico de calidad “BMWP-CR” y se realizó un análisis multivariado por conglomerados. Los resultados mostraron dos grupos (Figura 8). Para el análisis se incluyeron los tratamientos: nacientes, bosques, pasturas y establos; además se incluyó la época para cada tratamientos, seca (1), transición (2) y lluvia (3). El grupo 1 se formó por bosques-3, bosques-2, nacientes-2, nacientes-3 y bosque-.. El grupo 2 fue conformado por pastura-1, naciente-1, pastura-2, pastura-3, establo-3, establo-2 y establo-1.

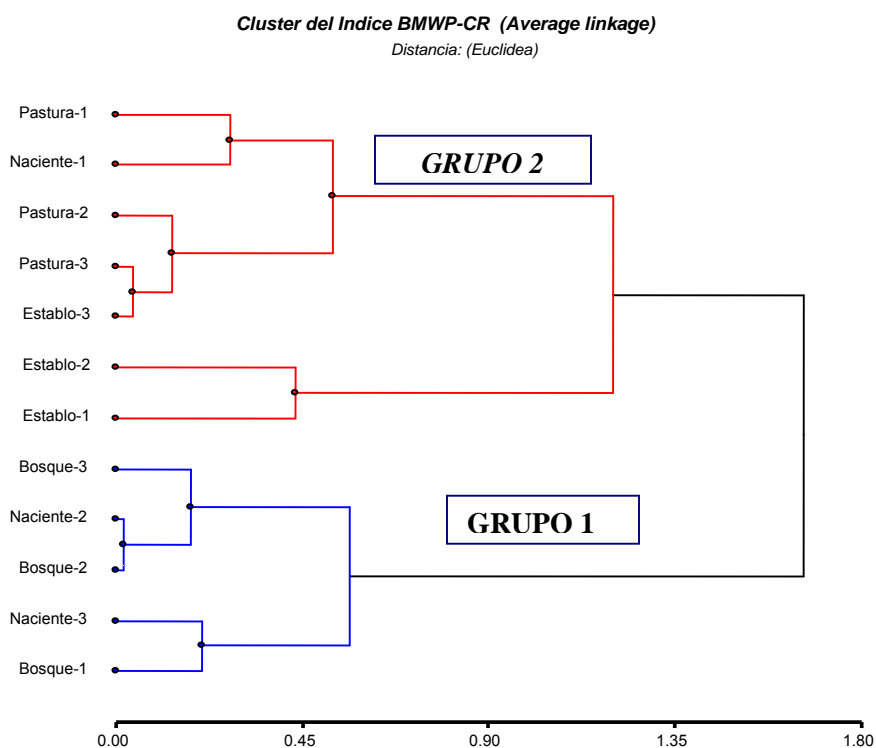


Figura 8. Análisis de Conglomerados, empleando el Índice BMWP-CR

En el grupo 1 (quebrada protegida por franja riparia) se encontró mayor presencia de familias del orden Trichoptera como: Leptoceridae (*Nectopsyche sp.*), Philopotamidae, (*Chimarra sp.*), Hydropsichidae (*Smicridea sp.*), Hydroptilidae (*Ochotrichia sp.*), (*Hydroptila sp.*), de Odonata, familias como Libellulidae (*Brenchmoroga sp.*) y Gomphidae (*Progomphus sp.*), de Megalóptera, la familia Corydalidae (*Corydalus sp.*); de Coleóptero se encontró la familia Elmidae (*Noelmis sp.*), de Lepidóptero, la familia Pterilidae (*Petrophila sp.*); y de Díptera la familia Stratiomyidae (*Stratiomyidae sp.*).

En el grupo 1, se ubicaron los bosques riparios en sus tres épocas de muestreo y las nacientes en la época de transición y lluviosa. Philopotamidae (*Chimarra sp.*), se encuentra en corrientes lénticas y fondos pedregosos, indicadores de aguas oligotróficas (Roldán 2003). Gomphidae tiene un rango estrecho de tolerancia, lo cual puede representar un indicio de que las condiciones en el sedimento no son del todo desfavorables, aunque pueden existir factores de alteración menores, lo cual podría notarse en la cantidad de individuos encontrados (Guerrero *et al* 2003). Corydalidae encontrada en este grupo vive en aguas corrientes limpias, debajo de troncos y vegetación, indicadoras de agua oligotrófica o levemente mesotrófica (Roldán 1988).

En el grupo 2 se encontraron agrupados las pasturas y los establos en sus tres épocas de muestreo, además de una naciente en la época seca. Estuvo representado por las familias del orden Crustácea, Pseudothelpusidae (*Hypolobocera sp.*), de Díptera, Tabanidae (*Chrysops sp.*) y Culicidae (*Anopheles sp.*); de Hirudiniforme, la familia Glossiphonidae (*Glossiphonidae sp.*) (Anexo 5). Las familias presentes en este grupo predominan en sitios con aguas lénticas, soportan niveles bajos de oxígeno, presencia de materia orgánica en descomposición y se adhieren a sustratos como hojas, ramas (Roldán 1988).

Las demás familias estuvieron presentes en todos los tratamientos en las diferentes épocas de monitoreo en donde las aguas en todas las estaciones presentaron calidad regular en los bosques y nacientes; y contaminada en las pasturas, establos y en la naciente en la época seca, debido al bajo caudal y a la limitada presencia de sustratos para colonizar en esta zona y época.

Fue común encontrar a las familias Hydropsichidae en los dos grupos, pero el género *Smicridea sp* predominó solo en el grupo 1, el cual está presente en aguas corrientes con mucha vegetación y toleran aguas con poca contaminación y son indicadoras de aguas eutróficas (Roldán 1988). La familia Hydroptilidae estuvo presente en aguas corrientes lénticas y son indicadoras de aguas oligotróficas (Roldán 1988), reflejándose que el nivel de nitratos y fosfatos son menores a lo considerado crítico para la vida acuática (Murphy y Giller 2000).

Dentro del grupo Díptera se encontró la familia Stratiomyidae, que vive en márgenes de arroyos, charcas, ciénegas u objetos flotantes, indicadores de agua mesoeutrófica (Roldán 1988), cuya presencia se justifica por el acceso libre de animales al cauce del río, generando sitios puntuales de contaminación con la deposición de excrementos.

En general las familias que estuvieron presentes en este grupo son aquellas que responden positivamente cuando las características de la quebrada y la calidad del agua es mejor, en cuanto a oxígeno presente, sustratos para colonizar, disminución de sólidos y nutrientes, tolerando hasta niveles medios de contaminación. Esta respuesta se refleja positivamente al aplicar índices biológicos para pequeñas quebradas. (Pinder y Farr, 1987).

En el grupo 2, caracterizado por potreros en la época seca, transición y lluviosa, así como los establos en las tres épocas y nacientes en la época seca. Se encontraron familias que son tolerantes a la contaminación como es el caso de la familia Tabanidae y Culicidae, que habitan en charcas, pozos, troncos, materia orgánica, indicadoras de agua mesoeutrófica (Roldán 1988), donde los niveles de sólidos, turbiedad, coliformes fecales fueron más altos. Una razón por la que en el grupo 2 se incluyen las nacientes en época seca, es por el caudal registrado en esta época y que solo se tomaron dos muestras en estos sitios, notándose la ausencia de sustratos disponibles para colonizar y la formación de corrientes en el cauce.

La presencia de las familias que caracterizaron cada uno de los dos grupos obtenidos en el análisis de conglomerados, probablemente se debió a los cambios significativos de la actividad ganadera y el impacto antrópico que diferenció a los dos grupos, pues a la altura

de las nacientes y bosques hay ausencia de viviendas, pozos sépticos y fuentes puntuales de contaminación, que tienen efecto directo sobre los establos y pasturas.

Para observar si hubo diferencias entre los grupos ubicados por el Cluster, se aplicó un análisis de varianza a los conglomerados del BMWP-CR y se encontró diferencia significativa ($p < 0,0001$), con un coeficiente de variación de 26,91.

En el análisis de medias se encontró que el grupo 1 difiere significativamente (69,5) del grupo 2 (51,09), siendo el grupo 1 conformado por bosques en las épocas seca, transición y lluvia; y las nacientes en época de transición y lluviosa, cuya calidad de agua se califica como “regular, eutrófica, de contaminación moderada”, de acuerdo al índice BMWP-CR. El grupo 2 conformado por las pasturas en la época seca, transición y lluviosa, los establos en iguales épocas y las nacientes en la época seca, fueron calificadas como “agua de calidad mala, contaminadas” (Cuadro 28).

Cuadro 28. Análisis de la varianza del conglomerado para BMWP-CR

Conglomerado	N	Medias	Duncan
Grupo 2 (pasturas y establos)	35	51,09	A
Grupo 1 (nacientes y bosques)	30	69,05	B

Nivel de significancia aceptado $p < 0,05$

4.1.5 Análisis del BWMP de las quebradas monitoreadas por tratamientos y épocas

Al aplicar el análisis de varianza para el Índice biológico BMWP-CR, se encontraron diferencias significativas entre las quebradas de monitoreo ($p = 0,005$), al igual que entre los tratamientos ($p = 0,005$).

En la Figura 9 se observa que la quebrada Q-218 se diferencia estadísticamente de las demás, seguida por la Q-209 y la Q-224, que son de calidad regular con contaminación moderada. Las quebradas que dentro del rango de aguas de calidad mala, contaminadas,

presentaron menor valor fueron la Q-213 caracterizada por la ausencia de una franja riparia protegiendo el cauce, así como la presencia de una laguna natural permanente en la época seca, además del pastoreo extensivo en zonas con alta pendiente que afecta las características del banco por el pisoteo animal, incrementando la contaminación difusa en el área de la quebrada. La Q-222, se caracterizó por un alto impacto de actividades antrópicas sobre su cauce, en donde se observó un deterioro constante del agua en la zona baja de la quebrada, que recibe vertidos directos de establos, chancheras, gallineras y está afectada por la presencia de vivienda aguas arriba del cuarto punto de monitoreo.

Estas características del tipo de pastoreo y la influencia de la actividad humana en la zona de la quebrada, se reflejan en el bajo nivel de calidad del agua para consumo humano.

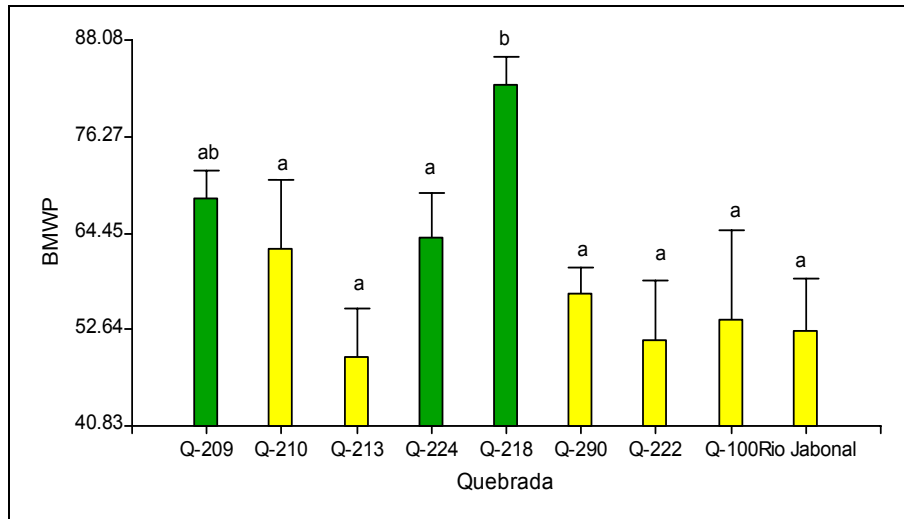


Figura 9. Índice BMWP-CR par cada quebrada

La Figura 10 presenta la variación del índice BMWP en los tratamientos, donde los bosques y las nacientes presentaron un nivel de contaminación moderada con agua de calidad regular (color verde), que va disminuyendo aguas abajo de estos sitios en donde no existe una franja de bosque ribereño. Además, el impacto de actividades humanas es mayor reflejada en aguas contaminadas con nivel de calidad malo (color amarillo), no siendo posible su consumo. Richards (1997) presenta resultados en donde las comunidades acuáticas, especialmente Plecóptera responden mejor a la contaminación (ausencia) y la presencia de familias de dípteros y hemípteros como indicadores de

contaminación en áreas donde se incrementa la población humana. Pinder y Farr (1987) compararon varios índices para analizar la variación con las comunidades de macroinvertebrados en pequeñas quebradas, observando que los índices de Simpson y Whannon-Wiener fueron sensibles a los cambios en el uso de suelo.

En cuanto a épocas se puede apreciar que en la medida en que se incrementó la lluvia en los sitios el nivel de calidad del agua mejoró considerablemente, lo cual se reflejó en los índices de Shannon-Wiener y Simpson para épocas. Estos índices mostraron mayor diversidad en la época lluviosa que en la de transición, pero en ambos casos muestran que la mayor diversidad se encontró en la época seca, debiéndose a la estabilidad de los sustratos a colonizar, menor pérdida de material vegetal y disminución de corrientes fuertes que pueden arrastrar insectos de los sitios originales .

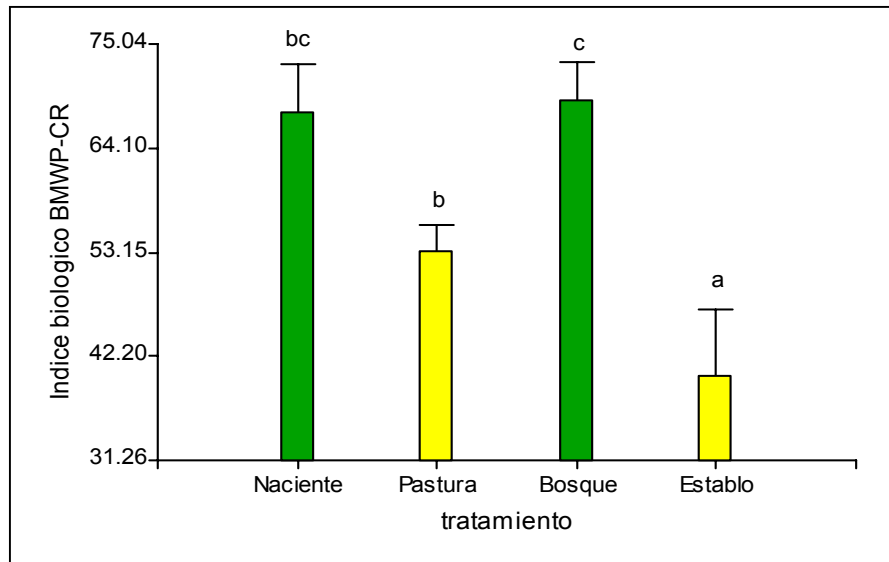


Figura 10. Indice BMWP-CR por tratamientos

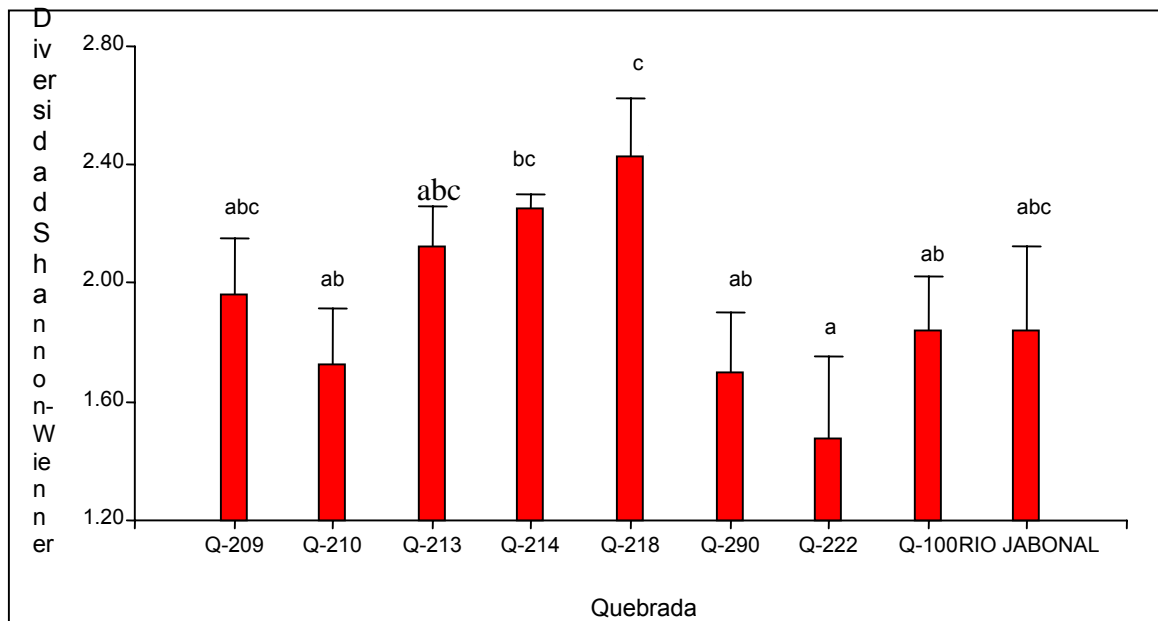
4.1.6 Índice de diversidad de Shannon-Wiener y Simpson

El índice de Shannon-Wiener está basado en el concepto de equidad, el cual expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies presentes en la muestra (Magurran, 1988). Este índice asume que todos los individuos son seleccionados al azar y todas las especies tienen representación en la muestra. Cuando los valores se acercan a cero significa que hay una sola especie, lo cual indica que la muestra es menos

diversa, siendo lo contrario, cuando los valores se alejan de cero las especies son más diversas.

El índice de dominancia de Shannon, está basado en la dominancia de especies en una comunidad, toma en cuenta la representatividad de especies con mayor valor de importancia sin evaluar la contribución de las demás especies (Magurran, 1988).

Se encontraron diferencias significativas entre quebradas ($p=0,048$), al analizar el índice de Shannon-Wiener. La Figura 11 muestra las diferencias en la diversidad de macroinvertebrados, donde la quebrada Q-218 presentó mayor diversidad de acuerdo a este índice pues se encontraron 19,57 familias en promedio, con predominio de géneros de Elmidae (3), Libellulidae (3), Gomphidae (2), Hydropsichidae (2), Belostomatidae (2), Chironomidae (2), Tipulidae (3), Baetidae (5), entre los más representativos. Seguida en mayor diversidad, está la quebrada Q-224 donde se registraron en promedio 15 familias, con predominio de Leptophlebiidae (3), Hydropsichidae (2), Leptohiphidae (2), Baetidae (5) y Tipulidae (2),



Q= quebrada; 209(y otros)= código de la quebrada monitoreada

Figura 11. Índice de diversidad de Shannon-Wiener de las quebradas monitoreadas

La quebrada con menos diversidad fue la Q-222, debido posiblemente a la poca presencia de hábitat y sustratos para colonizar y al tipo de uso de suelo y actividades que tienen efecto directo en el agua, como el pastoreo permanente, aplicación de herbicidas y la invasión de pasturas en el cauce, vertidos de vivienda que ingresan al cauce y establos, encontrando géneros de 11 familias con predominio de familias como Baetidae (5), Leptohyphes (1), Tipulidae (1), Chironomidae (1), Culicidae (1), Hydropsichidae (1). Otra quebrada con poca diversidad fue la Q-100 en donde solo se encontraron 10 familias como Hydropsichidae (2), Tipulidae (2), Baetidae (1) y Chironomidae (1). (Anexo 4)

La Figura 12 presenta la variación en cuanto a la diversidad en los tratamientos la diversidad de los diferentes tratamientos, siendo en los bosques donde hubo mayor diversidad (2,07) en cuanto a la equitatividad de la comunidad de especies, se encontraron diferencias significativas entre los índices de Shannon-Wiener al comparar los tratamientos, donde los establos fueron menos diversos que los demás tratamientos. La mayor diversidad según Shannon-Wiener se registró en los bosques riparios. La Figura 13 muestra que la mayor diversidad y riqueza de taxa, según el índice de Simpson, fue en los bosques riparios muestra donde se encuentran zonas con abundante vegetación y sustratos más homogéneos, beneficiados además por la variación climática que incrementó hábitats para la colonización en diferentes tiempos.

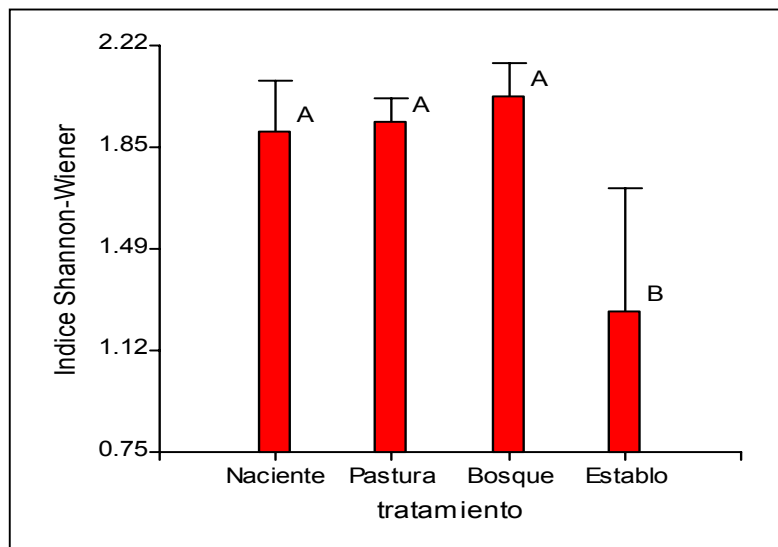


Figura 12. Índice de diversidad Shannon-Wiener aplicado por tratamientos

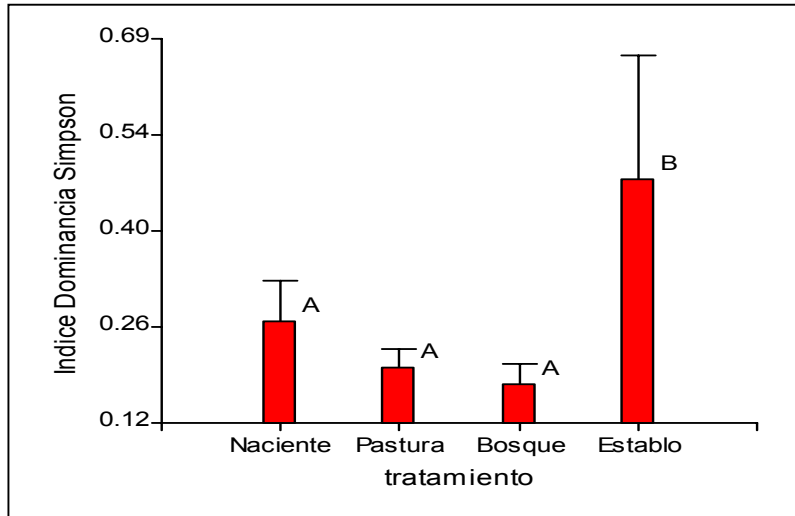


Figura 13. Índice Simpson de dominancia por tratamientos

La Figura 14 muestra que de acuerdo al índice de dominancia de Simpson hubieron diferencias significativas, donde la época seca tuvo mayor diversidad en cuanto a la dominancia de especies, favorecido por la estabilidad de los hábitat y sustratos en los bosques es beneficiada con el caudal mínimo presente propio de la época seca.

Los Índices de Diversidad de Shannon, Dominancia de Simpson, 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.

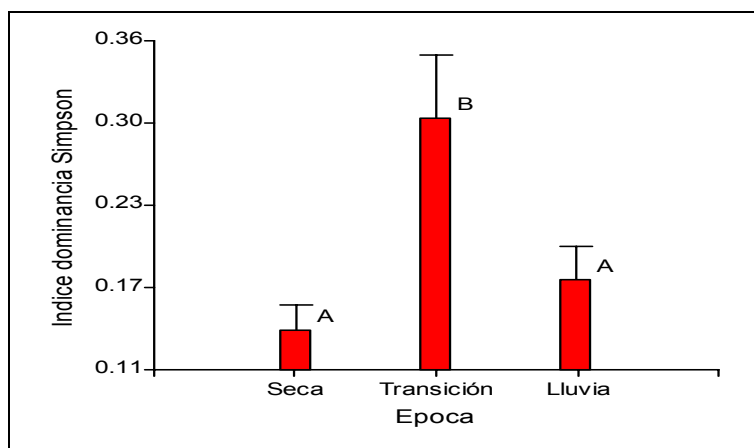


Figura 14. Índice dominancia Simpson para comparar la dominancia de macroinvertebrados en las diferentes épocas climáticas

En la Figura 15 se presenta en forma gráfica las variaciones de la calidad del agua de acuerdo al Índice biológico BMWP-CR en cada punto de muestreo y en las tres épocas de monitoreo.

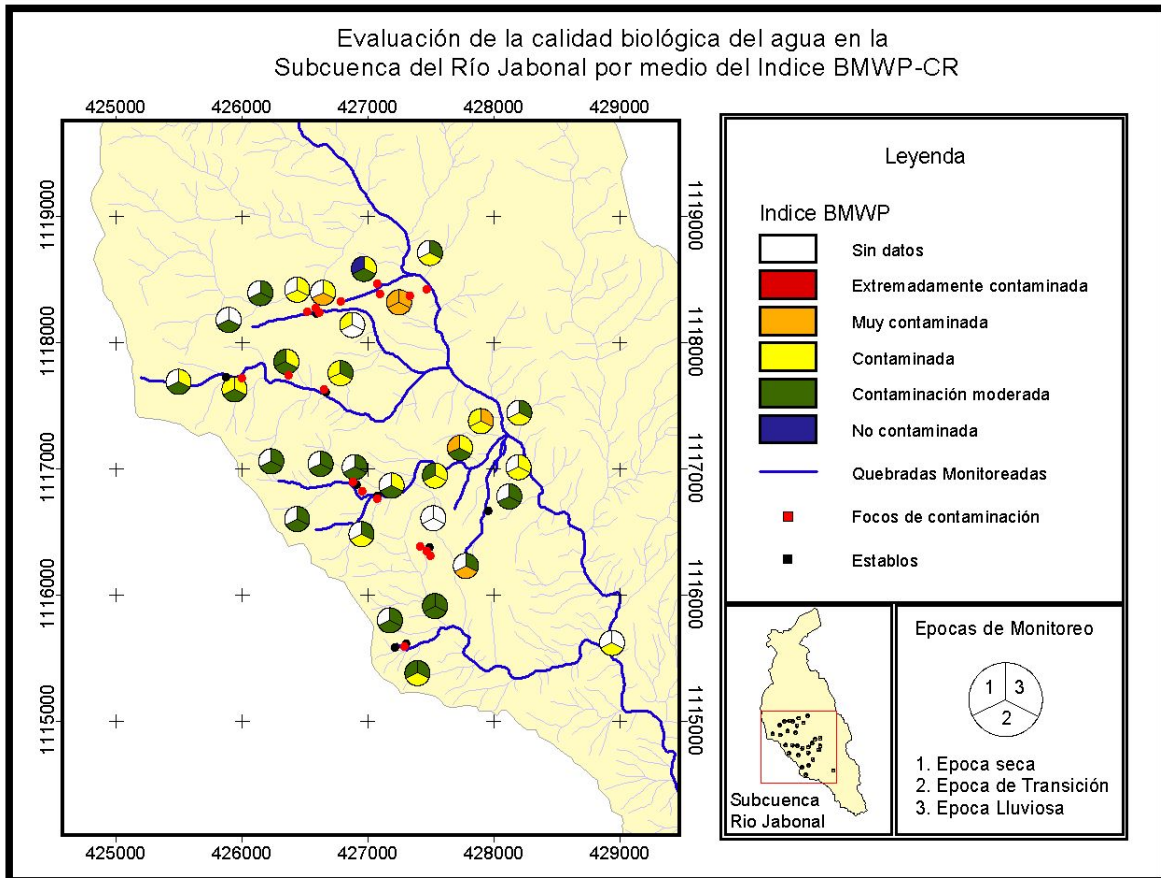


Figura 15. Calidad del agua según Índice BMWP-CR de acuerdo al uso de suelo y a la época de monitoreo.

4.2 Análisis de las características de cobertura vegetal de las quebradas monitoreadas

Dado que el paisaje en las fincas ganaderas fue muy diverso aún dentro de los bosques riparios y zonas de pastoreo, se realizó la caracterización vegetal en los diferentes usos de suelo y actividades relacionadas con el pastoreo (fuente de contaminación difusa) y presencia humana que estuvo afectando y emitiendo vertidos (fuente de contaminación puntual) en donde se monitoreó la calidad del agua, con el fin de tener información referente al tipo de manejo y desarrollo de las actividades a nivel de finca.

Las características del bosque, la cobertura vegetal del suelo, las características de la corriente y las actividades antrópicas, se analizaron integrando factores físicos, químicos, sociales y productivos relacionados con el agua, para observar las variables que afectaron la variabilidad de los datos obtenidos.

En primer lugar, se evaluaron las características de la corriente, sombra y sustratos presentes en la corriente. El porcentaje de sombra en el cauce presentó diferencias significativas ($p < 0,001$), donde el mayor porcentaje de sombra se encontró sobre las nacientes y en la franja riparia. En estos puntos la cobertura del dosel varió entre 25 y 50% de sombra. Mientras en los potreros, sitios con predominio de pasturas y en los establos, la cobertura de sombra estuvo en un rango de 0 y 25%.

Luego mediante estadística descriptiva se comparó el ancho del banco (quebrada) en los diferentes sitios de muestreo. El ancho promedio del banco en los bosques riparios fue de 3,54 metros, con una variación entre 1,31 metros y 8,83 metros, el cual representa el punto de muestreo en el Río Jabonal. En las nacientes el ancho promedio de la quebrada fue 7,93 metros, en las pasturas de 3,36 metros y en los establos de 7,93 metros.

En las características del sustrato del cauce se consideraron los diferentes sustratos presentes, como roca madre, piedra grande, piedra pequeña, grava, gravilla y arena. Se encontró roca madre en cada sitio en porcentajes diferentes, así un 20% en las nacientes, 30% en bosques, 10% en pasturas y 24% en establos.

El porcentaje de piedra grande varió entre 11% en bosques, 26% en nacientes, 22% en pasturas y 15% en establos. El mayor porcentaje de piedra pequeña estuvo en los establos (39%), luego en las nacientes (24%), bosques (21%) y pasturas (18%). Las pasturas concentraron mayor cantidad de arena (13%), seguidas por las nacientes (11%), en los bosques y establos se encontró 6% de arena. La Figura 16 resume la composición de la quebrada en cuanto a su formación geológica.

La diferencia mayor entre las características de los sitios de muestreo fue el porcentaje de arena (material más fino) y el porcentaje de piedra grande predominante en las pasturas, disminuyendo el porcentaje de los otros materiales presentes, que podría afectar la formación de diferentes hábitat en los que es importante el aporte de material vegetal.

Este podría ser menor en las pasturas por el bajo porcentaje de sombra del dosel sobre el cauce que aporta material directo.

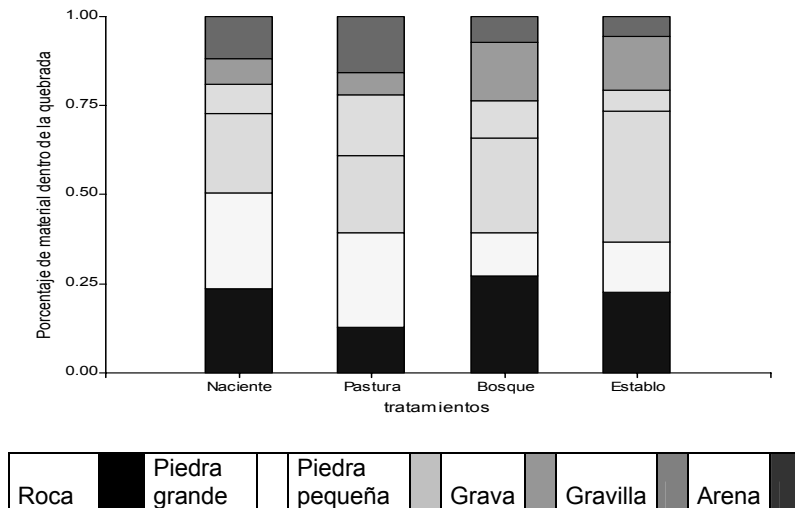


Figura 16. Porcentaje de la composición del sustrato dentro de la quebrada

En las nacientes se evaluaron 8 parcelas ubicadas en la franja riparia y en un bosque secundario no intervenido. El porcentaje de cobertura del dosel fue 64,25% y varió entre 16 y 89%, evidenciando una variabilidad alta entre el área que protege la naciente. La cobertura del suelo en promedio fue 46,26% con una altura promedio de 12,7cm. Esta cobertura estuvo representada principalmente por malezas de hoja ancha y en menor proporción de pasturas naturales. Aunque la disminución de cobertura del dosel fue característica de estos sitios, se combinó con la presencia de pasturas de alta cobertura reflejado en suelos más protegidos. La pendiente en este sector fue en promedio el 26%.

Para caracterizar los bosques se instalaron 8 parcelas temporales. El promedio de la cobertura del dosel fue 69,13% con un rango que varió entre 30 y 89% determinado por la variabilidad de la franja riparia en cada quebrada. La cobertura del suelo se determinó en un 49% y un rango de 17 a 90%. Así también, la altura promedio de la cobertura del suelo (pasto, malezas) fue 12,2cm y la pendiente predominante fue 26%. En los bosques riparios se encontraron especies arbóreas como Tucuíco (*Ardisia revoluta*), Mastate, (*Brosimum utile*), Indio desnudo (*Bursera simaruba*), Jocote (*Spondias purpurea*), Guanacaste (*Enterolobium cyclocarpum*) y Ficus (*Lonchocarpus salvadorensis*).

En las pasturas se evaluaron 11 parcelas. El paisaje estuvo caracterizado por la baja densidad de árboles en pasturas naturales y mejoradas como: pasto Estrella (*Cynodon lemfuensis*) y pasto Brizanta (*Brachiaria brizantha*), de acuerdo a la clasificación del uso de suelo determinado por el proyecto “Sistemas Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas” para fincas ganaderas. En estos potreros el promedio de sombra de dosel fue 26%, en un rango de 0 y 86%, en donde el 86% estuvo dado por la cercanía de cercas vivas y árboles en la quebrada, los cuales no se consideraron como franja riparia de bosque. La cobertura del suelo fue en promedio un 70%, con una altura promedio de 10,64cm, observándose sitios en donde la cobertura fue 0% (suelo erosionado) y extremos con buena cobertura de pasturas de hasta 95%. De igual forma la pendiente promedio en la zona de las pasturas fue del 25%.

En los establos se evaluaron 2 parcelas. La sombra promedio fue 55% debido a que su ubicación estuvo en una zona con alta densidad de árboles frutales y cercas vivas. La cobertura del suelo se caracterizó por la presencia de pasto Estrella (*Cynodon lemfuensis*) con una cobertura de suelo promedio de 32% en un rango de 13 a 51,2%. La altura promedio de la cobertura vegetal fue 9,5cm. La pendiente de estos sitios fue 25%.

Se observó diferencias significativas en el porcentaje de cobertura del suelo (malezas, pastos) entre tratamientos (Figura 17), el cual fue mayor en las pasturas por la alta cobertura de pastos naturales y mejorados en los sitios de pastoreo, propio de suelos con buena densidad de pastos sembrados para el consumo del ganado. La cobertura del suelo disminuyó en las nacientes y bosques, en donde predominaron malezas y vegetación riparia disminuyendo la densidad de pasturas en este sitio.

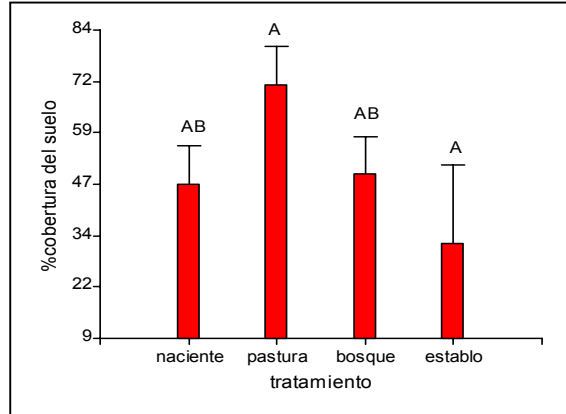


Figura 17. Porcentaje de cobertura del suelo por cada uso del suelo

El Cuadro 29 muestra la variación en la cobertura del dosel, que tuvo diferencias significativas ($p=0,001$) entre los usos de suelo estudiados. La mayor cobertura se encontró en los bosques riparios (69,2%), pues la franja arbórea fue mucho más continua que en las nacientes donde se registró 64,2% de cobertura, caracterizado por la presencia de bosque y áreas sin cobertura. En los establos la cobertura de dosel estuvo dado por la presencia de árboles frutales y cercas vivas junto a las viviendas, que se reflejaron en un promedio del 55,2% de cobertura de dosel. El bajo porcentaje de cobertura de dosel en las pasturas es característico de suelos con árboles dispersos que fueron considerados por su cercanía a la quebrada.

Cuadro 29. Porcentaje de cobertura del dosel en los diferentes usos de suelo de zona de estudio

Tratamiento	n	Media %cobertura dosel	Error estándar	Mínimo	Máximo	Duncan
Bosque	19	69,32	$\pm 3,66$	30,00	89,00	A
Establo	5	55,20	$\pm 0,49$	54,00	56,00	A
Naciente	15	64,20	$\pm 5,79$	16,00	89,00	A
Pastura	29	23,97	$\pm 5,87$	0,00	86,00	B

Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0.05$).

4.3 Comportamiento de las variables físico-químicas, biológicas y la actividad humana en la zona de estudio

El análisis de la relación entre el uso de la tierra, la variación físico-química, biológica y el efecto de las actividades sociales, se presenta por medio de componentes principales. Para este análisis se consideraron los parámetros de calidad química del agua que tuvieron más variación entre los usos de suelo, información del tipo de pastoreo en las fincas, característica vegetal de las zonas de muestreo y las fuentes de contaminación más importantes que se observaron en el estudio determinadas por la presencia antrópica.

Al hacer el análisis de componentes principales se seleccionaron los tres primeros componentes, los cuales explican el 67% de la variabilidad de los datos utilizados. El Cuadro 30 presenta las variables y su grado de relación en cada componente. Las variables con valor mayor a 0,25 fueron consideradas más significativas para explicar la variabilidad de los datos en cada tratamiento. La proporción de la variación que representa cada componente se presenta en el Anexo 6.

Cuadro 30. Correlaciones de las variables físico-químicas, biológicas, tipo de pastoreo y la influencia humana con los componentes 1, 2 y 3

Variables	Valor de correlación Componente 1	Valor de correlación Componente 2	Valor de correlación Componente 3
Sólidos suspendidos	0,05	-0,32	-0,13
Coliforme fecal	0,16	-0,04	-0,23
ICA	0,28	-0,03	0,03
BMWP	-0,26	0,01	0,20
No. Individuos(insectos)	0,17	0,06	0,07
Indice Simpson	0,15	0,05	0,07
Cobertura suelo	-0,07	-0,38	0,15
Cobertura dosel	-0,12	0,39	0,04
% pendiente	-0,18	-0,16	-0,21
Carretera	0,30	-2,1E-03	0,09
Acceso-cauce	0,27	-0,08	0,21
Carga animal UA/ha	-0,12	0,12	0,19
Tipo de pastoreo	-0,22	-0,22	0,06
Vivienda	0,26	0,10	-0,24
Habitantes/vivienda	0,10	0,16	-0,10
Vertidos-vivienda	0,13	-0,08	0,10
Pozo séptico	0,23	0,23	-0,21
Vertidos establo, chanchera	0,27	0,13	0,17
Uso-agua	0,16	-0,12	0,37
Turbiedad	0,04	-0,24	0,23
No. familias (insectos)	-0,23	-0,01	0,33
Ancho quebrada	0,26	0,12	0,22
Sombra en quebrada	-0,26	0,25	-0,05
Sólidos sedimentables	0,07	-0,39	-4,6E-03
Temperatura Agua °C	0,14	-0,21	-0,25
Dureza total	0,05	-0,21	-0,33
Coliforme total	0,20	-0,01	0,22

En este análisis se mostró un conjunto de variables que tuvieron diferente grado de correlación con el componente 1, otras variables que tienen una mayor correlación con el componente 2, y otras variables que tienen mayor relación con el componente 3.

El componente principal 1 explica el 34,5% de la variabilidad de la multidimensionalidad de los datos, donde variables químicas, biológicas, factores de pastoreo y presencia humana, tuvieron una mayor correlación en este componente. Así mismo, muestra que la mayor variabilidad estuvo asociada a los tratamientos establos en las tres épocas de

muestreo (seca, transición y lluvia) con los tratamientos nacientes en las dos épocas de muestreo (transición y lluvia).

El componente 1 muestra como las variables de mayor importancia las características de cobertura vegetal, fuentes de contaminación puntual y los índices de calidad del agua (Figura 18).

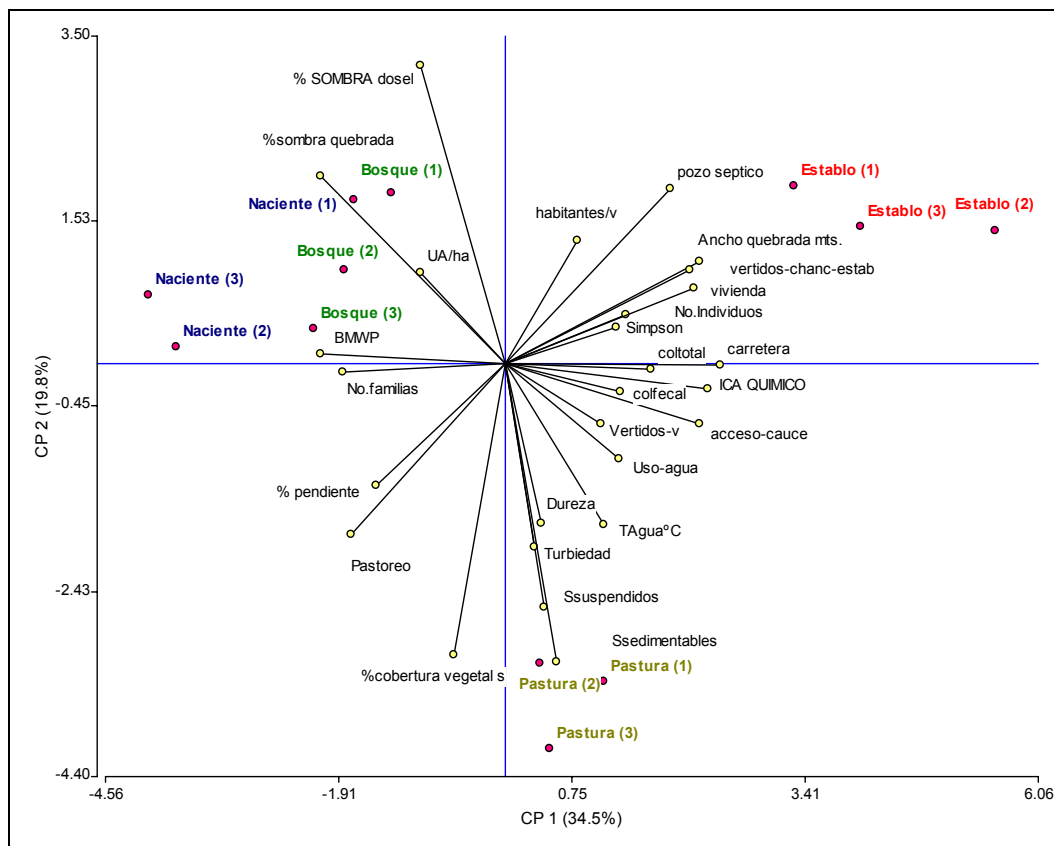


Figura 18. Representación gráfica del análisis multivariado por componentes principales, componentes 1 y 2

El lado derecho del componente 1 presenta los tratamientos pasturas y establos asociados con la mayor influencia del uso del suelo, pastoreo y actividades humanas que fue igual en las tres épocas de muestreo, asociado a una menor diversidad de hábitats en el cauce por factores que incrementan la perturbación de los sustratos de las quebradas y la ausencia de vegetación riparia. Se observó que el Índice físico-químico de calidad del agua (ICA) y variables de pastoreo (acceso al cauce), cercanía de carreteras y viviendas y la presencia de establos y chancheras, tuvieron una mayor correlación en estos sitios en las tres épocas de muestreo.

Lo anterior mostró, de acuerdo al ICA, que la calidad del agua fue menor en los establos, en donde la presencia de viviendas, aguas arriba de este sitio, emiten sus vertidos al cauce, además del mayor acceso del ganado al cauce y la cercanía de estos sitios a la carretera, favoreciendo su ubicación para estas actividades.

El análisis de Análisis de varianza que se aplicó al ICA (índice de calidad del agua), corrobora la conclusión anterior que ya mostró un ICA con diferencias significativas para los establos y pasturas donde su calidad fue menor con respecto a los bosques y nacientes (Cuadro 26). Además, se puede observar que cuando el ICA incrementó su valor (menor calidad), el valor del Índice BMWP disminuyó (menor calidad), por lo que los dos índices ofrecieron información similar en cuanto al nivel de contaminación presente en los tratamientos, por lo que se pudo observar que la utilización del índice BMWP ofrece información muy real de los niveles de perturbación del ecosistema acuático, asociados con las fuentes de contaminación presentes.

El porcentaje de cobertura del dosel sobre la quebrada tuvo una correlación positiva con número de individuos (familias) y con el valor del índice BMWP en los bosques, pues esta condición tuvo beneficio en las características físicas y composición de los sustratos dentro de la quebrada, reflejada en una mejor salud del ecosistema.

El lado izquierdo del componente 1 presenta los tratamientos nacientes y bosques riparios asociados a una menor influencia del uso del suelo, debido a que se encuentran en la zona alta de las fincas, lo cual limita el pastoreo continuo de animales y al acceso al cauce. El Índice Biológico BMWP fue mayor en estos sitios, asociado al mayor porcentaje de sombra sobre la quebrada y el mayor ancho del banco (cauce) de la quebrada. Estos tuvieron un efecto positivo con el número de individuos (macroinvertebrados) encontrados en estos sitios de muestreo en donde el Índice de diversidad de Simpson se relacionó negativamente con este lado del componente, demostrando que hubo mayor diversidad de insectos en las nacientes y bosques riparios.

Se observó además, que la carga animal (UA/ha) tienden a disminuir en la medida que se acerca a estos sitios, por lo tanto la frecuencia de pastoreo disminuye, puesto que los tratamientos de nacientes y bosques riparios, están ubicados en sitios donde la pendiente

es mayor y el acceso para los animales es limitado, disminuyendo el impacto sobre el ecosistema de estos sitios.

Finalmente, las variables del lado izquierdo se relacionan inversamente con el lado derecho del componente 1. En las nacientes y bosques riparios se encontró mejor calidad del agua de acuerdo al (ICA) y al BMWP, mayor diversidad de insectos macroinvertebrados (Índice de Simpson), por la menor influencia de actividades productivas, pastoreo, acceso al cauce, establos y presencia humanas con viviendas, vertidos y pozos sépticos. Así también, la concentración de sólidos suspendidos, coliformes fecales y reducción del número de macroinvertebrados fue menor, lo cual, estaría asociado a la disminución de la contaminación en donde predominan principalmente las familias del orden díptero, Chironomidae, Tipulidae, etc.

El componente principal 2 explica el 20% de la variabilidad de la multidimensionalidad de los datos, en donde se observó que las variables de composición vegetal y parámetros químicos diferenciaron a los tratamientos pasturas en las tres épocas (seca, transición y lluvia) con respecto a las nacientes, bosques y establos en las mismas épocas.

Se pudo observar que el porcentaje de cobertura del dosel en la franja riparia permitió que la cobertura de dosel sobre la quebrada sea mayor en las nacientes y en los bosques riparios, favoreciendo los procesos naturales en el ecosistema acuático. Los sólidos suspendidos y sedimentables se incrementaron en las pasturas, donde la cobertura del dosel fue menor a pesar de que la cobertura del suelo es mas alta (80%). Sin embargo, este efecto se justifica con el tipo de suelo y la cercanía de las quebradas a zonas de deslizamiento continuo. El incremento de los sólidos tuvo un efecto negativo en las características químicas del agua, reflejado en la saturación de hábitat para la colonización de los macroinvertebrados, donde varias familias que son sensibles a estas cargas como Perlidae, Ptylodactilidae, Hydropsichidae, disminuyeron su abundancia, sobre todo en la época lluviosa.

En menor grado el pastoreo continuo se asoció con el incremento de la turbiedad, la dureza total y la temperatura del agua, cuya correlación se evidenció más en el tratamiento pasturas durante las tres épocas. De igual forma el factor humano estuvo mostrando mínima variabilidad para justificar la representatividad de este componente.

El componente 3 explica el 13% de la variabilidad de la multidimensionalidad de los datos encontrados, en donde predominaron variables químicas y biológicas del agua y asociadas a su uso (Figura 19). En este componente se diferenció el tratamiento naciente en la época seca, en donde la temperatura del agua tiende a incrementarse en la medida que la dureza incrementó su valor, puesto que en este punto la dureza del agua alcanzó los límites críticos para aguas blandas (97mg CaCO₃/l) y 25° C de temperatura.

En este punto el número de familias de macroinvertebrados tendió a disminuir, ya que en la época seca y a la altura de las nacientes, no se evidenció suficiente caudal para la estabilidad de los hábitats, siendo una limitante para la población acuática. El consumo de agua también estuvo relacionado en este componente. La variable indicó que en la medida que se acerca a la naciente, el consumo del ganado para abrevaderos disminuye, siendo el principal uso el consumo humano, en dos de los casos estudiados. De igual forma, la ubicación de las viviendas aguas arriba de la quebrada, está afectando esta variabilidad en menor porcentaje.

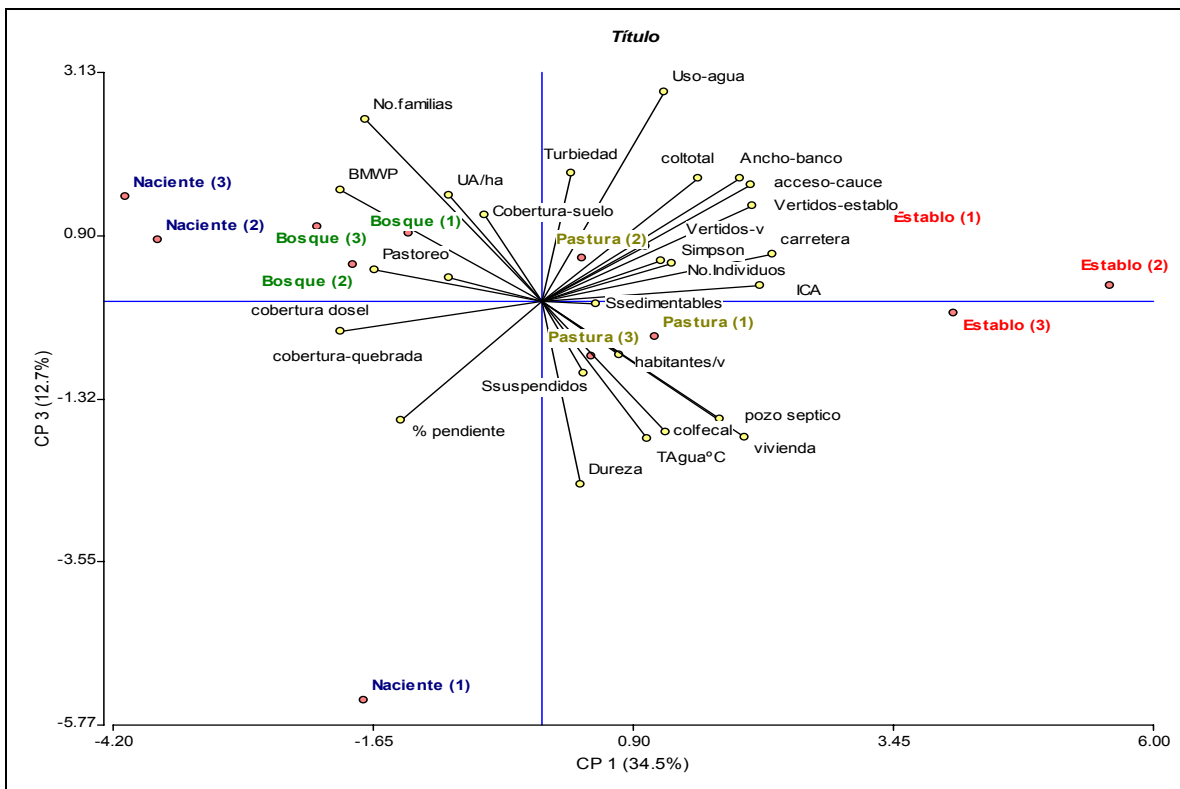


Figura 19. Representación gráfica del análisis multivariado por componentes principales, componentes 3 y 1

4.3.1 Relación de las variables físico-químicas y biológicas

Al aplicar el índice de correlación de Pearson se observó que no existe una relación significativa y directa entre el índice biológico BMWP y los parámetros físico-químicos del agua, posiblemente porque cada uno analizado individualmente no tuvo efecto sobre la variación de la presencia de individuos de determinada familia que pudieron afectar este resultado.

Esta condición no alteraría el valor del BMWP que se basa en la presencia o ausencia de la familia, más no en el número de individuos que la representan. Sin embargo, se observó que conforme la actividad ganadera se intensificó en los sitios y con la presencia de lluvias, el índice biológico varió, lo cual, significa que la perturbación físico-química por la alteración en la concentración de varios parámetros, asociada con la perturbación humana y productiva, sí tuvo un efecto en la respuesta de los macroinvertebrados bentónicos que se muestra en el nivel de calidad que este índice representa.

El Cuadro 31 resume los resultados encontrados para la correlación Pearson, donde ningún valor estuvo asociado directamente con el Índice como tal, lo que posiblemente tuvo relación con el número de individuos y géneros presentes, que no fueron analizados en este paso.

Cuadro 31. Resumen de la Correlación de Pearson del Índice BMWP con las variables físico-químicas del agua

Parámetro	Coficiente	Pr=<0,05
DBO5	0.15888	0.4690
DQO	-0.14303	0.5150
Dureza total	0.03150	0.8866
Fosforo total	-0.02582	0.9069
Nitratos	-0.08121	0.7126
pH	0.04548	0.8367
Sólidos suspendidos	-0.12493	0.6214
Sólidos sedimentables	-0.14653	0.5047
Turbiedad	-0.16982	0.4870
Coliformes totales	0.13664	0.5341
Coliformes fecales	-0.20548	0.3469
Temperatura del agua	-0.14375	0.5129

Los resultados muestran que el cambio en la calidad del agua estuvo asociado al uso del suelo, en donde interactúan el factor humano, biológico y productivo que no se reflejan en este análisis. Los cambios del uso del suelo o de la cobertura vegetal pudieron causar un mayor o menor impacto en los ecosistemas acuáticos, asociado al factor de manejo y presión humana sobre los recursos naturales.

4.4 Análisis de la percepción comunitaria en la problemática del agua en Cerrillos y Peñas Blancas, Esparza, Costa Rica

El paisaje ganadero es la característica común de los poblados de Cerrillos y Peñas Blancas y se evidenció el interés de la comunidad por participar en acciones que conlleven a un manejo integral en sus fincas que se refleje en la salud y calidad de vida de la población, así como en la preservación de los recursos naturales.

Estas comunidades se encuentran organizadas en varios grupos, como el Bancomunal, que es una cooperativa de ahorro para los productores de la zona, un grupo de Guardias forestales encargados de proteger los bosques y evitar la tala de árboles maderables en zonas de mayor vulnerabilidad. También participan en el Proyecto “Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas” para la conservación de la biodiversidad y captura de carbono. Son personas que participan activamente en diferentes organizaciones con el fin de procurar mejor nivel de vida para sus familias

Para concluir esta investigación se desarrolló un taller con los productores y moradores de la comunidad y se analizó la problemática en torno a la calidad de sus fuentes de agua, los principales factores y focos de contaminación, así como las medidas que se podían tomar para disminuir los impactos en el recurso hídrico disponible.

4.4.1 Principales causas de contaminación del agua

La contaminación del agua en quebradas de fincas ganaderas tiene sus principales causas en un manejo extensivo de la ganadería, la mala ubicación de los establos y chancheras cerca de las quebradas, vertidos de la vivienda sobre los cuerpos de agua, deterioro de pozos sépticos, basura inorgánica y el uso inadecuado de agroquímicos, principalmente (Figura 20).

De acuerdo a los porcentajes, se escogieron las causas de contaminación que los participantes consideraron más comunes y se hizo una priorización de éstas y el nivel de efecto negativo para la salud. Es así que se trabajó sobre cinco causas principales; vertidos de las viviendas, basura orgánica e inorgánica, acceso de los animales al cauce, el uso de agroquímicos y el manejo de la ganadería.

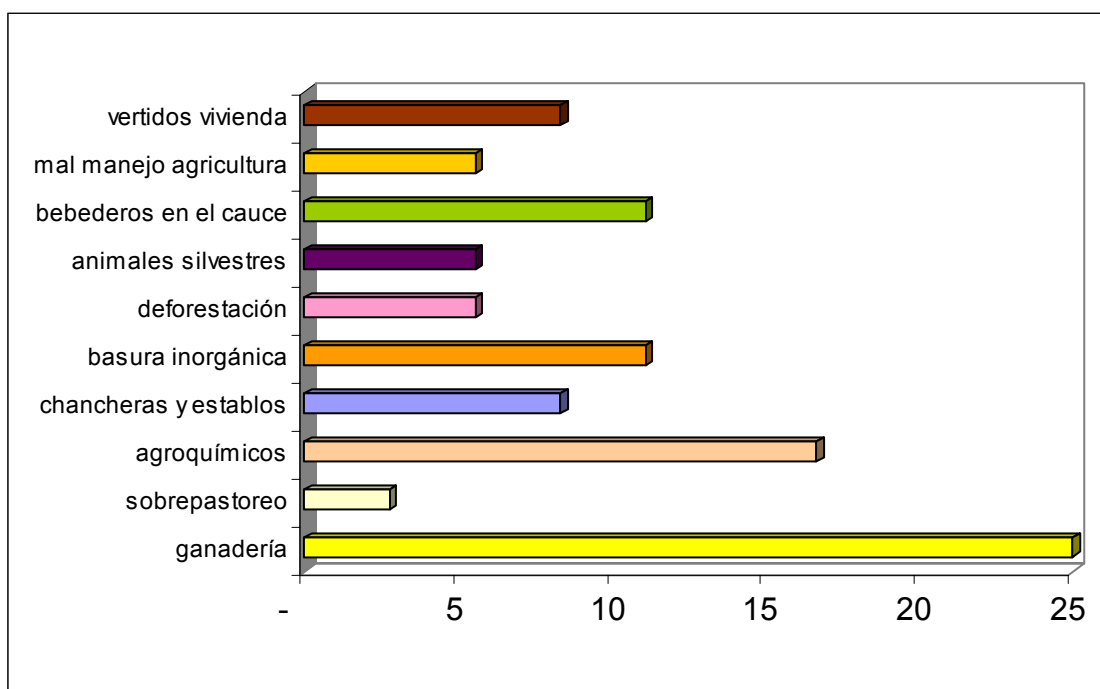


Figura 20. Resumen de las principales causas de contaminación de las fuentes de agua en fincas ganaderas, con el método de lluvia de ideas

Con base en estas cinco causas de contaminación seleccionadas para el estudio, se procedió a formar grupos de trabajo para analizar la importancia y la magnitud de estas actividades en la calidad del agua en las fincas y las propuestas para disminuir este impacto (Cuadro 32).

Cuadro 32. Resumen del análisis de las soluciones propuestas para disminuir la contaminación en Cerrillos y Peñas Blancas

Vertidos de la vivienda (aguas servidas)	Basura	Ganadería y establos Porquerizas	Agroquímicos	Áreas sin protección (bebederos y acceso al cauce)
Tanques sépticos	Hacer huecos Reciclar	Proteger ciertas áreas más vulnerables	No fumigar cerca de yurros	Cercar el área de la naciente
Drenajes para desviar el agua servida a los potreros	todo lo que se pueda y hacer abonos Reciclar	Regeneración natural	Seleccionar áreas para fumigar	No talar árboles
Ubicar correctamente drenajes	vidrio y latas por separado	Lavar los corrales de lechería	Regeneración natural de áreas afectadas	Sembrar árboles adecuados (que no perjudiquen la cantidad de flujo)
	Concientizar a la gente	Biodigestores Incorporar bacterias	No usarlos o disminuir el uso No lavar equipos en las fuentes de agua	árboles que voten hojas en el verano
	Educación	Lagunas de oxidación	No regar cerca de las fuentes de agua	Cercar un área de captación
	Aprender a reciclar	Drenaje Hacer abono orgánico con los sólidos	enterrar los envases productos alternativos	No construir cerca de nacientes Regeneración natural de los bosques

El aporte de la discusión de los participantes se resume en los siguientes párrafos:

4.4.1.1 Vertidos de viviendas

Con el problema de los vertidos de las viviendas y la forma de disminuir su contaminación los grupos coincidieron en la necesidad de incrementar la cantidad de tanques sépticos en las viviendas, pues solo las aguas negras son dirigidas a pozos sépticos, mientras que las aguas residuales de la cocina y lavandería son vertidos directamente al cauce y a los potreros. Además, es necesario ubicar los drenajes en zonas que no afectan la quebrada y que su funcionamiento sea monitoreado constantemente.

4.4.1.2 Basura orgánica e inorgánica

El manejo de la basura fue otro tema discutido, coincidiendo también los asistentes en que a pesar de la cantidad generada no se le da un adecuado manejo, por carencia en educación ambiental y poca conciencia colectiva. Concordaron que disponen de recursos y espacio físico en la misma finca para elaborar abonos orgánicos que luego podrían utilizar en sus pastos y cultivos.

Entre las alternativas sugeridas estuvieron en primer lugar aprovechar el conocimiento de algunos vecinos para elaborar abono orgánico a partir de estos desechos. Organizar a la comunidad para reunir basura reciclable en la vivienda (botellas, plásticos, cartones) y unirse a un programa de reciclaje que se desarrollaba en el cantón de Esparza con el fin de disminuir la contaminación en sus fincas y obtener un ingreso económico adicional.

4.4.1.3 El uso de agroquímicos

La mayoría de productores utilizan herbicidas en sus fincas sin determinar límites para esta aplicación, incluso cerca de las nacientes y riberas de quebradas. El manejo de agroquímicos no estuvo limitado por el nivel de toxicidad que éstos tienen o el efecto sobre su salud. En la mayoría de los casos, no se ha identificado la forma de manejar estos residuos y disminuir la contaminación. Algunos productores han adoptado la medida de aplicar herbicidas cada 4 años a todo el potrero, teniendo efectos positivos en el control de malezas, además de que disminuye la contaminación de sus fuentes de agua, asegurando agua de mejor calidad para su ganado.

Una de las propuestas sugeridas para disminuir la contaminación por el mal uso de agroquímicos, fue seleccionar áreas más degradadas o invadidas por malezas para un adecuado manejo y recuperación de las pasturas. No aplicar herbicidas ni agroquímicos cerca de las nacientes y evitar el ingreso de animales a la zona, permitiendo la regeneración natural de la vegetación.

Otra medida que se adoptó fue reducir el uso de productos con alto nivel de toxicidad y utilizar productos alternativos o biológicos, para disminuir el riesgo de efectos tóxicos en las personas, así como también el manejo apropiado de los envases.

4.4.1.4 El manejo de la ganadería

Uno de los problemas abordado con mayor énfasis fue la contaminación que se produce en sus fincas por el pastoreo, porquerizas y establos en áreas cercanas a las fuentes de agua. Es una característica común, en la mayoría de los ganaderos, ubicar bebederos cerca o en el cauce de las quebradas e incluso habilitar zonas en el bosque donde los animales descansan. Esto tiene un efecto negativo que se incrementa y se evidencia en el deterioro de los taludes y en la disminución de áreas productivas dentro de las fincas, así como la pérdida de fuentes de agua o contaminación de fuentes de agua, principalmente durante las lluvias. La propuesta fue construir lagunas de oxidación, utilizando recursos de la finca y el conocimiento de algunos vecinos.

La utilización del estiércol del ganado y la cerdaza para la producción de biogás, fue una opción propuesta en base de la experiencia positiva de algunos productores que consumen este combustible en sus viviendas.

4.4.1.5 Acceso de animales al cauce, falta de protección de las fuentes de agua

Fue un acuerdo común evitar el acceso de los animales al cauce, por el deterioro del talud, así como la contaminación del agua. La colocación de abrevaderos en sitios menos vulnerables que sean de fácil acceso para el ganado, implica una inversión económica sin embargo, es aplicable para determinadas áreas de la finca, pues no todos los repastos tienen condiciones para ubicar abrevaderos.

Reubicar los establos lejos de las quebradas y acondicionar los corrales para disminuir la carga contaminante en el cauce.

La falta de protección de las nacientes, la disminución del área de bosque por la tala de árboles maderables para la venta y la obtención de leña, afectan de manera negativa la calidad del agua en las nacientes y en su curso natural. Algunas fincas tienen áreas reducidas para mantener al ganado, por tanto disponen de menos terreno para proteger las fuentes de agua.

Finalmente entre las conclusiones finales del taller se resume lo siguiente:

Reconocer la importancia del bosque en la protección de los recursos naturales, principalmente en la conservación de las fuentes de agua, indispensable para desarrollar la actividad ganadera en sus fincas, su principal fuente de ingreso.

Promover un acuerdo para respetar al menos la franja mínima requerida por la ley forestal para proteger las riveras de las quebradas (15 metros a cada orilla) y el área de las nacientes (100 metros) entre los vecinos, con una campaña de concientización para proteger su recurso bosque.

Disminuir las prácticas de quema de basura de la vivienda e incrementar la producción de abono orgánico, así como reciclar el material inorgánico. Además, buscar recursos para instalar biodigestores y producir gas a partir del estiércol animal.

No construir cerca de las quebradas y disminuir al mínimo el acceso de los animales al cauce, así como planificar mejor el manejo del pastoreo, especialmente en áreas más vulnerables de la finca.

Es necesaria más información de medidas que se pueden tomar para aprovechar los residuos sólidos y líquidos generados en las fincas y como manejarlos para disminuir la contaminación, ya que tienen interés por tomar medidas a tiempo y en comunidad para detener los impactos negativos.

La información obtenida en el taller fue utilizada para la evaluación integral del estado de la calidad del agua por estar relacionada con factores naturales, físico-químicos y humanos. Por tanto, la actividad cumplió con dos objetivos: conocer el grado de participación de la comunidad y obtener datos que orienten y ayuden al análisis de los resultados de la investigación de campo.

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 Conclusiones

La calidad del agua a nivel físico-químico tuvo alteraciones importantes debido al cambio de uso de suelo, factor principal que influencia la vulnerabilidad del recurso. Esto se observó en la medida que disminuye la franja riparia de las quebradas y se incrementa el área de potrero con el consecuente acceso de los animales al cauce, así también el aporte de fuentes puntuales de contaminación. Sin embargo, la mayoría de los parámetros no presentaron diferencias entre épocas climáticas.

Los parámetros físico-químicos que excedieron el nivel crítico para agua de consumo humano conforme cambia el uso del suelo fueron: Demanda Química de Oxígeno (DQO), sólidos suspendidos, fósforo total, coliformes fecales y totales, que pueden ser considerados para evaluar la calidad del agua en monitoreos futuros.

Los parámetros que permanecieron debajo del nivel crítico recomendado para el agua de consumo humano fueron Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5), Oxígeno Disuelto (O_2D), turbiedad, sólidos sedimentables y pH. Esta concentración fue favorable para la salud del ecosistema acuático.

En los bosques riparios el agua tiene menor concentración de coliformes fecales, sólidos suspendidos, nitratos y fósforo total. Fue evidente la retención de sedimentos que circulan en el cauce. En los potreros y establos el pastoreo extensivo y la carga animal afectaron negativamente la calidad del agua en las quebradas estudiadas.

En la mayoría de los casos el agua de las quebradas no cumple con los requerimientos críticos establecidos para consumo humano en Costa Rica, según lo establecido en la propuesta del reglamento del MINAE para los parámetros físico químicos del agua, siendo necesario un tratamiento convencional para potabilizarla. La calidad actual del agua permite su uso para abrevadero de ganado y el desarrollo de actividades pecuarias.

En los bosques riparios se observó la mayor diversidad de macroinvertebrados bentónicos, asociado a las condiciones favorables para su desarrollo. De igual forma, en

la época seca hubo mayor diversidad de organismos, principalmente por la estabilidad de los hábitats. La mayor abundancia se encontró en los potreros, asociados a la presencia de mayor fuentes de contaminación orgánica.

El índice biológico BMWP proporciona información rápida sobre la salud del ecosistema acuático, los factores que lo perturban y por su bajo costo y facilidad de aplicación puede ser utilizado por los propietario de fincas y estudiantes para un monitoreo constante del agua en las quebradas.

La comunidad tiene un interés especial por tomar medidas para proteger la calidad del recurso. Además, son concientes de la contaminación que producen en sus fincas. Por tanto efectuar acciones de manejo y conservación de suelo y agua de manera concertada con la comunidad, beneficiaría la salud tanto de las personas como del los ecosistemas.

5.2 Recomendaciones

Enriquecer las franjas riparias con especies maderables y frutales nativas que provean mayor estabilidad a los taludes y protección del suelo y agua, y permitan una fuente de ingresos económicos y alimentación aprovechable dentro de la finca y mejores condiciones para proteger la biodiversidad.

Cercar las franjas riparias para evitar el ingreso de los animales al cauce y la alteración de las riveras, que favorece la regeneración natural y permanente del bosque y protege la calidad del agua. Además, permite a la comunidad obtener mayor información de las funciones de los bosques riparios en paisajes tropicales que permitan tener fundamento más certero del área que se debe recomendar para una franja riparia con fines hídricos.

La presencia de árboles y cercas vivas en los potreros, ayuda a disminuir el impacto de la contaminación, pero es muy importante implementar prácticas de manejo del pastoreo que disminuyan el acceso y permanencia de los animales en las zonas más cercanas a las quebradas, pues favorecen la alta concentración de nutrientes y patógenos que se incorporan al agua.

Hacer respetar lo establecido por el artículo 33 de la ley forestal de Costa Rica, que declara como área de protección de las nacientes, un radio de 100 metros, y una franja de 15 metros en la zona rural a ambos lados de las riberas de ríos, quebradas o arroyos, en terreno playo; y 50 metros en terreno quebrado. En el caso de áreas de potreros sin protección de las quebradas, se debe delimitar cierta área e iniciar una repoblación de vegetación nativa como una zona de amortiguamiento.

La construcción de bebederos lejos de las quebradas y la implementación de zonas de descanso para los animales fuera del bosque, pueden ayudar a disminuir la concentración de contaminantes en los potreros.

Sería importante mantener por lo menos una campaña de muestreo en la época de transición (período de inicio de las lluvias), lo cual ayudaría a detectar zonas que aportan

más nutrientes y son más vulnerables a la contaminación, sobretodo en el aporte de nitratos, fosfatos, coliformes fecales y sólidos suspendidos.

La información de este estudio podría tomarse como base para la implementación de campañas de monitoreo y actividades para la conservación de los recursos naturales en zonas que están siendo amenazadas por la deforestación y el crecimiento de la frontera agrícola.

La participación de la comunidad en las acciones para la conservación de los recursos naturales es muy importante para el éxito de esta actividad, puesto que son ellos los pobladores de la subcuenca, quienes deben conocer el impacto que sus acciones tienen sobre la calidad de los recursos y tomar medidas para disminuir los efectos negativos.

La capacitación de jóvenes, niños y propietarios de fincas de las comunidades de Cerrillos y Peñas Blancas en el monitoreo biológico de la calidad del agua puede ser uno de los beneficios directos que la comunidad perciba a partir de la información generada en esta investigación.

6. BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Alba, J. 1996. IV Simposio del Agua en Andalucía. "Macroinvertebrados acuáticos y la calidad del agua de los ríos". Volumen II. Pg.203-213. ISBN: 84-7840-262-4. Armenia, ES
- Arteaga, O. 1994. Infraestructura Administrativa y de Datos Básicos para la Planificación de Recursos Hídricos en el Istmo Centroamericano. Organización Meteorológica Mundial. Comité Regional de Recursos Hídricos. San José, CR.
- BM (Banco Mundial,US), 2001. The Little Green Data Book. Washington, US. 23 p.
- Barling, R.D; Moore, I.D. 1994. Environmental management: Role of buffer strips in management of waterway pollution: a review. New York, US. p. 543-558.
- Bartram, J; Ballance, R. 1996. Water quality monitoring. A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes. UNEP/WHO. GB. 383 p.
- Basterrechea, D. 1986. Limnología del lago de Amatitlán. Universidad de San Carlos. Guatemala. 86 p.
- Bremmer, C.N. 1989. Highland-lowland interactions in the Ganges-Brahmaputra river basin: A review of published literature. *ICIMOD Occasional Paper*, No.11.
- Bruijnzeel, L.A. 1990. Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: UNESCO International Hydrological Programme. Francia, Paris.
- CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CR), 1986. Principios de calidad de agua para el manejo de cuencas. Turrialba, CR 83 p.
- Chapman, D. 1992. Water Quality Assessments. A Guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. UNESCO. GB. 565 p.

- Chará, J. 2003. Manual para la evaluación biológica de ambientes acuáticos en microcuencas ganaderas. Cali, CO. CIPAV. 52 p.
- Córdoba, A. 2002. Calidad de agua y su relación con los usos actuales en la subcuenca del Río Jucuapa. Matagalpa, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR. CATIE/UCR. 143 p.
- Cruz, J. 2002. Evaluación del cambio de uso de la tierra en sistemas de producción agropecuaria en la cuenca del Río Barranca, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 147 p.
- Doran, J.E; Linn, D.M. 1979. Environmental microbiology: bacteriological quality of runoff water from pastureland. p. 985-991.
- Espino, G. 2000. Organismos índices de calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores). UNAM. Heredia, CR. p. 21.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, IT), 1993. Prevención de la contaminación del agua por la agricultura y actividades afines. Informes sobre temas hídricos 1. Santiago, Chile. 385 p.
- _____, 1996. Control of water pollution from agriculture. Ongley, E.D. FAO Irrigation and Drainage Paper, p. 55
- García, L.A.O. 2003. Indicadores técnicos y evaluación de la influencia del uso de la tierra en la calidad del agua, subcuenca del Río Tascalapa Yoro Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR. CATIE/UCR. 136 p.
- Geilfus, F. 1997. 80 herramientas para el desarrollo participativo. Diagnóstico, planificación, monitoreo y evaluación. San Salvador, SV. Primera edición. 208 p.

- Guerrero, F., Manjares, A., Núñez, N. 2003. Los macroinvertebrados bentónicos de Pozo Azul y su relación con la calidad del agua. Acta biológica colombiana. Co. 8(2): 43-56.
- GWP (Global Water Partnership, CR), 2004..Régimen del recurso hídrico. El caso de Costa Rica. San José, CR. 55p.
- Heartsill, T., Aide, T. 2003. Riparian vegetation and stream condition in a tropical agricultura-secondary forest mosaic. Ecological Applications. 13(1):225-234
- Holdridge, L. 1979. Ecología basada en zonas de vida. Trad. Jiménez, H. San José, CR, IICA. 216 p.
- Hooda, P.; Edwards, A.; Anderson, H.; Miller, A. 2000. A review of water quality concerns in livestock farming areas. The science of the total environment. vo. 250:143-167
- Howell, J.M.; Coyne, M.S.; Cornelius, R. 1995. Journal environmental quality. Fecal bacteria in agricultural waters of the bluegrass region of Kentucky. Kentucky, US. p. 411-419.
- Ibrahim, M.; Pezo, D. 1996. Sistemas Silvopastoriles. Modulo de Enseñanza Forestal. Turrialba, CR. no. 2. 275p. 2.ed.
- _____, M.; Camero, A.; Camargo J.; Fair H. 2001. Sistemas Silvopastoriles en América Central: Experiencias de CATIE. Turrialba, CR. 16 p.
- Jiménez, F. 2004. Conceptos Básicos. Curso de Manejo Integrado de Cuencas Hidrográficas (CATIE). Turrialba, CR.
- Kiersch, B. 2000. Relación tierra-agua en cuencas rurales: "Impacto del uso de la tierra sobre los recursos hídricos". Roma, IT, 14pg.

- Laidlaw, T.; Jackson T. 2003. Adopte una quebrada. Trad. Ramírez A.; Juárez J. San José, CR. 53p.
- Lemly, D. 1982. Modification of benthic insect communities in polluted streams: combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. *Hidrobiología*. 87: 229-245.
- Lowrance, B.; Dabney, S.; Schultz, R. 2002. Improving water and soil quality with conservation buffer. *Journal of soil and water conservation*. 57: 38-46
- Magurran, A. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Pres. New Jersey, US. 179 p.
- Menezes, J.L. 2003. Calidad del agua en la microcuenca Los Hules-Tinajones, cuenca del Canal, Panamá. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR. CATIE/UCR. 74 p.
- Miador, M. R. 1993. Methods for characterizing stream habitat as part of the national water quality assessment program. Carolina del Norte, EU. 48 p.
- MINAE, 2003. (Ministerio de Ambiente y Energía, CR). Propuesta de eglamento para la evaluación y clasificación de la calidad de cuerpos de agua superficiales de Costa Rica. San José, CR. 22 p.
- Moliner, A; Camacho, A. 2002. Recomendaciones para la toma de muestras de agua, biota y sedimentos en humedales Ramsar. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, ES. 226 p.
- Murgüeito, E.; Ibrahim, M.; Ramírez, E.; Zapato, A.; Mejia, C.; Casasola, F. 2003. Uso de la tierra en fincas ganaderas. Guía para el pago de servicios ambientales en el proyecto "Enfoques silvopastoriles integrados para el manejo de ecosistemas". Cali, Co. 97 p.

- Murphy, J.; Giller, P. 2000.. Seasonal dynamics of macroinvertebrate impacts in the benthos and associated with detritus pack in two order-streams with different riparian vegetation. *Fresh biology*. 43: 617-631.
- Niemi, R.; Niemi, J. 1991. Bacterial pollution of waters in Pristine and agricultural lanas. *Journal of environmental quality*. 20:620-627.
- OMS (Organización Mundial de la Salud), 2002. Conferencia sobre la evaluación y estrategias de Gestión de recursos hídricos en América Latina y el Caribe. San José, CR. 23 p.
- Pinder, L.; Farr, I. 1987. Biological surveillance of water quality. The influence of organic enrichment on the macroinvertebrate fauna of small chalk streams. *Hydrobiology*. 109:619-637.
- Richard, J. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimeric system of bioassessment. *Freshwater biology*. 37:671-686.
- Richters, E.J. 1995. Manejo del uso de la tierra en América Central. Hacia el aprovechamiento sostenible del Recurso Tierra. San José, CR. 420 p.
- Robinson, J.S. 1995. *Journal Water Quality*. Release of nitrogen and phosphorus from poultry litter. Florida, US. v.24. p. 62-67.
- Roldan, 1986. Estudios de Limnología de cuatro ecosistemas neotropicales diferentes, con especial referencia a su fauna de ephemeropteros. *Actualidades biológicas*. 9 (34):103-117.
- _____, 1988. Guía para el Estudio de los Macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Antioquia, Co. 217pg.
- _____, 2003. Bioindicación de la Calidad del Agua en Colombia. Uso del Método BMWP/Col. Antioquia, Co. 170 p.

- Rojas, R. 1987. Seminario sobre el desarrollo de pequeñas cuencas hidrográficas. "La pequeña cuenca como abastecedora de agua". Desarrollo Rural Integrado CIBAO Occidental. Santiago, CH. 17 p.
- Rosegrant, M.; Cai, X.; Cline, S. 2002. Panorama global del agua hasta el año 2025. Como impedir una crisis inminente. Colombo, LK. 26 p.
- Rueda, E. 2000. Contaminación del agua. Buenos Aires, Ar. Consultado 15 jul.2005. Disponible en: <http://www.pharmaportal.com.ar/default.htm>
- Saenz, J.; Chacón M. 2004. Metodología para la caracterización de la vegetación en Sistemas silvopastoriles y ecosistemas boscosos. Proyecto Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas. CATIE, Turrialba, CR. 14 p.
- Schultz, R.; Isenhardt, I.; Simpkins, W.; Colleti, J. 2004. Riparian forest buffers in agroecosystems- lesson learned from the bear Creek Watershed, central Iowa. Agroforestry Systems 61:35-50.
- Springer, M. 1998. Claves taxonómicas para la identificación de organismos macroinvertebrados acuáticos, identificados en Costa Rica. 100 p.
- Stapp, W.; Mitchell, M. 1995. Field Manual for Global Low-cost. Water Quality Monitoring. 2. ed. Michigan. US. 335 p.
- Stevens Institute of technology. 2004. Libreta de campo para las pruebas de las muestras de agua. Center for Innovation in Engineering and Science Education. Consultado 12 mayo 2005. Disponible: <http://www.k12science.org/curriculum/dipproj2/es/fieldbook/index.html>
- Tetzaguic, C. 2002. Monitoreo de la calidad del agua del lago de Amatitlán. Investigación del curso de Limnología y saneamiento de corrientes, Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria. Guatemala. 44 p.

- Turcios, W.R. 1995. Producción y valoración económica del componente hídrico y forestal de los robledales de altura bajo intervenciones silviculturales. Mag. Sc. Turrialba, CR. CATIE. 80 p.
- Villa, C. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de inventarios de biodiversidad. Insituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Co. 236 p.
- Villegas, J. 1995. Evaluación de la calidad del agua en la cuenca del río Reventazón, Cartago, Costa Rica, bajo el enfoque de indicadores de sostenibilidad. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR. CATIE.139 p.
- Wang, X. 2000. Integrating water quality management and land use planning in a watershed context. *Journal of Environmental Management*. 61:25-36.
- Weigel, B.M. 2000. Using stream macroinvertebrates to compare riparian land use. Practices on Cattle farms in southwestern Wisconsin. *Journal of Freshwater Ecology*. Madison, US. 15(1):93-106.
- Young, A. 1997. *Agroforestry systems for soil management*. 2. ed. CAB International, New York, US. 320 p.

7. ANEXOS

Anexo 1. Parámetros complementarios para la determinación de la calidad de las aguas de cuerpos superficiales en Costa Rica..

Parámetros complementarios	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4	Clase 5
(Unidades)					
Turbiedad (UNT)	<25	25 a <100	100 a 300	(1)	(1)
Temperatura (°C)	(1)	(1)	(1)	(1)	(1)
Potencial de hidrógeno (pH)	6.5 a 8.5	6.5 a 8.5	6.0 a 9.0	5.5 a 9.5	5.5 a 9.5
Nitratos, NO ₃ ⁻ (como N)	<5	5 a <10	10 a <15	15 a <20	>20
Demanda Química de Oxígeno (mg/l)	<20	20 a <25	25 a <50	50 a <100	100 a 300
Cloruros (como Cl) (mg/l)	<100	100 a 200	NA	NA	NA
Fluoruros (como F) (mg/l)	<1,0	1 a 1,5	NA	NA	NA
Color (Pt-Co)	2.5 a 10	10 a 100	(1)	(1)	(1)
Sólidos Suspendidos totales	<10	10 a 25	25 a 100	100 a 300	>300
Sólidos Disueltos (mg/l)	<250	250 a <500	500 a 1000	>1 000	> 1 000
Grasas y Aceites	ND	ND	ND	ND	15 a 25
Sustancias activas al azul de metileno	ND	ND	ND a 1	1 a 2	2 a 5
Arsénico	< 0.01	< 0.01	0.01 a 0.05	> 0.05	>0,05
Boro	0,1	0,2	0,5	1	1
Cadmio	<0,005	0,005	0,01	0,02	0,02
Cianuro (como CN ⁻)	<0,1	0,1 a <0,2	0,2	>0,2	>0,2
Cobre	<0,5	0,5 a <1	1,0 a 1,5	1,5 a 2,0	2,0 a 2,5
Cromo Total	<0,05	0,05	0,20	0,50	>0,5
Magnesio mg/LCaCO ₃	<30	30 a 50	> 50	> 50	> 50
Mercurio	<0,001	0,001	0,002	0,004	0,005
Níquel	<0,05	0,05	0,1	0,2	0,3
Plomo	<0,03	0,03 a <0,05	0,05 a <0,10	0,10 a <0,20	0,20
Selenio	<0,005	0,005 a <0,010	0,010 a <0,020	0,020 a <0,050	0,050
Fosforo total mg/l	<0,1				
Sulfatos (SO ₄) ⁻²	<150	150 a 250	>250	>250	>250
Parámetros orgánicos					
Compuestos Organoclorados	ND	ND	ND	0,01	0,01
Compuestos Organofosforados	ND	ND	ND	0,01	0,01
Coliformes Fecales (NMP/100 ml)	< 20	20 a 1000	1000 a 2000	2000 a 5000	>5000

ND: No detectable por el método utilizado

NA: No aplicable

(1) Natural o que no afecte el uso indicado

Anexo 2 Descripción de las estaciones de monitoreo y los puntos de muestreo en quebradas bajo estudio en Peñas Blancas y Cerrillos, Esparza

Código quebrada	Código punto de muestreo	ID-tratamiento	Descripción	Tipo de quebrada	Coordenas con GPS	
					X	Y
Q-209	209.1	N	Naciente protegida	Permanente	427233	1115605
	209.2	P	Pastos con árboles		427340	1115575
	209.3	B	Bosque ripario		427540	1115665
Q-210	210.1	N	Naciente protegida	Estacional	427767	1116350
	210.2	B	Bosque ripario		427947	1116818
	210.3	P	Pastos con árboles		427958	1116958
Q-213	213.1	N	Naciente sin protección	Permanente	427756	1116774
	213.2	P	Pastos con árboles (laguna)		427720	1116802
	213.3	P	Pastos con árboles		427851	1116964
	213.4	P	Pastos con árboles (Derrumbe)		427927	1117009
Q-224	224.1	N	Naciente protegida	Estacional	426975	1116621
	224.2	B	Bosque ripario		427000	1116786
	224.3	P	Pastos con árboles		427084	1116813
Q-218	218.1	N	Naciente protegida	Estacional	426478	1116879
	218.2	B	Bosque ripario		426776	1116896
	218.3	P	Pastos con árboles		426868	1116953
Q-290	290.1	N	Naciente protegida	Permanente	425778	1117620
	290.2	B	Bosque ripario		426018	1117749
	290.3	P	Pastos con árboles		426189	1117722
	290.4	ES	Establo		426708	1117539

Código quebrada	Código punto de muestreo	ID-tratamiento	Descripción	Tipo de quebrada	Coordenas con GPS	
					X	Y
Q-222	222.1	N	Naciente protegida	Estacional	426130	1118105
	222.2	B	Bosque ripario		426257	1118151
	222.3	P	Pastos con árboles		426450	1118217
	222.4	ES	Establo		426571	1118208
Q-100	100.1	N	Naciente protegida	Permanente	427808	1118356
	100.2	B	Bosque ripario		426957	1118354
	100.3	P	Pastos con árboles		427122	1118447
jabonal	Jab.1	B	Bosque ripario	Rio principal	427439	1117589
	Jab.2	P	Pastos con árboles	Rio principal	428144	1117259
	Jab.3	P	Pastos con árboles	Rio principal	429897	1114073

Anexo 3 Puntajes para las familias identificadas en Costa Rica.

10

O Polythoridae

D Blephariceridae; Athericidae

E Heptageniidae

P Perlidae

T Lepidostomatidae; Odontoceridae; Hydrobiosidae; Ecnomidae

8

E Leptophlebiidae

O Cordulegastridae; Corduliidae; Aeshnidae; Perilestidae

T Limnephilidae; Calamoceratidae; Leptoceridae; Glossosomatidae

B Blaberidae

7

C Ptilodactylidae; Psephenidae; Lutrochidae

O Gomphidae; Lestidae; Megapodagrionidae; Protoneuridae; Platystictidae

T Philopotamidae

Cr Talitridae; Gammaridae

6

O Libellulidae

M Corydalidae

T Hydroptilidae; Polycentropodidae; Xiphocentronidae

E Euthyplociidae; Isonychidae

5

L Pyralidae

T Hydropsychidae; Helicopsychidae

C Dryopidae; Hydraenidae; Elmidae; Limnichidae

E Leptohyphidae; Oligoneuriidae; Polymitarcyidae; Baetidae

Cr Crustacea

Tr Turbellaria

4

C Chrysomelidae; Curculionidae; Haliplidae; Lampyridae; Staphylinidae ; Dytiscidae; Gyrinidae; Scirtidae; Noteridae

D Dixidae; Simuliidae ; Tipulidae; Dolichopodidae; Empididae; Muscidae; Sciomyzidae; Ceratopogonidae; Stratiomyidae; Tabanidae

H Belostomatidae; Corixidae; Naucoridae; Pleidae; Nepidae; Notonectidae

O Calopterygidae; Coenagrionidae

E Caenidae

Hi Hidracarina

3

C Hydrophilidae

D Psychodidae

Mo Valvatidae; Hydrobiidae; Lymnaeidae; Physidae; Planorbidae; Bithyniidae; Bythinellidae;
Sphaeridae

A Hirudinea: Glossiphonidae; Hirudidae; Erpobdellidae

Cr Asellidae

2

D Chironomidae; Culicidae; Ephydriidae

1

D Syrphidae

A Oligochatea (todas las clases)

Fuente: MINAE-(2003)

Nota: D, Díptera; E, Ephemeroptera; P, Plecóptera; T, Trichoptera; O, Odonata; C, Coleóptera; M, Megalóptera; H, Hemíptera; L, Lepidóptera; B, Blattodea; Tr, Tricladida; Cr, Crustácea; A, Annelida; Mo, Molusco






Anexo 4. Niveles críticos de los parámetros de calidad del agua para consumo humano en las quebradas de Cerrillos y Peñas Blancas, basado en las recomendaciones del reglamento para la evaluación de los cuerpos de agua superficiales de Costa Rica

Codigo finca (Proyecto Silvopastoril CATIE-GEF)	punto muestreo	Epoca	DBO5 mg/l	DQO mg/l	Dureza mg CaCO3/l	Fosforo total mg/l	Nitratos mg/l	pH	Sólidos suspendidos mg/l	Sólidos sedimentables ml/l	Turbiedad UNT	coliforme total NMP/100ml	coliforme fecal NMP/100ml	Temperatura agua°C	Oxigeno disuelto mg/l
Q-209	Naciente	transición	2.00	16.00	36.00	0.13	0.80	6.68	8.00	0.10	0.77	500.00	17.00	21.20	6.30
		lluvia	2.00	16.00	41.10	0.14	0.80	6.35	8.00	0.10	0.77	900.00	80.00	24.10	7.20
	Pastura	seca	2.00	16.00	53.40	0.17	5.15	7.32	.	0.40	.	1600.00	900.00	25.00	3.20
		transición	2.00	16.00	33.10	0.04	0.80	7.53	8.00	0.10	1.43	1600.00	1600.00	24.30	6.30
	Bosque	lluvia	2.00	16.00	23.40	0.03	0.80	7.29	19.00	0.10	1.35	1600.00	900.00	28.00	7.10
		seca	2.00	16.00	46.60	0.01	0.80	7.45	.	0.10	.	130.00	50.00	23.00	7.00
		transición	2.00	16.00	33.10	0.04	0.80	7.46	8.00	0.10	1.12	1600.00	1600.00	21.30	9.10
		lluvia	2.00	16.00	36.50	0.03	0.80	7.69	8.00	0.10	0.42	1600.00	900.00	21.00	8.10
Q-210	Naciente	transición	2.00	16.00	31.20	0.10	0.80	6.68	8.00	0.10	1.68	1600.00	350.00	23.60	6.80
		lluvia	2.00	16.00	28.00	0.75	0.80	6.86	8.00	0.10	0.40	430.00	80.00	24.00	7.60
	Bosque	transición	2.00	16.00	59.60	0.09	0.80	8.01	8.00	0.10	1.13	1600.00	900.00	23.90	7.90
		lluvia	2.00	16.00	40.20	0.10	0.80	8.00	8.00	0.10	0.59	1600.00	170.00	25.00	8.40
	Pastura	transición	2.00	16.00	89.00	0.11	0.80	8.11	76.00	0.20	2.82	1600.00	500.00	26.20	6.40
		lluvia	2.00	16.00	73.90	0.13	0.80	8.06	144.00	0.10	1.59	1600.00	350.00	32.00	7.10
Q-213	Naciente	transición	2.00	16.00	35.00	0.01	0.80	7.51	8.00	0.10	0.80	500.00	220.00	24.70	6.20
		lluvia	2.00	16.00	38.30	0.03	0.80	7.51	8.00	0.10	0.40	900.00	11.00	21.00	6.20
	Pastura	seca	2.00	16.00	147.60	0.08	0.80	7.55	.	0.10	.	900.00	110.00	26.00	4.40
		transición	2.00	16.00	130.60	0.06	0.80	7.71	8.00	0.10	0.71	1600.00	220.00	21.20	6.10
	Pastura	lluvia	2.00	16.00	127.10	0.07	0.80	7.32	8.00	0.10	0.40	900.00	300.00	27.00	6.10
		seca	2.00	16.00	72.80	0.09	2.20	7.39	.	0.30	.	1600.00	1600.00	27.00	5.20
	Pastura	transición	2.00	16.00	130.60	0.06	0.80	7.99	8.00	0.10	0.56	430.00	220.00	29.10	7.70
		lluvia	2.00	16.00	127.10	0.07	0.80	7.98	8.00	0.10	0.40	1600.00	220.00	28.00	6.20
	Pastura	seca	2.00	16.00	143.70	0.09	0.80	8.48	.	0.10	.	1600.00	900.00	28.50	7.10
		transición	2.00	16.00	121.20	0.29	0.80	8.37	62.00	0.80	2.85	1600.00	500.00	21.00	7.30
	lluvia	2.00	16.00	129.90	0.62	0.80	8.45	552.00	1.00	1.78	1600.00	900.00	28.00	7.10	

Codigo finca (Proyecto Silvopastoril CATIE-GEF)	punto muestreo	Epoca	DBO5 mg/l	DQO mg/l	Dureza mg CaCO3/l	Fosforo total mg/l	Nitratos mg/l	pH	Sólidos suspendidos mg/l	Sólidos sedimentables ml/l	Turbiedad UNT	coliforme total NMP/100ml	coliforme fecal NMP/100ml	Temperatura agua°C	Oxigeno disuelto mg/l
Q-224	Naciente	transición	2.00	48.00	131.60	0.12	0.80	8.18	38.00	0.30	0.66	1600.00	400.00	23.00	8.50
		lluvia	2.00	16.00	66.40	0.12	0.80	7.59	22.00	0.10	0.40	1600.00	240.00	19.00	8.10
	Bosque	transición	2.00	57.20	66.30	0.05	0.80	8.16	18.00	0.10	0.40	1600.00	900.00	23.10	9.60
		lluvia	2.00	16.00	121.50	0.23	0.80	7.69	116.00	0.20	0.40	1600.00	1600.00	25.00	8.10
	Pastura	transición	2.00	181.90	130.60	0.08	0.80	8.22	8.00	0.10	1.35	1600.00	22.00	25.90	8.40
		lluvia	2.00	16.00	118.70	0.09	0.80	8.08	8.00	0.10	0.40	1600.00	900.00	29.00	7.10
Q-218	Naciente	transición	2.00	39.60	19.90	0.01	0.80	6.99	8.00	0.20	0.40	1600.00	1600.00	20.00	7.20
		lluvia	2.00	16.00	30.40	0.04	0.80	7.23	22.00	0.10	3.77	1600.00	500.00	23.00	8.30
	Bosque	transición	2.00	44.30	56.80	0.07	23.93	8.18	8.00	0.10	1.73	1600.00	220.00	28.00	6.50
		lluvia	2.00	16.00	57.00	0.04	0.80	8.23	18.00	0.10	2.35	1600.00	50.00	22.00	8.40
	Pastura	transición	2.00	45.00	57.70	0.15	0.80	8.12	48.00	0.20	4.00	1600.00	1600.00	26.10	7.00
		lluvia	2.00	16.00	56.10	0.04	0.80	8.26	27.00	0.10	2.08	1600.00	500.00	28.00	7.10
Q-290	Naciente	transición	2.99	16.00	50.50	0.10	0.80	6.98	35.00	0.10	0.59	350.00	170.00	22.30	8.10
		lluvia	2.00	16.00	46.70	0.05	0.80	6.89	8.00	0.10	0.40	1600.00	140.00	23.00	7.00
	Bosque	seca	2.00	16.00	65.00	0.05	0.80	7.40	.	0.10	.	1600.00	240.00	21.8	7.00
		transición	2.74	16.00	58.60	0.05	0.80	7.22	8.00	0.10	0.40	1600.00	300.00	22.40	5.90
		lluvia	2.00	16.00	54.20	0.05	0.80	7.32	8.00	0.10	1.17	1600.00	500.00	23.00	9.20
	Pastura	seca	2.00	16.00	63.10	0.10	0.80	7.03	.	0.10	.	1600.00	500.00	22.00	4.40
		transición	2.54	16.00	56.50	0.14	0.80	7.13	8.00	0.10	0.99	1600.00	1600.00	23.20	5.70
		lluvia	2.00	16.00	40.40	0.05	0.80	6.96	8.00	0.10	0.96	1600.00	1600.00	22.00	6.00
	Establo	seca	2.00	16.00	77.70	0.07	0.80	7.78	.	0.10	.	2400.00	50.00	23.5	5.20
		transición	2.00	16.00	58.70	0.10	0.80	7.80	.	0.10	0.55	1600.00	220.00	23.20	5.10
		lluvia	2.00	16.00	49.50	0.05	0.80	7.82	8.00	0.10	0.78	1600.00	1600.00	24.00	7.10
Q-222	Naciente	transición	2.00	16.00	44.40	0.08	0.80	6.72	8.00	0.10	1.09	300.00	240.00	23.90	5.20
		lluvia	2.00	16.00	50.50	0.09	0.80	7.37	8.00	0.10	0.92	1600.00	12.00	22.00	6.00
	Bosque	transición	2.41	16.00	40.40	0.11	0.80	7.29	8.00	0.10	0.40	1600.00	300.00	22.10	4.90
		lluvia	2.82	16.00	45.80	0.09	0.80	7.36	8.00	0.10	0.93	1600.00	130.00	24.30	7.20
	Pastura	transición	2.38	16.00	38.40	0.11	0.80	7.46	22.00	0.10	0.40	1600.00	500.00	23.70	4.80

Codigo finca (Proyecto Silvopastoril CATIE-GEF)	punto muestreo	Epoca	DBO5 mg/l	DQO mg/l	Dureza mg CaCO3/l	Fosforo total mg/l	Nitratos mg/l	pH	Sólidos suspendidos mg/l	Sólidos sedimentables ml/l	Turbiedad UNT	coliforme total NMP/100ml	coliforme fecal NMP/100ml	Temperatura agua°C	Oxigeno disuelto mg/l
		lluvia	2.00	16.00	43.00	0.10	0.80	7.38	8.00	0.10	0.56	1600.00	240.00	27.00	5.40
	Establo	transición	2.00	16.00	48.50	1.04	0.80	7.16	26.00	0.20	1.47	1600.00	1600.00	23.40	5.10
		lluvia	2.00	16.00	45.80	0.47	0.80	7.43	8.00	0.10	1.19	1600.00	1600.00	29.00	5.00
Q-100 *	Naciente	seca	2.00	16.00	97.10	0.15	0.80	7.65	.	0.10	0.40	900.00	900.00	24.80	5.40
	Bosque	seca	2.00	16.00	69.90	0.21	0.80	8.04	.	0.10	0.40	1600.00	300.00	25.50	7.80
		transición	2.57	16.00	66.30	0.23	0.80	7.97	8.00	0.10	0.40	1600.00	300.00	24.80	7.20
		lluvia	2.00	16.00	71.00	0.25	1.19	7.80	22.00	0.10	4.30	1600.00	27.00	22.50	9.10
	Pastura	seca	2.00	16.00	89.30	0.14	0.80	8.18	.	0.10	.	1600.00	240.00	24.00	6.50
		transición	2.77	16.00	80.50	0.18	0.80	7.75	.	0.10	0.40	1600.00	500.00	24.30	6.10
		lluvia	2.00	16.00	77.60	0.21	0.80	7.92	26.00	0.15	2.15	1600.00	21.00	25.00	8.30
rio jabonal	Bosque	transición	2.00	16.00	22.70	0.02	0.80	7.25	8.00	0.10	1.03	1600.00	500.00	25.30	7.90
		lluvia	2.00	16.00	27.10	0.05	1.24	7.08	8.00	0.10	3.60	1600.00	24.00	21.00	9.00
	Pastura	transición	2.00	46.50	100.30	0.02	0.80	7.84	8.00	0.10	3.81	1600.00	54.00	21.00	9.10
		lluvia	2.00	16.00	42.10	0.09	0.80	7.91	46.00	0.10	0.46	1600.00	1600.00	26.00	8.10
	Pastura	transición	2.00	16.00	42.60	0.02	0.80	7.91	32.00	0.10	6.33	1600.00	1600.00	21.10	9.20

Fuente: MINAE;2003, OMS, 2002

clase 1		Consumo humano con desinfección simple
clase 2		Consumo humano con tratamiento convencional
clase 3		Consumo humano con tratamiento avanzado
clase 4		No utilizable para consumo humano
clase 5		No utilizable para consumo humano

Anexo 5 Lista de taxas encontradas en quebradas de la zona de Peñas Blancas y Cerrillos, Esparza, Costa Rica

Orden/Familia	Género	100	209	210	213	218	222	224	290	Jab
Trichoptera										
Hidropsychidae	Leptonema	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Hidropsychidae	Smicridea	X	X	X	X	X		X		
Anomalopsychidae	Contolma					X	X			
Glossosomatidae	Mortoniella						X			
Hydrobiosidae	Atopsyche					X				
Leptoceridae	Triplectides						X			
Leptoceridae	Nectopsyche				X	X				
Calamoceratidae	Phylloicus		X	X	X	X	X	X		X
Philopotamidae	Chimarra		X		X		X		X	
polycentropodidae	Polycentropodidae				X					
	e									
Helicopsychidae	Helicopsyche					X				
Hydroptilidae	Hydroptila		X		X					X
Hydroptilidae	Ochotrichia					X				
Coleoptera										
Ptilodactylidae	Anchytarsus	X	X	X	X	X		X	X	X
Elmidae	Heterelmis	X		X					X	
Elmidae	Noelmis					X			X	
Elmidae	Fanocerus									
Elmidae	Microciloepus					X			X	
Elmidae	Macrelmis		X		X	X		X		
Curculionidae	Curculionidae									
Hydraenidae	Hydraenidae		X							
Staphilinidae	Staphilinidae									
Scirtidae	Elmoparnus						X	X		
Scirtidae	Elodes					X				
Dytiscidae	Dytiscidae				X					
Hydrophilidae	Hydrophilidae			X	X	X				
Hydrophilidae	Georissus									X
Hydrophilidae	Berosus				X	X				
Odonata										
Libellulidae	Libellulidae			X	X	X	X	X	X	X
Libellulidae	Brechmorhoga	X			X	X				
Coenagrionidae	Argia	X	X	X	X	X	X			X
Gomphidae	Progomphus		X	X		X				X
Calopterygidae	Hetaerina	X	X	X	X	X	X	X	X	

Orden/Familia	Género	100	209	210	213	218	222	224	290	Jab
Megapodagrionidae	Heteragrion				X					
Hemiptera										
Naucoridae	Ambrisis	X		X			X			
Naucoridae	Heloucoris							X		
Naucoridae	Limnoconis					X				
Notonectidae	Buenoa	X								
Hebridae	Hebrus				X					X
Veliidae	Rhagovelia			X			X			
Veliidae	Microvelia				X					
Corixidae	Tenegobia							X		
Belostomatidae	Abedus		X	X	X				X	
Belostomatidae	Belostoma		X	X	X				X	
Belostomatidae	Lethocerus	X	X		X	X				
Megaloptera										
Corydalidae	Corydalis	X	X			X			X	X
Diptera										
Chironomidae	Chironomini	X	X	X	X	X	X	X		X
Chironomidae	No Chironomini			X		X				
Simuliidae	Simulium	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Ceratopogonidae	Ceratopogonida		X							
Tipulidae	Hexatoma		X		X	X	X			
Tipulidae	Limonia		X			X	X			
Tipulidae	Molophilus									
Tipulidae	Tipula		X		X	X	X	X		
Empipidae	Hemerodromia					X				
Psychodidae	Maruina			X				X		
Muscidae							X			
Dixidae	Dixella			X		X		X	X	
Stratiomyidae	Stratiomyidae		X		X					
Tabanidae	Chrysops	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Cilicidae	Uranotaenia			X						
Culicidae	Anopheles	X				X			X	
Ephemeroptera										
Baetidae	undet	X	X		X	X	X	X	X	X
Baetidae	Baetis		X	X		X	X	X	X	X
Baetidae	Moribaetis		X			X	X	X	X	X
Baetidae	Mayobaetis			X						X
Baetidae	Baetodes	X		X	X		X	X	X	X
Baetidae	Thraulodes	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Baetidae	Camelobaetis				X					

Orden/Familia	Género	100	209	210	213	218	222	224	290	Jab
Leptophlebiidae	Terpides		X	X		X	X	X		X
Leptophlebiidae	Ferrodes		X			X	X			
Caenidae	Caenis			X						X
Oligoneuriidae	Lachlania		X							
Leptohyphidae	Leptohyphidae	X								X
Leptohyphidae	Leptohyphes		X	X	X	X	X	X	X	X
Leptohyphidae	Tricorythodes		X	X	X	X	X	X		
Lepidoptera										
Puriliidae	Petrophila									
Plecoptera										
Perlidae	Anacronueria		X	X	X	X		X	X	X
Amphipoda										
Amphipodidae	Amphipodidae		X	X	X	X			X	
Hirudiniforme										
Sanguijuela	Sanguijuela	X	X		X					
Decapoda										
Cangrejo	Cangrejo	X	X	X		X	X			
Tricladida										
Planaria	Planaria	X	X	X	X	X			X	

Anexo 6. Porcentaje de la variabilidad de los datos explicada por cada componente principal

Componente	Valor	Proporción	Proporción Acumulada
1	9,43	0,34	0,34
2	5,41	0,20	0,54
3	3,48	0,13	0,67
4	2,89	0,11	0,78
5	2,62	0,10	0,87
6	1,27	0,05	0,92
7	1,03	0,04	0,95

Anexo 7. Mapa completo de la Subcuenca del Río Jabonal, Costa Rica

