



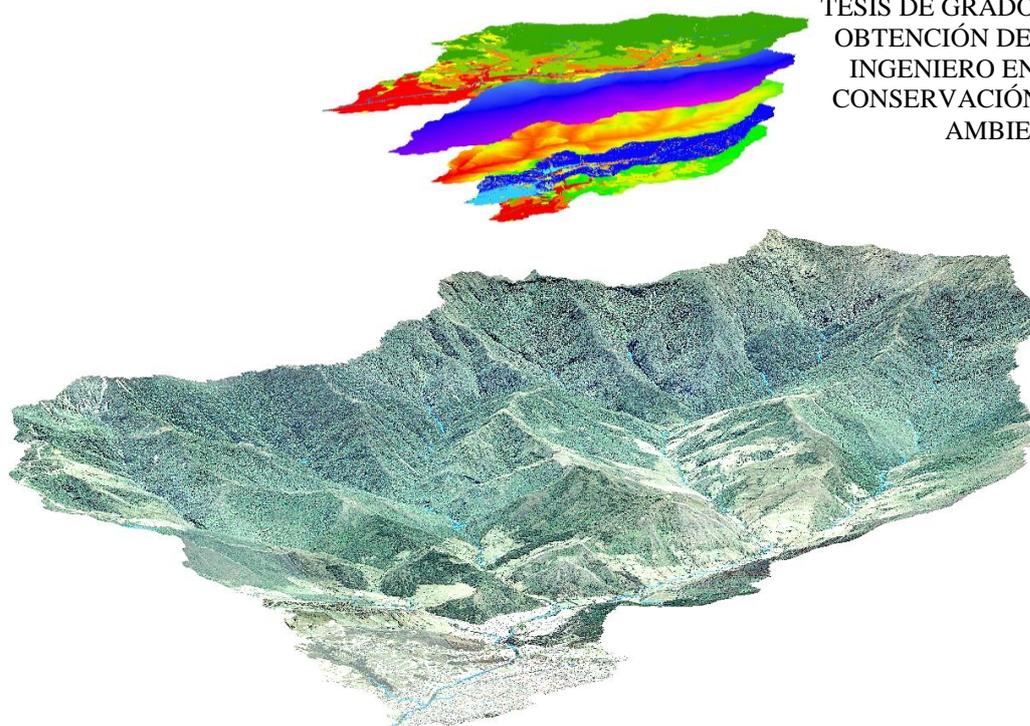
**UNIVERSIDAD NACIONAL DE
LOJA**

**Área Agropecuaria y de Recursos
Naturales Renovables**



**CARRERA DE INGENIERÍA
EN MANEJO Y CONSERVACIÓN DEL MEDIO AMBIENTE**

**ESTIMACIÓN DEL IMPACTO POTENCIAL DE LA CONTAMINACIÓN DIFUSA
EN LA SUBCUENCA ZAMORA HUAYCO, LOJA, ECUADOR, USANDO
SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG)**



TESIS DE GRADO PREVIA A LA
OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE
INGENIERO EN MANEJO Y
CONSERVACIÓN DEL MEDIO
AMBIENTE

AUTOR
BYRON ABRAHAM AGUILAR VICENTE

DIRECTOR
ING. PABLO ALVAREZ FIGUEROA MG. SC.

Loja - Ecuador

2016

CERTIFICACIÓN

Ing. Pablo Alvarez Figueroa Mg. Sc.
DIRECTOR DE TESIS

En calidad de Director de la tesis titulada “**ESTIMACIÓN DEL IMPACTO POTENCIAL DE LA CONTAMINACIÓN DIFUSA EN LA SUBCUENCA ZAMORA HUAYCO, LOJA, ECUADOR, USANDO SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG)**”, de autoría del señor egresado de la Carrera de Ingeniería en Manejo y Conservación del Medio Ambiente, **Byron Abraham Aguilar Vicente**, certifico que se ha realizado dentro del cronograma aprobado por lo que autorizo su presentación y publicación.

Loja, 20 de Abril del 2016

Atentamente,


Ing. Pablo Alvarez Figueroa Mg. Sc.
DIRECTOR DE TESIS

CERTIFICACIÓN

En calidad de Tribunal Calificador de la Tesis titulada “**ESTIMACIÓN DEL IMPACTO POTENCIAL DE LA CONTAMINACIÓN DIFUSA EN LA SUBCUENCA ZAMORA HUAYCO, LOJA, ECUADOR, USANDO SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG)**”, de autoría del señor **Byron Abraham Aguilar Vicente**, egresado de la Carrera de Ingeniería en Manejo y Conservación del Medio Ambiente, certificamos que se han incorporado al trabajo final de tesis todas las sugerencias efectuadas por sus miembros.

Por lo tanto autorizamos la publicación y difusión de la tesis.

APROBADA

Loja, 20 de Abril del 2016

Atentamente,

Ing. Aurita Gonzaga Figueroa, Mg. Sc

PRESIDENTE DEL TRIBUNAL

Ing. Felix Hernández Cueva, Mg. Sc

VOCAL DEL TRIBUNAL

Biol. Alejandro Zury Rojas, Mg. Sc

VOCAL DEL TRIBUNAL



.....
.....
.....

AUTORÍA

Yo, Byron Abraham Aguilar Vicente, declaro ser autor del presente trabajo de tesis y eximo expresamente a la Universidad Nacional de Loja y a sus representantes jurídicos, de posibles reclamos o acciones legales, por el contenido de la misma.

Adicionalmente acepto y autorizo a la Universidad Nacional de Loja, la publicación de mi tesis en el Repositorio Institucional-Biblioteca Virtual.

Autor: Byron Abraham Aguilar Vicente

Firma: 

Cédula: 1105043275

Fecha: 20 de abril de 2016

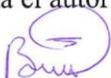
**CARTA DE AUTORIZACIÓN DE TESIS POR PARTE DEL AUTOR PARA LA
CONSULTA, REPRODUCCIÓN PARCIAL O TOTAL Y PUBLICACIÓN
ELECTRÓNICA DEL TEXTO COMPLETO**

Yo, Byron Abraham Aguilar Vicente, declaro ser autor de la tesis titulada “**ESTIMACIÓN DEL IMPACTO POTENCIAL DE LA CONTAMINACIÓN DIFUSA EN LA SUBCUENCA ZAMORA HUAYCO, LOJA, ECUADOR, USANDO SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG)**”, como requisito para optar al grado de: Ingeniero en Manejo y Conservación del Medio Ambiente, autorizo al Sistema Bibliotecario de la Universidad Nacional de Loja para que con fines académicos, muestre al mundo la producción intelectual de la Universidad, a través de la visibilidad de su contenido de la siguiente manera en el Repositorio Digital Institucional:

Los usuarios pueden consultar el contenido de este trabajo en el Repositorio Digital Institucional, en las redes de información del país y del exterior, con las cuales tenga convenio la Universidad.

La Universidad Nacional de Loja, no se responsabiliza por el plagio o copia de la tesis que realice un tercero.

Para constancia de esta autorización, en la ciudad de Loja, a los 20 días del mes de abril del 2015, firma el autor.

Firma:


Autor: Byron Abraham Aguilar Vicente
Cedula: 1105043275
Dirección: La Tebaida, Loja, Ecuador.
Correo electrónico: byronaguilarvicente@gmail.com
Teléfono: **Celular:** 0979368184

Director de Tesis: Ing. Pablo Alvarez Figueroa, Mg. Sc.

Tribunal de Grado: Ing. Aurita Gonzaga Figueroa, Mg. Sc
Ing. Felix Hernández Cueva, Mg. Sc
Biol. Alejandro Zury Rojas, Mg. Sc

AGRADECIMIENTO

A mi director de tesis, Pablo Alvarez Figueroa, por guiarme en todo momento, por sus ideas, por ayudarme y animarme en todas las etapas de este trabajo.

A la profesora Ivonne Gonzales por sugerirme este hermoso camino de investigación.

A Eva Contreras por todas sus explicaciones sobre el cálculo del modelo de contaminación difusa.

A la profesora Aurita Gonzaga por su motivación y apoyo durante esta investigación.

A mi querida Carrera de Ingeniería en Manejo y Conservación del Medio Ambiente y a todo su personal docente por haberme brindado los conocimientos necesarios para sobresalir como investigador y profesional.

El Autor

DEDICATORIA

Este trabajo se lo dedico a mis queridos padres Danubio y Esmeralda, a mi adorado hijo Rafael, a mi amada esposa Magalita, a mis entrañables hermanos Carlos y Karina y al resto de familia, que supieron darme en todo momento el apoyo moral, ético y económico para profesionalizarme en lo que me gusta.

ÍNDICE GENERAL

CERTIFICACIÓN.....	ii
CERTIFICACIÓN TRIBUNAL.....	iii
AUTORÍA.....	iv
CARTA DE AUTORIZACIÓN.....	v
AGRADECIMIENTOS.....	vi
DEDICATORIA.....	vii
ÍNDICE GENERAL	viii
ÍNDICE DE CUADROS.....	xi
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xii
TÍTULO.....	xiii
RESUMEN.....	xiv
ABSTRACT.....	xv
1. INTRODUCCIÓN	1
2. REVISIÓN DE LITERATURA	3
2.1. <i>¿Qué es la contaminación difusa o no puntual del agua?</i>	3
2.2. <i>¿Cómo se realiza el manejo de la contaminación difusa?</i>	4
2.2.1. <i>Manejo de la contaminación difusa agrícola y pecuaria</i>	4
2.2.2. <i>Manejo de la contaminación difusa urbana</i>	4
2.3. <i>¿En qué consiste el índice de contaminación no puntual potencial modificado (MPNPI)?</i>	5
3. MATERIALES Y MÉTODOS	7
3.1. <i>Área de estudio</i>	7
3.2. <i>Materiales</i>	8
3.2.1. <i>Material cartográfico</i>	8
3.2.2. <i>Análisis espacial</i>	8
3.3. <i>Métodos</i>	8

3.3.1.	<i>Cálculo del Índice de Contaminación No Puntual Potencial Modificado (MPNPI) ..</i>	8
3.3.2.	<i>Manual de buenas prácticas de manejo (BPMs) de la contaminación difusa</i>	14
4.	RESULTADOS	15
4.1.	<i>Valores MPNPI.....</i>	15
4.2.	<i>Buenas prácticas de manejo (BPMs) de la contaminación difusa en la subcuenca Zamora Huayco</i>	20
4.2.1.	<i>BPMs urbanas</i>	20
4.2.1.1.	<i>Techos verdes (Green Roofs).....</i>	20
4.2.1.2.	<i>Pavimentos permeables (Permeable Pavement)</i>	22
4.2.1.3.	<i>Celdas de biorretención (Cell bioretention).....</i>	23
4.2.2.	<i>BPMs ganaderas.....</i>	25
4.2.2.1.	<i>Fuentes alternativas de agua fuera del rio (alternative off-stream water source)....</i>	25
4.2.2.2.	<i>Cercas de restricción (exclusion fencing)</i>	26
4.2.2.3.	<i>Franjas de separación ribereña (riparian buffer).....</i>	27
4.2.3.	<i>BPMs agrícolas</i>	28
4.2.3.1.	<i>Reforestación (Reforest)</i>	28
4.2.3.2.	<i>Labranza cero (zero till).....</i>	28
4.2.3.3.	<i>Labranza en contorno (contour till)</i>	29
5.	DISCUSIÓN	30
5.1.	<i>Valores MPNPI.....</i>	30
5.2.	<i>Buenas prácticas de manejo (BPMs) de la contaminación difusa</i>	31
5.2.1.	<i>BPMs urbanas</i>	31
5.2.1.1.	<i>Techos verdes (Green Roofs).....</i>	31
5.2.1.2.	<i>Pavimentos permeables (Permeable Pavement)</i>	31
5.2.1.3.	<i>Celdas de biorretención (Cell bioretention).....</i>	32
5.2.2.	<i>BPMs ganaderas.....</i>	33
5.2.2.1.	<i>Fuentes alternativas de agua fuera del rio (alternative off-stream water source)....</i>	33
5.2.2.2.	<i>Cercas de restricción (stream fencing).....</i>	33
5.2.2.3.	<i>Franjas de separación ribereña (riparian buffer).....</i>	34
5.2.3.	<i>BMPs agrícolas</i>	35
5.2.3.1.	<i>Reforestación (Reforest)</i>	35
5.2.3.2.	<i>Labranza cero (zero till).....</i>	35

5.2.3.3. <i>Labranza de contorno (contour till)</i>	35
6. CONCLUSIONES	37
7. RECOMENDACIONES	38
8. BIBLIOGRAFÍA	39

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Indicador de uso de suelo (LCI) y Coeficiente de escorrentía (Cr).....	9
Cuadro 2. Factor de corrección de pendiente (Cs)	11
Cuadro 3. Clasificación de permeabilidad recomendada por Soil Conservation Service (SCS)	12
Cuadro 4. Datos de precipitación de las estaciones meteorológicas del Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI)	13
Cuadro 5. Categorías de clasificación del Índice MPNPI	14
Cuadro 6. MPNPI por categorías en las vertientes de la subcuenca Zamora Huayco: año más lluvioso 2008.....	15
Cuadro 7. MPNPI por categorías en las vertientes de la subcuenca Zamora Huayco: año más seco 2008.....	19

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Modelo para el cálculo del índice MPNPI	6
Figura 2. Ubicación del área de estudio: subcuenca Zamora Huayco	7
Figura 3. Usos del suelo en la subcuenca Zamora Huayco	9
Figura 4. Usos de suelo en % en las vertientes de la subcuenca Zamora Huayco.....	10
Figura 5. Modelo Digital de Elevaciones (a), Longitud de Flujo (b) y Pendientes (c).....	11
Figura 6. Permeabilidad del suelo (a) y Coeficiente de escorrentía (Cr).....	12
Figura 7. Precipitación del año lluvioso 2008 (a), precipitación del periodo 2005-2014 (b) y precipitación año seco 2010 (c).....	13
Figura 8. Indicador de uso del suelo (LCI), Indicador de distancia (DI), Indicador de escorrentía (ROI), Indicador de precipitación anual (API), Índice de contaminación no puntual potencial (PNPI), Índice de contaminación no puntual potencial modificado (MPNPI) año lluvioso 2008 y MPNPI año seco 2010.	16
Figura 9. Índice de contaminación no puntual potencial modificado MPNPI año lluvioso 2008 en las vertientes de la subcuenca Zamora Huayco	17
Figura 10. Índice de contaminación no puntual potencial modificado MPNPI año seco 2010 en las vertientes de la subcuenca Zamora Huayco	18
Figura 11. Descarga de aguas pluviales en el rio Zamora Huayco.....	20
Figura 12. Estructura típica de un techo verde	21
Figura 13. Estructura típica de un pavimento permeable	22
Figura 14. Tipos de pavimento permeable.....	23
Figura 15. Diseño de una celda de biorretención.....	24
Figura 16. Ejemplos de celdas de biorretención	24
Figura 17. Erosión de las orillas en la subcuenca Zamora Huayco	25
Figura 18. Fuente alternativa de agua para el ganado.....	26
Figura 19. Diseño de un sistema de cercas de restricción	26
Figura 20. Ejemplo de una franja de vegetación ribereña	27
Figura 21. Parcela agrícola en la subcuenca Zamora Huayco	28
Figura 22. Ejemplo de labranza cero	29
Figura 23. Ejemplo de labranza en contorno	29

TÍTULO

**ESTIMACIÓN DEL IMPACTO POTENCIAL DE LA CONTAMINACIÓN DIFUSA
EN LA SUBCUENCA ZAMORA HUAYCO, LOJA, ECUADOR, USANDO
SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG)**

RESUMEN

La priorización de las áreas con mayor impacto potencial es un requerimiento previo para el control de las fuentes difusas de contaminación, especialmente en cuencas con recursos técnicos y económicos limitados. En esta investigación, se calculó el Índice de Contaminación No puntual Potencial Modificado (MPNPI) en la subcuenca Zamora Huayco, en el año más lluvioso y más seco durante el período hidrológico 2005-2014. La estructura del índice MPNPI incluye cuatro indicadores: Indicador de Uso del Suelo (LCI), Indicador de Escorrentía (ROI), Indicador de Distancia (DI) y el Indicador de Precipitación Anual (API). En el año más lluvioso, se determinó que el 7,8 % (312,9 ha) de la superficie total tiene un impacto potencial medio (categoría 3), el 10,5 % (420,4 ha) presenta un potencial alto (categoría 4) y el 7,7% (307,8 ha) muestra un potencial muy alto (categoría 5); mientras que para el año más seco, se encontró el 4,1% (166,5 ha) de la superficie total con potencial medio (categoría 3), el 1,7 % (66,3 ha) con potencial alto (categoría 4) y no se presentaron áreas con potencial muy alto (categoría 5). Estos resultados sugieren que el potencial de contaminación difusa en el área de estudio es mayor en años lluviosos que en años secos. Las áreas con mayor impacto potencial según el índice MPNPI, permiten priorizar las superficies que requieren la implementación de buenas prácticas de manejo (BPMs). Las BPMs que se proponen para las áreas con mayor impacto potencial son: techos verdes, pavimentos permeables, celdas de biorretención, fuentes alternativas de agua, cercas de restricción, franjas de separación ribereña, reforestación, labranza cero y labranza en contorno.

Palabras clave: Contaminación difusa; Índice MPNPI; BPMs; subcuenca Zamora

ABSTRACT

The prioritization of the areas with the greatest potential impact is a previous requirement to control diffuse sources of pollution, especially in basins with limited technical and financial resources. In this research, it was calculated the Nonpoint Pollution Index Modified Potential (MPNPI) in the sub-basin Huayco Zamora, in the wettest and driest year, during the period hydrological 2005-2014. The structure of the MPNPI index includes four indicators: Land Cover Indicator (LCI), Runoff Indicator (ROI), Distance Indicator (DI) and Annual Precipitation Indicator (API). In the wettest year, it was determined that 7.8% (312.9 ha) of the total area has an average potential impact (category 3), the 10.5% (420.4 ha) has a high potential (category 4) and the 7.7% (307.8 ha) shows a very high potential (category 5); while for the driest year, 4.1% (166.5 ha) of the total area with medium potential (category 3), the 1.7% (66.3 ha) with high potential (category 4) and no presented areas with very high potential (category 5). These results suggest that the potential for diffuse pollution in the study area is greater in dry years than in wet years. The areas with the greatest potential impact according to the index MPNPI allow prioritize surfaces requiring the implementation of best management practices (BMPs). BMPs proposed for the areas with the greatest potential impact are: green roofs, permeable pavement, biorretención cells, alternative off-stream water source, exclusion fencing, riparian buffer, reforest, zero till and contour till.

Keywords: diffuse pollution; MPNPI index; BMPs; subbasin Zamora Huayco.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación difusa o también llamada “no puntual” es un problema de deterioro hídrico que altera negativamente la calidad de agua en todo el mundo (IPCC, 2001; Runzhe, Mingtao, Xiaoyan, & Shujiang, 2015). Las fuentes difusas y sus impactos en la calidad del agua se correlacionan con los tipos de uso del suelo que existan en una cuenca hidrográfica (Aighewi, Nosakhare, & Ishaque, 2012; Yang, Wang, Wang, & Zheng, 2015). El transporte desde las fuentes difusas de contaminación se produce generalmente por escorrentía superficial (Camargo & Alonso, 2007). La escorrentía superficial depende de variables como: pendiente, precipitación, permeabilidad y uso del suelo (IPCC, 2001; Jiang *et al.*, 2014; Zhuang, Hong, Zhan, & Zhang, 2015).

La escorrentía urbana generalmente contiene metales pesados (Zinc, Cobre y Plomo), sólidos suspendidos totales, hidrocarburos aromáticos policíclicos, *Escherichia coli*, Enterococos, temperatura (Fraga, Charters, O'Sullivan, & Cochrane, 2016; Kang *et al.*, 2010; Petrucci, Gromaire, Shorshani, & Chebbo, 2014). La escorrentía de áreas quemadas incrementa la concentración de fósforo en 161 %, sedimentos por 350 % y sólidos suspendidos totales en 53 % (Morrison & Kolden, 2015). La escorrentía agrícola se asocia con nutrientes como el nitrógeno y el fósforo (Bu, Meng, Zhang, & Wan, 2014; Pieterse, Bleuten, & Jørgensen, 2003). La escorrentía de áreas ganaderas aporta nutrientes, sedimentos y bacterias (Sheshukov, Douglas-Mankin, Sinnathamby, & Daggupati, 2016). Los impactos de la contaminación difusa se traducen en daños ambientales y ecosistémicos, eutrofización, crecimiento de algas nocivas, pérdida de oxígeno, limitación de usos recreativos y altos costos de producción de agua potable (Berne, 2013; González M, 2007; Novotny, 1999; Pretty *et al.*, 2003).

La medición de la contaminación difusa es complicada, por no tener medidas adecuadas y por la continuidad de medición en el tiempo (Contreras Arribas, 2013). Actualmente la modelación de la contaminación difusa con Sistemas de Información Geográfica (SIG) permite controlar (Todorovic & Breton, 2014) y visualizar los resultados en un contexto geoespacial (S. Liu, Brazier, Heathwaite, & Liu, 2013). Existen numerosos modelos que simulan la contaminación difusa a escala de cuenca, SWMM (Storm Water Management Model), Ann AGNPS (Anualizad Agricultural Non-point Source), HSPF (Hydrological Simulation Program–Fortran), SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (You *et al.*, 2012). Sin embargo, la mayoría son difíciles de calibrar en la práctica por la gran cantidad de parámetros que necesitan (Contreras, Aguilar, & Polo, 2011).

Por ello, el uso de métodos simplificados que realizan una caracterización cualitativa de las fuentes potenciales de contaminación difusa a nivel de cuenca, son importantes para detectar las áreas más conflictivas y sugerir medidas para su control, especialmente donde los recursos son limitados (R. Liu, Xu, Zhang, Yu, & Men, 2016). De este modo se ha desarrollado un método simplificado denominado índice de contaminación no puntual potencial, PNPI (Potential Non-point Pollution Index), una herramienta SIG empleada a nivel de cuenca, para modelar el potencial de contaminación difusa, incluyendo variables como el uso del suelo, edafología, topografía, la distancia a la red de drenaje y la precipitación (Contreras *et al.*, 2011; Munafo, Cecchi, Baiocco, & Mancini, 2005).

Estudios realizados en la subcuenca Zamora Huayco demuestran una disminución de la calidad del agua (Arce & Leiva, 2009; UMAPAL, 2015), como consecuencia de la rápida conversión de uso del suelo, sobre todo junto a las quebradas y ríos (Ochoa-Cueva, Fries, Montesinos, Rodríguez-Díaz, & Boll, 2013). Además, muchos de los suelos son altamente susceptibles a la erosión (Ochoa-Cueva *et al.*, 2013), presentando un alto riesgo de transporte de sedimentos. Asimismo, los suelos presentan malas condiciones de drenaje (Martínez, 2009), lo que los hace propensos a ser áreas importantes para la generación de escorrentía. La escasa disponibilidad de datos técnicos y la falta de recursos económicos, dificultan la toma de decisiones por parte de los planificadores de la subcuenca Zamora Huayco. Por esta razón, los objetivos de esta investigación fueron: 1) calcular el índice de contaminación no puntual potencial modificado (MPNPI) en la subcuenca Zamora Huayco; y 2) elaborar un manual de buenas prácticas de manejo (BPMs) de la contaminación difusa.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. ¿Qué es la contaminación difusa o no puntual del agua?

Las sustancias químicas que ingresan en los ríos, lagos y océanos provienen de fuentes puntuales y no puntuales o difusas (Carpenter *et al.*, 1998). Los contaminantes de origen puntual, se asocian, como su nombre indica, a una ubicación exacta, por ejemplo, un lugar de derrame de desechos tóxicos, característicamente son: (i) más fáciles de controlar, (ii) identificables y medibles, y (iii) generalmente más tóxicos (Loague & Corwin, 2005). Por otra parte, las fuentes de contaminación difusa se producen en: actividades agrícolas (por ejemplo, riego, aplicación de pesticidas y fertilizantes, escorrentía y erosión); escorrentía urbana e industrial; erosión asociada a la construcción; actividades mineras y de aprovechamiento forestal, deposición atmosférica; residuos ganaderos (Loague & Corwin, 2005). En contraste a las fuentes puntuales, los contaminantes no puntuales, i) son difíciles o imposibles de rastrear su origen, (ii) entran al ambiente mediante áreas extensas y de forma esporádica, (iii) están relacionados a ciertos eventos meteorológicos incontrolables y existentes en condiciones geográficas/geomorfológicas, (iv) tienen la posibilidad de mantener una presencia relativamente larga y activa en el ecosistema global (Loague & Corwin, 2005).

La escorrentía agrícola lleva a los cuerpos de agua contaminantes como: sedimentos, plaguicidas, abonos animales, fertilizantes, patógenos, metales pesados y sales (EPA, 2005; Ongley, 1997). Asimismo, la escorrentía ganadera arrastra productos farmacéuticos veterinarios contenidos en el estiércol líquido (Knäbel, Bundschuh, Kreuzig, & Schulz, 2016). También, la escorrentía urbana puede arrastrar contaminantes de entornos impermeables pavimentados o de concreto como: sedimentos, aceites y grasas, pesticidas, nutrientes, materia fecal, agentes patógenos, metales pesados, contaminación térmica, hidrocarburos, sales (Brenes Chacón, 2015; EPA, 2003; Ongley, 1997). Además, la escorrentía de áreas en construcción puede llevar contaminantes como: sedimentos, aceites y basura. Igualmente, la deposición atmosférica, puede aportar contaminantes como: Ácido sulfúrico (H_2SO_4) y Ácido nítrico (HNO_3), provenientes de la emisión atmosférica del Dióxido de azufre (SO_2) y Óxidos de nitrógeno (NO , NO_2) y su reacción con otras moléculas (H_2O , OH , O_3) (Camargo & Alonso, 2007). Los impactos de la contaminación difusa en general son: eutrofización, crecimiento de algas nocivas, pérdida de oxígeno, toxicidad, acidificación, pérdida de biodiversidad, riesgo a la salud humana, incremento en el costo del tratamiento de agua potable, limitación de uso

recreativo y contaminación de agua subterránea (Berne, 2013; Camargo & Alonso, 2007; González M, 2007; Novotny, 1999)

2.2. ¿Cómo se realiza el manejo de la contaminación difusa?

2.2.1. Manejo de la contaminación difusa agrícola y pecuaria

Las Buenas Prácticas de manejo (Best Management Practices BMPs) han sido ampliamente aplicadas en las cuencas hidrográficas para reducir los contaminantes de fuentes difusas agrícolas que reciben los cuerpos de agua (Geng, Wang, Sharpley, & Meng, 2015; Hui, Yongbo, Junzhi, & A-Xing, 2014). Las BMPs son acciones, comportamientos o técnicas estructurales o no estructurales destinadas a prevenir o reducir la carga de contaminantes (erosión, sedimentos, nutrientes, pesticidas, residuos animales, etc.) y la cantidad de escorrentía que fluye a los cuerpos de agua; es decir, para prevenir la contaminación de fuentes no puntuales de contaminación (Herendeen & Glazier, 2009; Makarewicz *et al.*, 2009). Las BMPs estructurales modifican la vía de transporte del contaminante hacia los cuerpos de agua, pueden incluir: lagunas de estiércol, conversión de uso (agricultura-bosque), terrazas, franjas de filtración, humedales artificiales, franjas ribereñas, control de cárcavas, cercas de arroyos e instalación de bebederos para ganado (Farming&WaterScoland, 2013; Herendeen & Glazier, 2009; Patoine, Hébert, & D'Auteuil-Potvin, 2012; USDA, 2006). Las BMPs no estructurales son prácticas que tratan de reducir el aporte de contaminantes a través de prácticas de manejo de suelo, por ejemplo: rotación de cultivos, pastoreo de rotación, reducción de superficies de pastoreo y de producción de cultivos, análisis de suelos, reducción de fertilizantes, cultivos de cobertura, labranza cero, labranza en contorno, cultivo en franjas, permanencia de residuos de cosecha (Herendeen & Glazier, 2009; Hui *et al.*, 2014; Makarewicz *et al.*, 2009; USDA, 2006).

2.2.2. Manejo de la contaminación difusa urbana

El control de fuentes difusas urbanas que se ha empleado en varios países se basa en aplicar mejores prácticas de manejo (Best Management Practices BMPs) (Keliang, Xiaodong, Xianghua, & Yan, 2007). Las BMPs, son definidas como métodos, prácticas y programas de operación, mitigación y prevención de la contaminación del agua incluyendo la operación y mantenimiento de programas de ingeniería y prácticas de no ingeniería. En la práctica, estas se adoptan racionalmente de acuerdo al clima local y condiciones geográficas. Las prácticas de ingeniería más comunes son: construcción de tanques de sedimentación, tanques de infiltración, carreteras porosas, tanques de almacenamiento, canales de vegetación natural, humedales artificiales, filtros de arena, franjas de amortiguamiento, techos verdes, ecoviviendas (Keliang

et al., 2007; Kumar *et al.*, 2016; Susdrain, 2015). También, están las prácticas de no ingeniería como: programas de gestión ambiental en la construcción, aumento de áreas verdes urbanas, limpieza de calles, gestión de residuos sólidos, gestión de vehículos urbanos, educación ambiental (EPA, 2003; Keliang *et al.*, 2007).

2.3. ¿En qué consiste el índice de contaminación no puntual potencial modificado (MPNPI)?

El índice PNPI (Potential Non-point Pollution Index) es una herramienta SIG que evalúa el impacto potencial de la contaminación difusa sobre los cuerpos de agua a escala de cuenca hidrográfica (Munafo *et al.*, 2005). Es un modelo cualitativo que en su creación emplea una metodología multicriterio (criterios profesionales) y la modelación física del territorio para la estimación de la contaminación difusa (Cecchi, Munafò, Baiocco, Andreani, & Mancini, 2007). Requiere una baja necesidad de datos de entrada y es fácil de calcular e interpretar. Asimismo, puede ser automatizado mediante programación computacional y puede ser replicada a diferentes escalas (Haupt, 2009). Además, Contreras *et al.* (2011) mejoró el Índice PNPI introduciendo un factor de precipitación, permitiendo añadir una caracterización anual e interanual al proceso, denominándole MPNPI (Potential Non-point Pollution Index Modified). El Índice MPNPI está compuesto por cuatro indicadores: Indicador de Uso del Suelo (Land Cover Indicator LCI), Indicador de Escorrentía (Runoff Indicator ROI), Indicador de Distancia (Distance Indicator DI) e Indicador de Precipitación Anual (Annual Precipitation Indicator API). El LCI modela la contaminación potencial asociada a cada escenario de uso del suelo; ROI evalúa las condiciones de drenaje del suelo y su vulnerabilidad para producir escorrentía; DI modela la distancia de cada unidad de tierra hasta los cuerpos de agua más cercanos, API evalúa la precipitación anual de un determinado año en relación al promedio anual durante un período en estudio. Los datos de entrada del Índice MPNPI son: Uso del suelo, Edafología, Modelo Digital de Elevaciones (MDE) y Precipitación (Cecchi *et al.*, 2007; Contreras *et al.*, 2011; Munafo *et al.*, 2005). En la **figura 1** se muestra la vía de cálculo del modelo MPNPI:

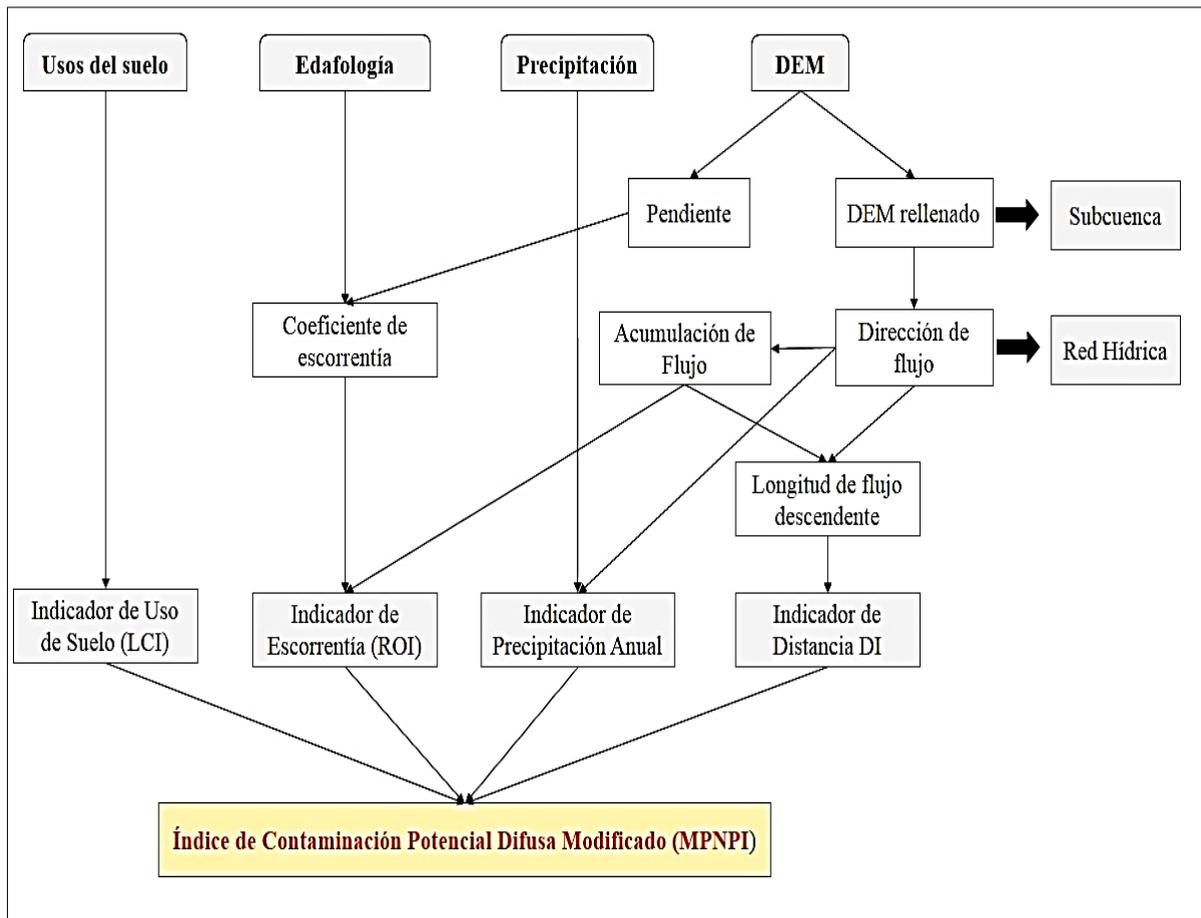


Figura 1. Modelo para el cálculo del índice MPNPI
 Fuente: Modificado de Munafó *et al.* (2005)

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Área de estudio

Este estudio se desarrolló en la subcuenca interandina (2045-3417 msnm) Zamora Huayco, situada en la capital de la provincia de Loja al sur del Ecuador (**figura 2**). Forma parte de la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Podocarpus y tiene una superficie de 40 Km², la temperatura media anual oscila entre 15,3°C y 7,3°C (Ochoa-Cueva *et al.*, 2013), su precipitación media anual es 1341 mm, distribuyéndose en una estación lluviosa (diciembre a abril) y una más seca (septiembre a octubre) (Rollenbeck & Bendix, 2011). Se abastece de cinco vertientes (Minas, Mendieta, Carmen, San Simón y Zamora Huayco), las cuales proveen de agua para el sector urbano, suburbano y rural de la ciudad de Loja. Los suelos tienen texturas arcillo limoso, franco, franco arcillo limoso, franco arcilloso y franco arenoso (Martínez, 2009). Los usos de suelo más representativos incluyen bosque (48,75%), matorral (23,01%), pastizal (15,63%) y tejido urbano (6,17%).

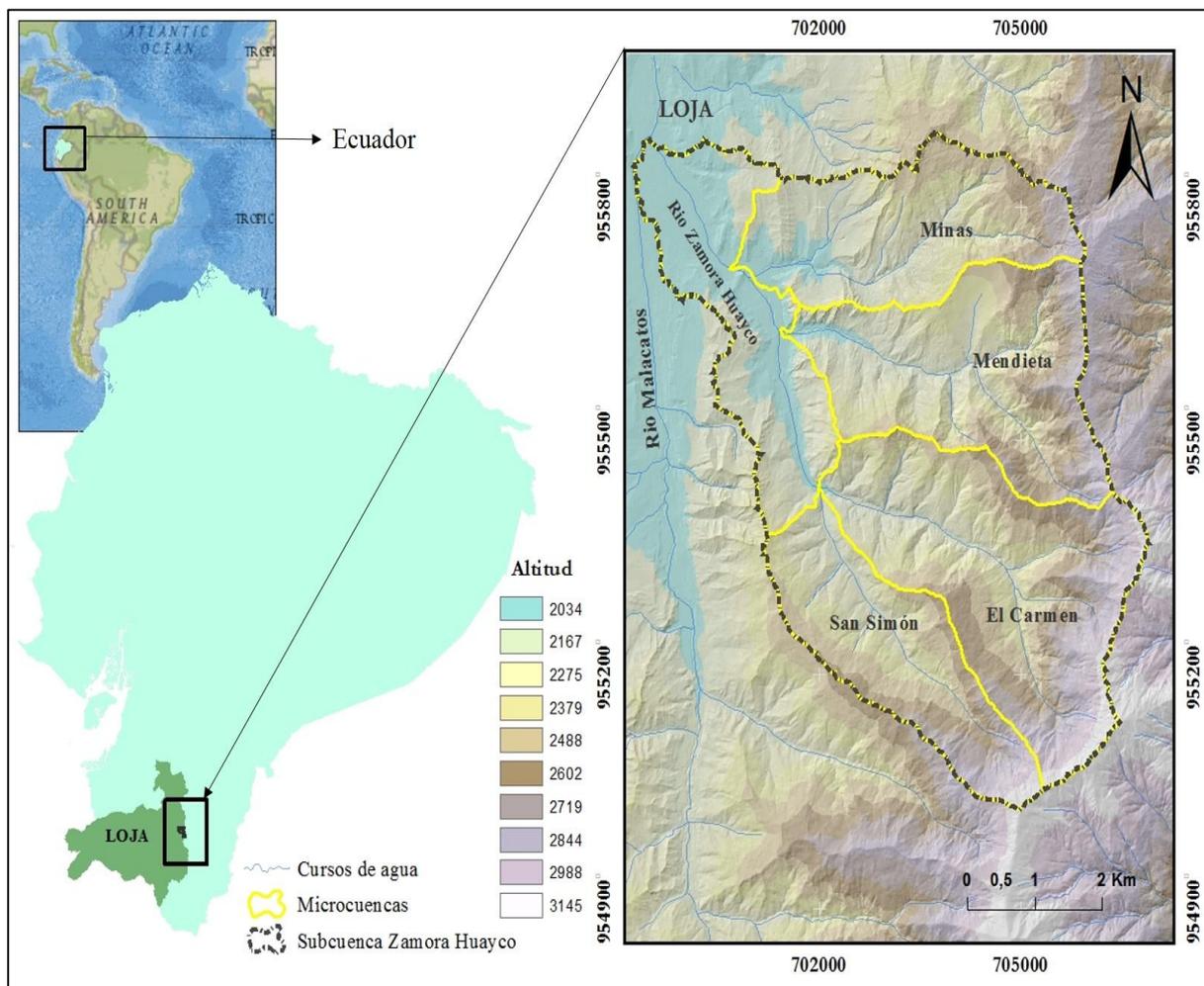


Figura 2. Ubicación del área de estudio: subcuenca Zamora Huayco

3.2. Materiales

3.2.1. Material cartográfico

Los datos requeridos en este estudio fueron: Modelo Digital de Elevaciones (MDE) 3 m de resolución, ortofotos del año 2012, ambos proporcionados por el Centro Integrado de Geomática Ambiental (CINFA), textura del suelo obtenida del estudio de Martínez (2009), datos anuales de precipitación medidos por las estaciones meteorológicas del Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI).

3.2.2. Análisis espacial

La generación y análisis cartográfico se realizó con el programa ArcGis 10.1.

3.3. Métodos

3.3.1. Cálculo del Índice de Contaminación No Puntual Potencial Modificado (MPNPI)

Se empleó el método propuesto por Munafo *et al.* (2005) y la modificación establecida por Contreras *et al.* (2011). Ellos calculan el MPNPI en función de cuatro indicadores: LCI, DI, ROI y API de acuerdo a la **ecuación 1**.

$$MPNPI = (5 * LCI + 3 * DI + 2 * ROI) * API \quad (1)$$

El LCI (Indicador de uso del suelo) evalúa la contribución de la contaminación difusa potencial de los diferentes usos del suelo presentes en la subcuenca mediante la asignación de valores ya establecidos para cada uso. Para este propósito se empleó los valores medios de referencia establecidos por Cecchi *et al.* (2007) los cuales se presentan en el **cuadro 1**. En este trabajo, la información de uso del suelo se vectorizó a escala 1:5000 a partir de las ortofotos del año 2012. En la **figura 3** se podrá visualizar la distribución espacial de los usos del suelo en la subcuenca y en la **figura 4** se presenta el porcentaje de cada tipo de uso de suelo por vertiente. Finalmente, se asignó a cada uso de suelo los valores de referencia LCI, se convirtió a ráster y se normalizó de acuerdo a la **ecuación 2**.

$$LCI = (Ráster LCI - LCI Min) / (LCI Max - LCI Min) \quad (2)$$

Cuadro 1. Indicador de uso de suelo (LCI) y Coeficiente de escorrentía (Cr)

Clase de uso de suelo	LCI 0-10	Coeficiente de escorrentía			
		Clases de Permeabilidad			
		A	B	C	D
1 Agricultura	5,67	0,52	0,70	0,80	0,85
2 Áreas en construcción	7,22	0,46	0,69	0,79	0,84
3 Áreas verdes urbanas	2,33	0,39	0,61	0,74	0,80
4 Bosque	0,44	0,36	0,60	0,73	0,79
5 Carreteras	5,67	0,98	0,98	0,98	0,98
6 Deslizamientos	4,00	0,52	0,70	0,80	0,85
7 Instalaciones deportivas	3,00	0,39	0,61	0,74	0,80
8 Matorral	0,78	0,36	0,60	0,73	0,79
9 Pastizal	4,00	0,30	0,58	0,71	0,78
10 Plantación forestal	0,56	0,36	0,60	0,73	0,79
11 Páramo	0,56	0,49	0,69	0,79	0,84
12 Quemado	2,76	0,77	0,86	0,91	0,94
13 Tejido urbano continuo	8,22	0,77	0,85	0,90	0,92
14 Tejido urbano discontinuo	6,89	0,57	0,72	0,81	0,86

Fuente: Cecchi *et al.* (2007)

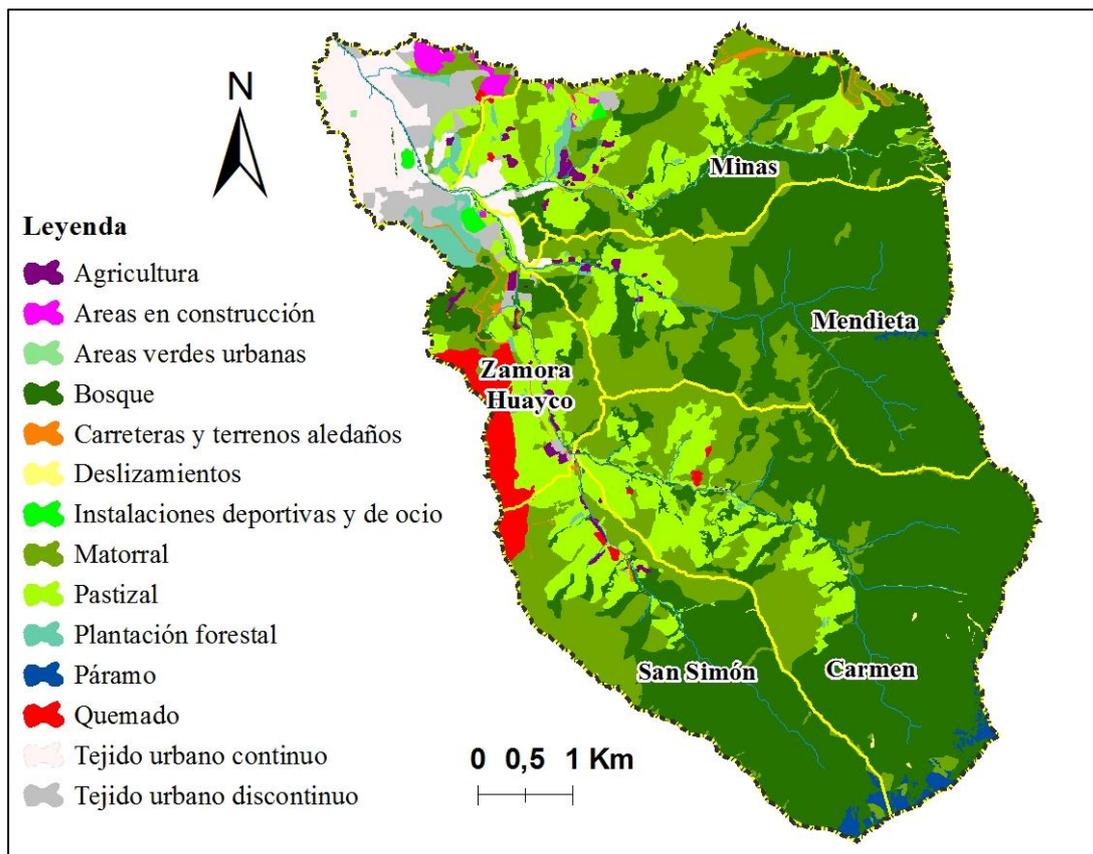


Figura 3. Usos del suelo en la subcuenca Zamora Huayco

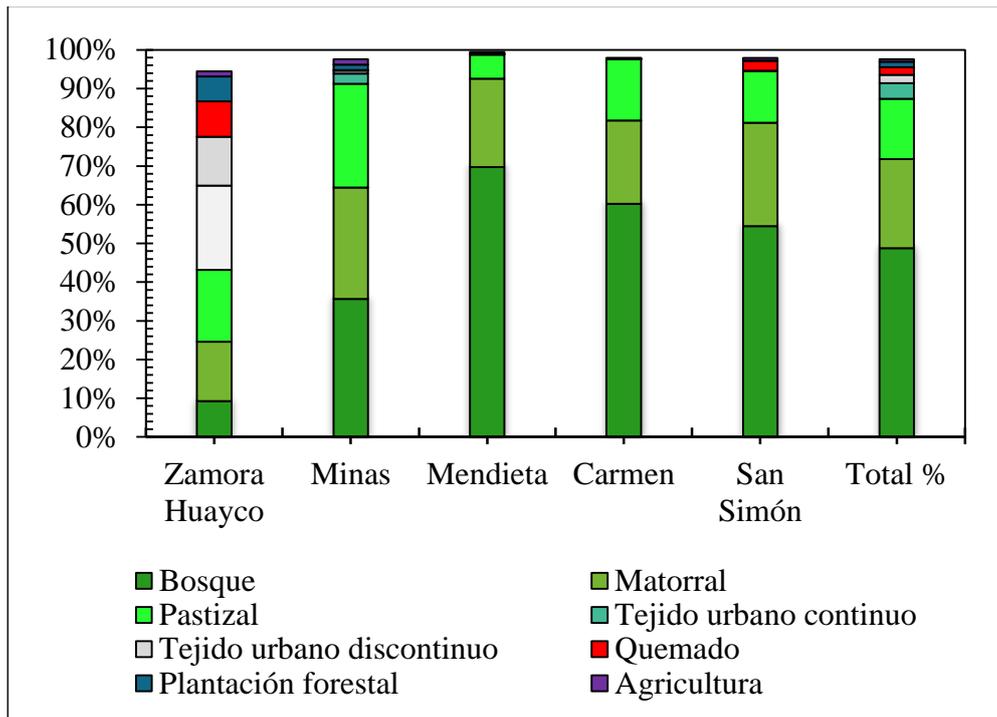


Figura 4. Usos de suelo en % en las vertientes de la subcuenca Zamora Huayco

El DI (Indicador de Distancia) mide la distancia desde cada punto de la subcuenca hasta el cuerpo de agua más cercano considerando el gradiente topográfico. Los datos de entrada topográficos fueron representados por un MDE de 3 m de resolución (**figura 5a**) el cual se ajusta al tamaño de la superficie analizada y es coherente con la escala del resto de datos de entrada. El DI se calculó a partir del MDE, determinando la longitud de flujo descendente (**figura 5b**) el cual se normaliza de acuerdo a la **ecuación 3**. De esta manera, los valores bajos corresponden a distancias más largas y valores altos a distancias más cortas.

$$DI = (Ráster DI - DI Min) / (DI Max - DI Min) \quad (3)$$

El ROI (Indicador de escorrentía) evalúa la capacidad del suelo para drenar el agua hacia la zona no saturada del suelo y se define por un coeficiente de escorrentía (Cr) (**cuadro 1**) corregido por un factor de pendiente (Cs) (**cuadro 2**). El Cr se calculó en función del uso de suelo, la permeabilidad y la pendiente. Los datos de permeabilidad (**figura 6a**) fueron estimados de un mapa de textura disponible en la zona de estudio, tomando como clases de permeabilidad los umbrales establecidos por Soil Conservation Service (SCS) (**cuadro 3**). Los datos de pendiente (**figura 5c**) se calcularon a partir del MDE. Seguidamente, se interceptó los datos de uso de suelo, permeabilidad y pendiente para asignar los valores Cr y sumarle el factor de corrección Cs. Finalmente, se obtuvo un ráster con el Cr corregido (**figura 6b**), el mismo

que representó al valor de ROI debido a la escasa variabilidad de los datos Cr según lo sugerido en el estudio de Haupt (2009).

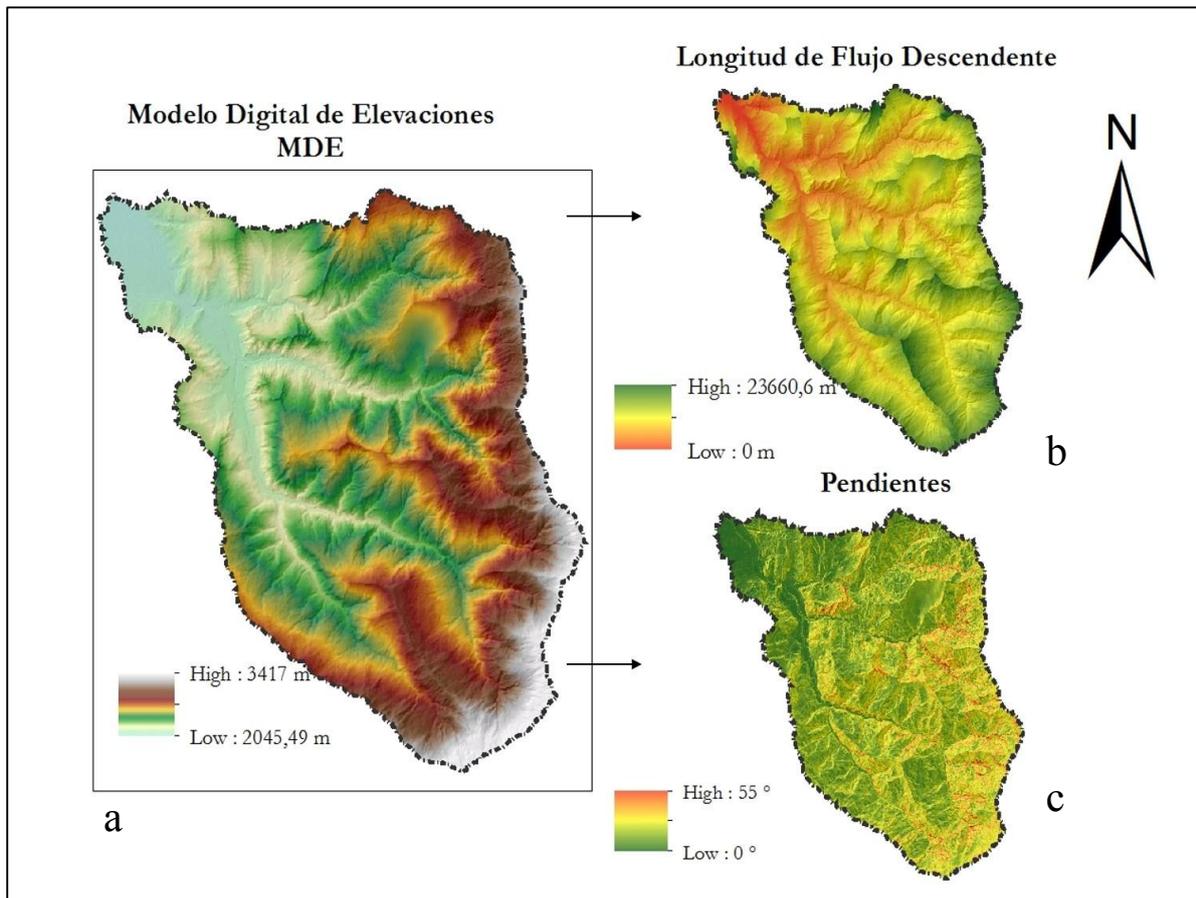


Figura 5. Modelo Digital de Elevaciones (a), Longitud de Flujo (b) y Pendientes (c)

Cuadro 2. Factor de corrección de pendiente (Cs)

Clase	Pendiente (°)	Cs
1	<2°50′	0
2	2°50′ - 3°41′	0,1
3	3°41′ - 4°32′	0,2
4	4°32′ - 5°23′	0,3
5	5°23′ - 6°14′	0,4
6	6°14′ - 7°05′	0,5
7	7°05′ - 7°56′	0,6
8	7°56′ - 8°47′	0,7
9	8°47′ - 9°38′	0,8
10	9°38′ - 10°29′	0,9
11	>10°29′	1,0

Fuente: Cecchi *et al.* (2007)

Cuadro 3. Clasificación de permeabilidad recomendada por Soil Conservation Service (SCS)

Permeabilidad (SCS)	Conductividad hidráulica K (cm/h)	Grupo hidrológico
Muy lenta	<0.1	D
Lenta	0.1-0.5	
Moderadamente lenta	0.5-2.0	C
Moderada	2.0-6.5	
Moderadamente elevada	6.5-12.5	B
Elevada	12.5-25.0	
Muy elevada	>25.0	A

Fuente: Contreras *et al.* (2011)

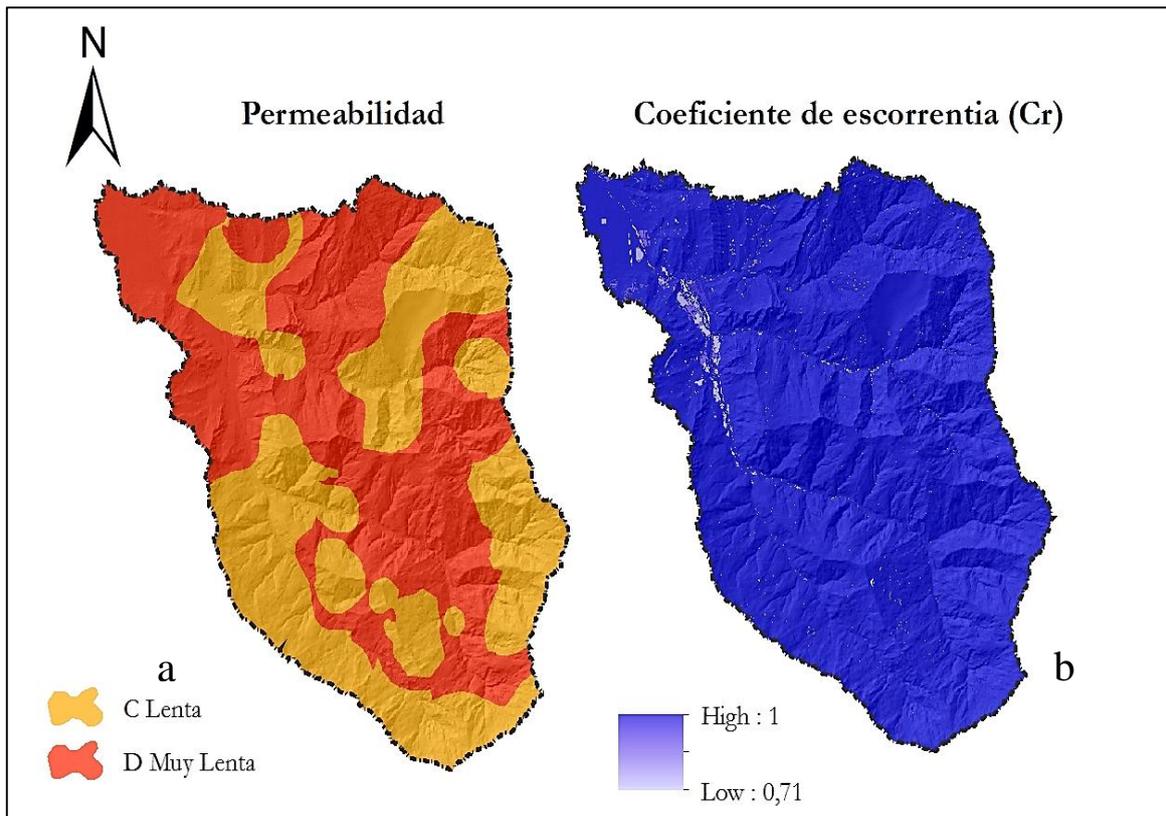


Figura 6. Permeabilidad del suelo (a) y Coeficiente de escorrentía (Cr)

El API (Indicador de Precipitación Anual) es un factor que evalúa variación temporal debida a la precipitación, determinando la precipitación anual de un determinado año en relación con la precipitación media anual de un período de estudio en cada sitio de la subcuenca. Para esta investigación, se emplearon los datos de precipitación medidos por las estaciones meteorológicas del Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI) durante el periodo hidrológico 2005-2014 (**cuadro 4**). Los años extremos (más lluvioso y más seco) se seleccionaron calculando la precipitación media anual de cada año, y luego se seleccionó la mayor y la menor. Seguidamente, se procedió a georeferenciar espacialmente las estaciones

meteorológicas y luego se interpoló los datos de precipitación con el método Kriging (procedimiento geoestadístico avanzado que genera una superficie estimada a partir de un conjunto de puntos dispersados con valores z). Después de obtener la precipitación del año más lluvioso 2008, del año más seco 2010 y del periodo hidrológico 2005-2014 (**figuras 7a, 7b, 7c**), se procedió a calcular el API para cada año en específico según la **ecuación 3**:

$$API = P_a / P_p \quad (3)$$

dónde P_a es la precipitación media anual para un año en concreto (mm año^{-1}) y P_p es la precipitación media anual del periodo de estudio (mm año^{-1}).

Cuadro 4. Datos de precipitación de las estaciones meteorológicas del Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI)

Nombre	Longitud	Latitud	Altitud	P_a 2008	P_a 2010	P_p 2005-2014
Argelia	699711	9553630	2160	1380,30	752,7	1034,55
Saraguro	696167	9600576	2525	965,80	764	805,23
Malacatos	691894	9533772	1453	1008,10	670,4	839,99
Quinara	694953	9522952	1559	1249,40	862,6	1083,85
Yangana	702473	9517522	1860	1556,60	1082,8	1271,03
Francisco	714075	9561615	1620	1958,20	2006,6	2286,5

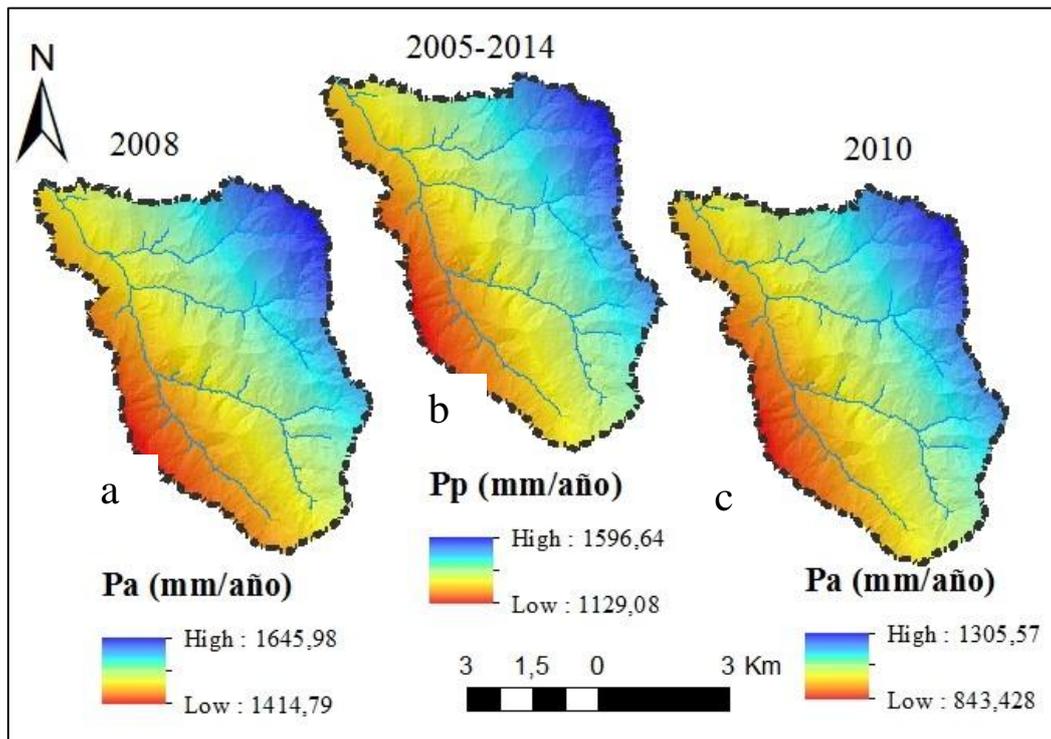


Figura 7. Precipitación del año lluvioso 2008 (a), precipitación del periodo 2005-2014 (b) y precipitación año seco 2010 (c)

Finalmente, se reclasificó los valores MPNPI en cinco categorías de impacto potencial según el **Cuadro 5**.

Cuadro 5. Categorías de clasificación del Índice MPNPI

Categorías	Rango
1 Mínimo	$\leq 4,5$
2 Bajo	$4,5 < \text{MPNPI} \leq 5,5$
3 Medio	$5,5 < \text{MPNPI} \leq 6,5$
4 Alto	$6,5 < \text{MPNPI} \leq 7,5$
5 Muy Alto	$\text{MPNPI} > 7,5$

Fuente:Haupt (2009)

3.3.2. Manual de buenas prácticas de manejo (BPMs) de la contaminación difusa

Para cumplir este objetivo se realizó visitas de campo y revisión de literatura. Las BPMs fueron identificadas y seleccionadas para las áreas con mayor potencial según el índice MPNPI.

4. RESULTADOS

4.1. Valores MPNPI

Los valores LCI, DI, ROI, PNPI, API y MPNPI calculados en la subcuenca Zamora Huayco se presentan en la **figura 8**. Los valores del indicador LCI más próximos a 1 indican las áreas con mayor probabilidad de generación de contaminantes de origen difuso; DI cercanos a 1 indican las áreas más próximas a los flujos de agua; ROI próximos a 1 indican las áreas donde el potencial de escorrentía es más alto; PNPI es la integración de los indicadores LCI, DI y ROI, los valores próximos a 10 indican las áreas con mayor potencial de contaminación difusa sin considerar la variable de precipitación; API superiores a 1 indican las áreas donde la intensidad de precipitación para un determinado año ha sido más alta que la precipitación del periodo hidrológico en estudio; MPNPI es la integración del PNPI y el indicador API, y los valores más próximos o mayores 10 indican las áreas con mayor potencial de contaminación difusa considerando la variable de precipitación.

En el año más lluvioso 2008 (**figura 9**), el MPNPI por categorías indica que el 7,7 % (307,8 ha) de la superficie total de la subcuenca Zamora Huayco tiene un impacto potencial muy alto (categoría 5), donde las vertientes con mayor aporte en superficie son Zamora Huayco y Minas (**cuadro 6**); asimismo, el 10,5 % (420,4 ha) presenta un potencial alto (categoría 4) y las vertientes con mayor aporte en extensión son Zamora Huayco y Minas; y finalmente el 7,8 % (312,9 ha) tiene un impacto potencial medio (categoría 3), donde las vertientes con mayor aporte en extensión son Minas y El Carmen.

Cuadro 6. MPNPI por categorías en las vertientes de la subcuenca Zamora Huayco: año más lluvioso 2008

Categorías	Zamora Huayco	Minas	Mendieta	Carmen	San Simón	Total (ha)	Total (%)
1 Mínimo	31,5	280,3	631,5	837,4	373,1	2153,7	53,7
2 Bajo	149,2	209,3	215,8	100,1	144,7	819,0	20,4
3 Medio	84,7	103,0	10,8	97,9	16,4	312,9	7,8
4 Alto	115,9	93,5	49,9	81,4	79,7	420,4	10,5
5 Muy alto	254,2	39,3	5,9	2,0	6,4	307,8	7,7

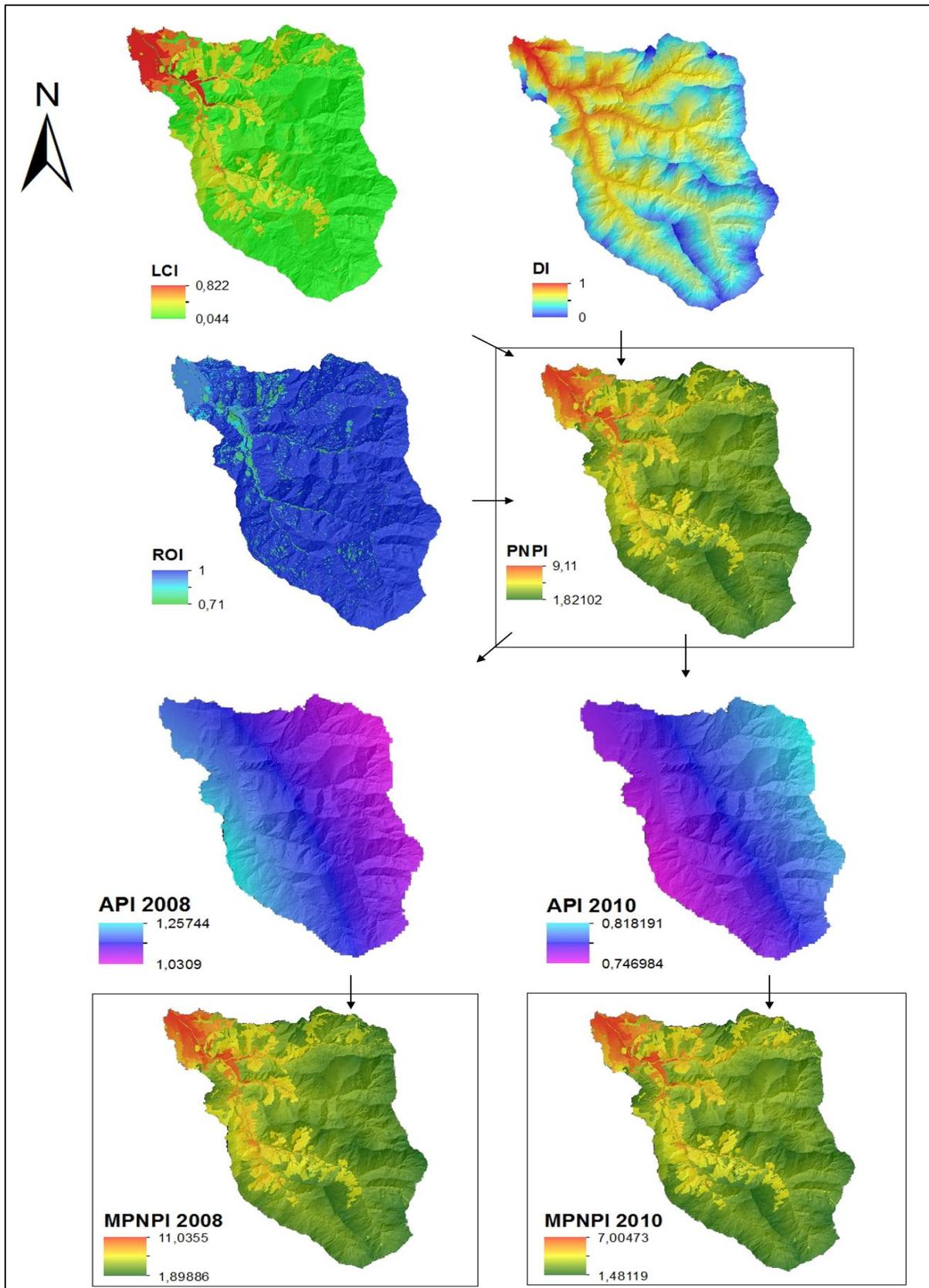


Figura 8. Indicador de uso del suelo (LCI), Indicador de distancia (DI), Indicador de escorrentía (ROI), Indicador de precipitación anual (API), Índice de contaminación no puntual potencial (PNPI), Índice de contaminación no puntual potencial modificado (MPNPI) año lluvioso 2008 y MPNPI año seco 2010.

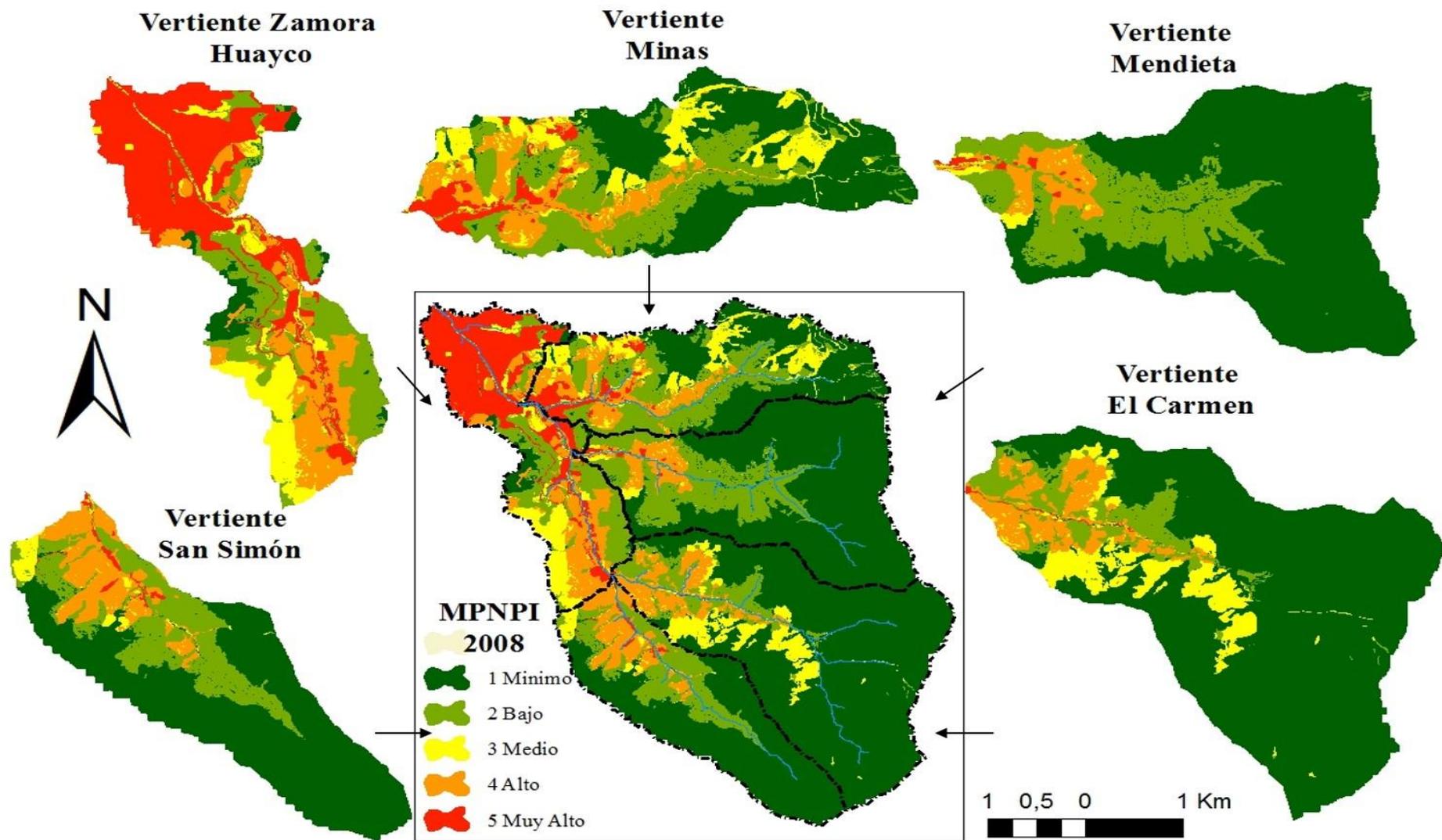


Figura 9. Índice de contaminación no puntual potencial modificado MPNPI año lluvioso 2008 en las vertientes de la subcuenca Zamora Huayco

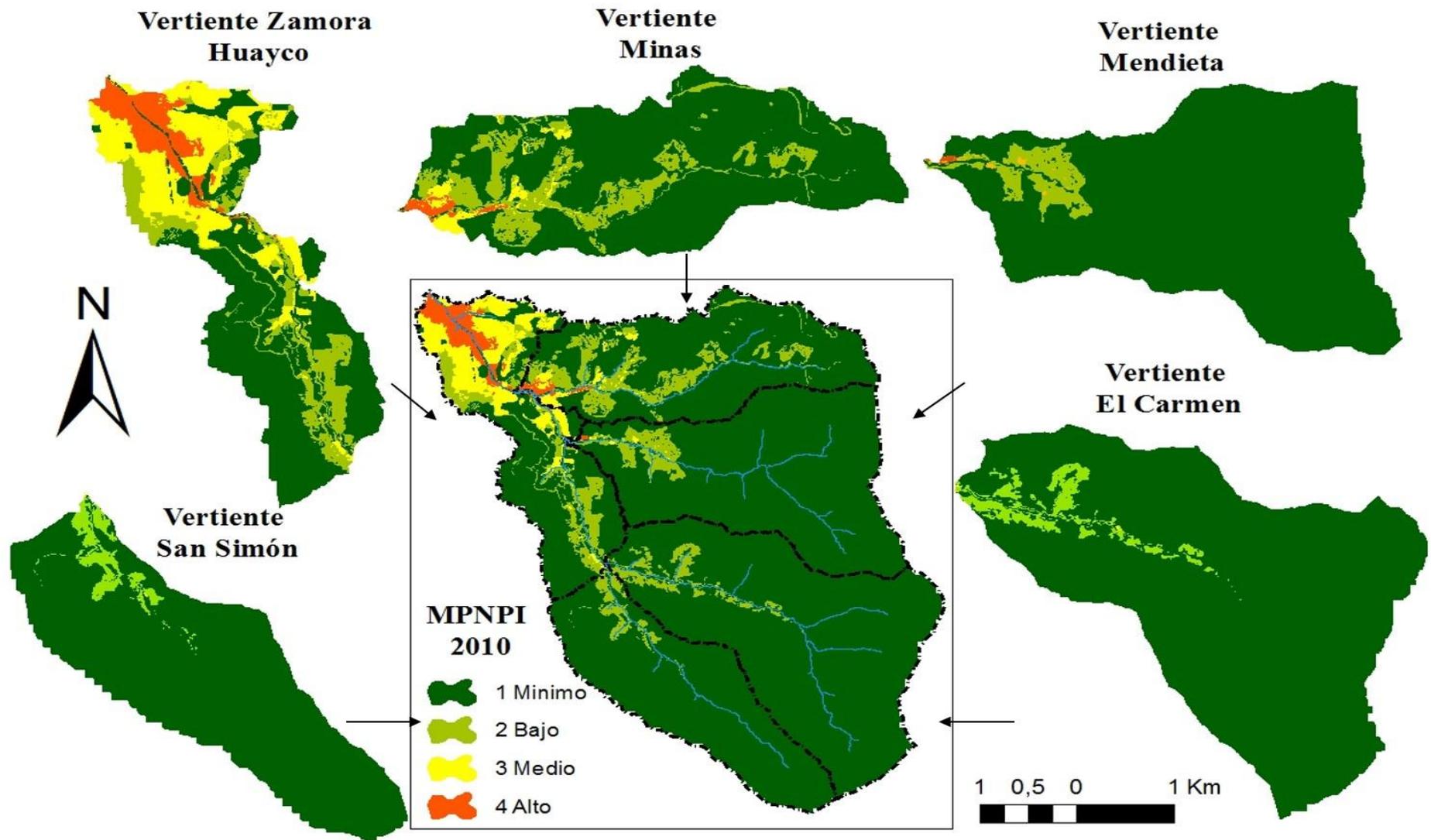


Figura 10. Índice de contaminación no puntual potencial modificado MPNPI año seco 2010 en las vertientes de la subcuenca Zamora Huayco

En el año más seco 2010 (**figura 10**), el MPNPI por categorías no presenta áreas con impacto potencial muy alto (categoría 5) (**cuadro 7**) ; por su parte, el 1,7 % (66,3 ha) de la superficie total de la subcuenca tiene un impacto potencial alto (categoría 4), donde las vertientes con mayor aporte en extensión son Zamora Huayco y Minas; finalmente, el 4,1% (166,5 ha) de la superficie total tiene un impacto potencial medio (categoría 3), donde las vertientes con mayor extensión son Zamora Huayco y Minas.

Cuadro 7. MPNPI por categorías en las vertientes de la subcuenca Zamora Huayco: año más seco 2008

Categorías	Zamora Huayco	Minas	Mendieta	Carmen	San Simón	Total (ha)	Total (%)
1 Mínimo	325,7	569,0	862,1	1071,4	589,4	3417,5	85,1
2 Bajo	109,4	128,2	48,1	47,1	30,8	363,5	9,1
3 Medio	144,4	19,1	2,5	0,4	0,2	166,5	4,1
4 Alto	56,0	9,1	1,2	0,0	0,0	66,3	1,7
5 Muy alto	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

4.2. Buenas prácticas de manejo (BPMs) de la contaminación difusa en la subcuenca Zamora Huayco

4.2.1. BPMs urbanas

El MPNPI del año más lluvioso demuestra que el 7,7 % (307,8 ha) de la superficie total de la subcuenca Zamora Huayco tiene un impacto potencial muy alto (categoría 5). La mayor parte de este potencial se encuentra asociado con el tejido urbano; el cual se encuentra constituido en su mayor parte por viviendas de techos impermeables y carreteras con cubiertas impermeables, cuya escorrentía es recogida por el alcantarillado pluvial y es descargada directamente al río mediante tuberías (**figura 11**). Las vertientes con mayor potencial de contaminación difusa son Zamora Huayco y Minas. Las BPMs seleccionadas para las áreas urbanas son: techos verdes, pavimentos permeables y celdas de biorretención. A continuación, se presentan algunos criterios generales para el diseño de las BPMs propuestas.



Figura 11. Descarga de aguas pluviales en el río Zamora Huayco

4.2.1.1. Techos verdes (Green Roofs)

Los techos verdes o con vegetación es una BPM donde las plantas crecen en su parte superior (Chenani, Lehvavirta, & Häkkinen, 2015) sembrada en un medio de crecimiento o sustrato (IOWA, 2009). La estructura típica de un techo verde (**figura 12**) según Hathaway, Hunt, and Jennings (2008) incluye: una capa de plantas adaptadas a la región climática; una capa de medio o sustrato, diseñado de acuerdo con el crecimiento de las plantas y a los requisitos de escorrentía; una capa de filtro de tela, que evita que las partículas finas sean lavadas desde el medio (sustrato); una capa de drenaje, que permite que el agua lluvia escurra fuera del techo;

una alfombra de retención, que es empleada para retener el agua lluvia y nutrientes durante los periodos secos; una capa de barrera de raíces, que evita que las raíces penetren en la membrana de impermeabilización; y una capa de membrana de techo, que funciona como una capa de impermeabilización.



Figura 12. Estructura típica de un techo verde
Fuente: Hathaway *et al.* (2008)

El estudio de VanWoert *et al.* (2005), determinó que los techos verdes con 2 % de pendiente y con una profundidad de 4 cm de medio (sustrato), permitieron retener el 87 % de la precipitación evaluada. Un techo verde con un medio entre 3-15 cm es empleado para sembrar especies sedums hasta hierbas gramíneas (altura máxima 25 cm), las cuales requieren escaso mantenimiento y riego (Gargari, Bibbiani, Fantozzi, & Campiotti, 2016). Según Chenani *et al.* (2015), la membrana de techo puede ser polipropileno no tejido de 1,8 mm de espesor; la barrera de raíces comúnmente emplea PVC de 0,8 mm o polietileno de baja densidad de 0,4 mm; la capa de drenaje puede ser de poliestireno de 25 mm similar a una caja de huevos, en el filtro de tela se puede emplear un geotextil no tejido de polipropileno de 1,9 mm; la alfombra de retención puede ser de lana de roca de 40 mm; y el medio de cultivo (sustrato) puede ser una combinación de arcilla expandida (10 kg/m²), ladrillo triturado (80 kg/m²), compost (10 kg/m²) o se puede emplear una combinación de compost (15 kg/m²), arena (15 kg/m²) y piedra pómez (70 kg/m²). Los beneficios de los techos verdes incluyen la retención de aguas pluviales, reducción de flujo máximo de la escorrentía, descenso de la contaminación del aire y el ruido, reducción de la temperatura urbana y mejora de la biodiversidad (Chenani *et al.*, 2015; Gargari *et al.*, 2016; K. Liu & Minor, 2005).

4.2.1.2. Pavimentos permeables (*Permeable Pavement*)

El pavimento permeable es una BPM que mejora la calidad del agua pluvial y mitiga los efectos de la urbanización (Drake & Bradford, 2013). Los pavimentos permeables pueden utilizarse para áreas drenantes inferiores a 4 ha, con pendientes inferiores a 2-5%, la distancia hasta el nivel freático debe ser superior a 1,2 m y la capacidad de infiltración del suelo de 1,2 mm/hora o mayor (Fuentes Roldán, 2015). Estos pavimentos permeables se emplean en zonas con baja intensidad de tráfico, calles residenciales, zonas de estacionamiento y veredas (Fuentes Roldán, 2015). La estructura típica de los pavimentos permeables incluye (Fuentes Roldán, 2015; Hunt & Collins, 2008): capa de superficie, es la capa visible del pavimento (ej. adoquines); capa base de grava, que sirve como soporte para el pavimento y para almacenar agua; capa subbase, es la capa de suelo que está por debajo de la grava y generalmente se compacta durante la construcción; y una capa de drenaje francés, que son tubos de 4 a 8 pulgadas de diámetro colocados en la parte inferior de la base de grava (**figura 13**). En la revisión de Hunt and Collins (2008) presenta las especificaciones técnicas de cinco tipos de pavimento permeable más comunes: asfalto poroso (PA), concreto poroso (PC), bloques huecos de concreto rellenos de material granular (arena) o vegetación rastrera (grama) (CGP), bloques de concreto o piedra colocados en padrón intertrabado (PICP) y de grilla con estructura de plástico (PG) (**figura 14**). Se ha demostrado que los pavimentos permeables son eficaces en la infiltración de agua lluvia, reducen la escorrentía de la cuenca y amortiguan los flujos máximos de escorrentía (Hernández *et al.*, 2006; Kumar *et al.*, 2016). Además, el pavimento permeable puede eliminar partículas contaminantes como sedimentos en suspensión, metales pesados y nutrientes a través de los procesos de filtración y sedimentación (C. Brown, Chu, Van Duin, & Valeo, 2009).

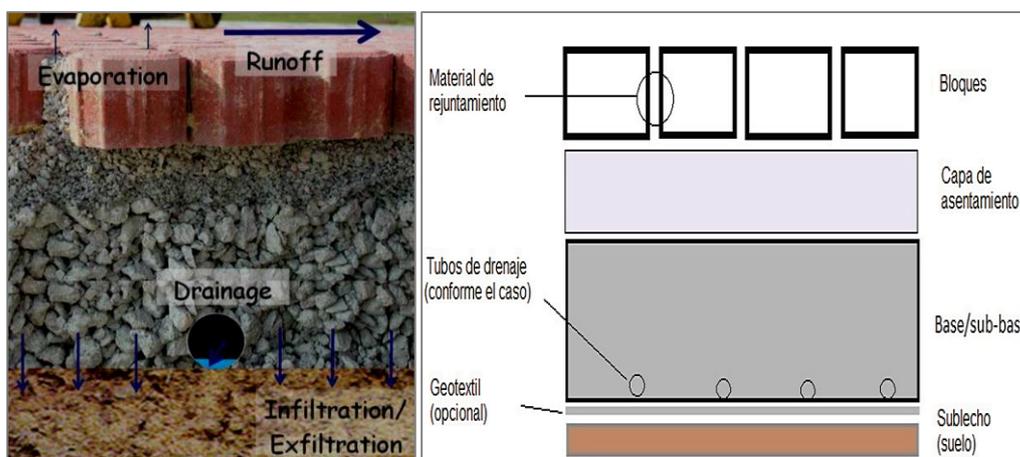


Figura 13. Estructura típica de un pavimento permeable
Fuente: Jorge Luis, Brito Jeferson, and Miriam (2015)



Figura 14. Tipos de pavimento permeable
Fuente: Hunt and Collins (2008)

4.2.1.3. Celdas de biorretención (Cell bioretention)

La biorretención es una BPM diseñada para tratar la escorrentía urbana (Li, Sung, Kim, & Chu, 2011). Las celdas de biorretención son filtros de vegetación que permiten que el agua pluvial pase antes de su descarga por un sustrato vegetado, por un drenaje, se infiltre o se evapotranspire (Blecken, Hunt, Al-Rubaei, Viklander, & Lord, 2015). Al pasar por la celda de biorretención, los contaminantes pueden ser removidos a través de sedimentación, filtración y adsorción en capas de abono-suelo, absorbidos por la planta y biodegradados por los microorganismos del suelo (Davis, Shokouhian, Sharma, & Minami, 2001). Una unidad típica de biorretención se compone (arriba hacia abajo) de un depósito de almacenamiento de agua, vegetación, sustrato, gravilla, grava y un tubo de drenaje (Kim, Sung, Li, & Chu, 2012) (**figura 15**). Esta BPM requiere que el área de drenaje debe estar entre 0,2 y 1 ha, el tamaño mínimo debe ser de 18 m², la pendiente del terreno donde se sitúa no ha de superar el 6 % y la distancia mínima al nivel freático debe ser de 0,6 m (Fuentes Roldán, 2015). Los contaminantes más comunes de la escorrentía urbana incluyen solidos suspendidos totales, metales pesados (principalmente Cd, Cu, Pb y Zn) y nutrientes, todos los cuales se ha demostrado que pueden ser tratados mediante la biorretención (Zinger, Blecken, Fletcher, Viklander, & Deletić, 2013). En la **figura 16** se muestran algunos modelos de celdas de biorretención.

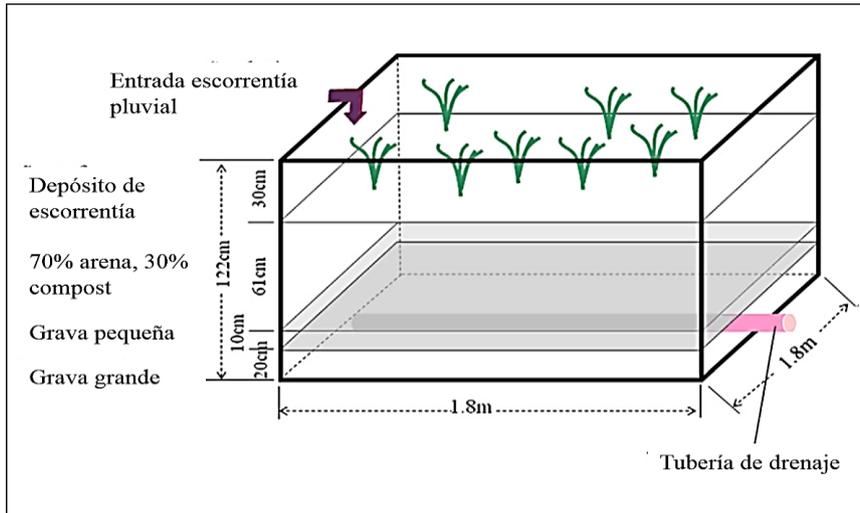


Figura 15. Diseño de una celda de biorretención
Fuente: Kim *et al.* (2012).



Figura 16. Ejemplos de celdas de biorretención
Fuente: Blecken *et al.* (2015)

4.2.2. BPMs ganaderas

En el año más lluvioso 2008 el 10,5 % (420,4 ha) de la superficie total de subcuenca Zamora Huayco presenta un potencial alto (categoría 4) y el 7,8 % (312,9 ha) tiene un potencial medio (categoría 4). La mayor parte de este potencial se encuentra asociado con los pastizales ubicados en las zonas ribereñas. Las zonas ribereñas sirven como fuentes de agua, forraje y sombra para el ganado. El pastoreo en zonas ribereñas elimina la vegetación, provoca la compactación y erosión de las orillas (**figura 17**) y el acceso libre a las fuentes de agua permite la descarga directa de la materia fecal. Las BPMs seleccionadas para las áreas ganaderas incluyen: Cercas de restricción, bebederos alternativos y franjas de vegetación ribereña. A continuación se detallan algunas consideraciones técnicas para el diseño de las prácticas propuestas.



Figura 17. Erosión de las orillas en la subcuenca Zamora Huayco

4.2.2.1. Fuentes alternativas de agua fuera del río (alternative off-stream water source)

Los bebederos alternativos de agua son una BPM que atrae el ganado lejos de las masas de agua primarias, tales como arroyos, estanques y lagos (Sheshukov *et al.*, 2016). Según Rawluk *et al.* (2014), el sistema de bebederos incluye un tanque de almacenamiento, una bomba sumergible de agua y una tubería de conducción. La investigación de Rigge, Smart, and Wylie (2013), sugieren que los bebederos se coloquen entre 200 m y 1250 m de los flujos de agua para obtener resultados eficientes. En la **figura 18**, se presenta un tanque de almacenamiento de agua empleado como fuente alternativa de agua para el ganado.



Figura 18. Fuente alternativa de agua para el ganado

4.2.2.2. Cercas de restricción (*exclusion fencing*)

Las cercas de restricción son una BPM que elimina por completo el acceso a arroyos, evita la contribución directa los residuos animales, evita la escorrentía de materia fecal de terrenos circundantes y la perturbación mecánica de los bancos de orilla que pueden causar la excesiva erosión del suelo (J Miller, Chanasyk, Curtis, Entz, & Willms, 2010; Sheshukov *et al.*, 2016). Las cercas pueden ser de alambre de púas, el ancho de la cerca medido linealmente desde la orilla del flujo de agua puede estar entre 40 y 80 m (J Miller *et al.*, 2010). En la **figura 19**, se presenta un diseño de cercas de restricción de ganado en un tramo de 800 m de longitud en el río Bow en Canadá.

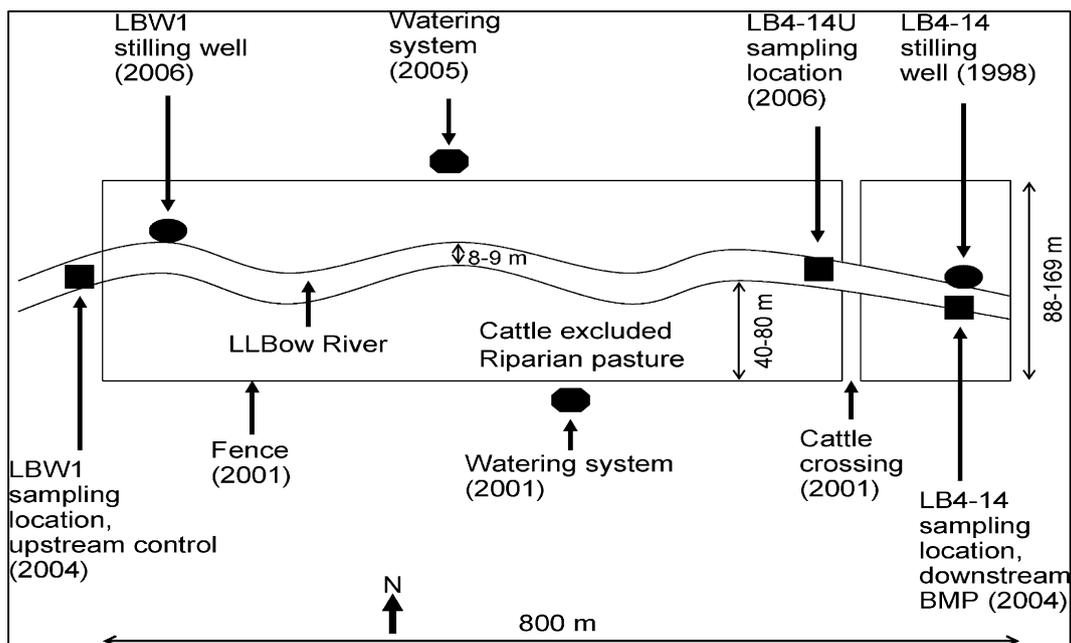


Figura 19. Diseño de un sistema de cercas de restricción
Fuente: J Miller *et al.* (2010)

4.2.2.3. Franjas de separación ribereña (riparian buffer)

Las franjas de separación ribereña son un BPM que se ubica en zonas circundantes a los flujos de agua, permiten remover contaminantes de la escorrentía antes que lleguen al río, separan las actividades agrícolas o ganaderas de los arroyos y proporcionan hábitat para la vida silvestre (Mankin, Ngandu, Barden, Hutchinson, & Geyer, 2007). La vegetación de las franjas de separación ribereña podrá ser, la existente en el terreno, por regeneración natural y sembrada/plantada con la vegetación nativa del lugar (NRCS, 2010). El ancho mínimo de la zanja debe ser 10,668 metros medidos horizontalmente desde el cauce (NRCS, 2010), en pendientes más pronunciadas o en suelos con textura fina (infiltración lenta) la anchura debe aumentar. En el trabajo de Bentrup (2008) está disponible la herramienta para el cálculo estimado de la anchura, esta herramienta incorpora variables como la textura del suelo, pendiente, longitud del área de drenaje, condiciones de la superficie del suelo y el tipo de contaminante. En la **figura 20**, se podrá visualizar un ejemplo de franja de vegetación ribereña.



Figura 20. Ejemplo de una franja de vegetación ribereña

Fuente: http://www.na.fs.fed.us/spfo/pubs/n_resource/buffer/cover.htm

4.2.3. BPMs agrícolas

Las parcelas agrícolas de la subcuenca Zamora Huayco se asocian con pequeñas áreas con impacto potencial muy alto, alto y medio. Las parcelas agrícolas son pequeñas (**figura 21**), sin embargo, se encuentran ubicados en zonas muy próximas a los flujos de agua y en pendientes pronunciadas, convirtiéndose en fuentes potenciales de contaminación difusa según el índice MPNPI. Las BPMs seleccionadas incluyen: reforestación, labranza cero y labranza en contorno. A continuación se detallan algunas consideraciones técnicas para el diseño de las prácticas propuestas.



Figura 21. Parcela agrícola en la subcuenca Zamora Huayco

4.2.3.1. Reforestación (Reforest)

La conversión de uso de suelo es una BPM que permite controlar y mitigar la fuente de contaminación difusa reemplazando el uso actual del suelo por otros usos de menor impacto o que se asemejen a las condiciones iniciales del paisaje. En la investigación de R. Liu *et al.* (2014), recomienda la conversión tierras cultivables-bosque en pendientes mayores a 25 ° y la conversión tierra cultivable-frutales en pendientes entre 15-25°.

4.2.3.2. Labranza cero (zero till)

La BPM de labranza cero una práctica que consiste en dejar el terreno como quedó después de la cosecha anterior, dejando por lo menos de un 30 a 50 % del rastrojo (mantillo) (Villalobos, Rodríguez, Rodríguez, González, & González, 2014) y según R. Liu *et al.* (2014), debe ser ubicada en áreas agrícolas con pendientes menores a 15° para lograr mejores resultados ambientales y económicos. En la **figura 22**, se presenta un ejemplo de labranza cero.



Figura 22. Ejemplo de labranza cero
Fuente: NRCS (2012)

4.2.3.3. Labranza en contorno (contour till)

La labranza en contorno es una BPM que consiste en orientar las hileras del cultivo siguiendo las curvas a nivel, contribuyendo a disminuir la escorrentía del agua y el arrastre del suelo (Soza & Baca, 2012) y según R. Liu *et al.* (2014), la BPM de labranza en contorno, se recomienda en pendientes menores a 15° para obtener mejores resultados económicos y ambientales.



Figura 23. Ejemplo de labranza en contorno

5. DISCUSIÓN

5.1. Valores MPNPI

Algunos estudios (Jiang et al., 2014; Yu, Xu, Wu, & Zuo, 2016; Zhuang *et al.*, 2015) sostienen que el tipo de uso de suelo, la pendiente, la proximidad de cada uso de suelo al flujo de agua, el potencial de escorrentía y la intensidad de precipitación son factores que influyen directamente en la calidad del agua, factores que son modelados con el índice MPNPI, propuesto por Munafo *et al.* (2005) y Contreras *et al.* (2011). Además, el índice MPNPI a diferencia del método de Luzio, Srinivasan, and Arnold (2002), requiere una baja necesidad de datos de entrada y es fácil de calcular e interpretar. Los resultados de este modelo muestran las áreas con mayor impacto potencial; y a su vez, permite priorizar las superficies que requieren la implementación de buenas prácticas de manejo (BPMs).

Las categorías MPNPI 3, 4 y 5 encontradas en la subcuenca Zamora Huayco, indican las áreas con mayor potencial para trasladar contaminantes de origen difuso hasta los cuerpos de agua, mientras que las categorías 1 y 2 muestran las áreas con el menor potencial. Las categorías MPNPI de mayor potencial están asociadas con escenarios de uso de suelo como: tejido urbano continuo y discontinuo, áreas en construcción, carreteras, agricultura, áreas quemadas y pastizales; usos de suelo más relacionados con la contaminación difusa (Aighewi et al., 2012; Basnyat, Teeter, Flynn, & Lockaby, 1999; T. C. Brown & Froemke, 2012). Mientras que las categorías MPNPI de menor potencial se asocian a coberturas naturales como: bosque, páramo y matorral; que mejoran la calidad del agua por su efectividad para retrasar la escorrentía superficial y sus contaminantes (Ye *et al.*, 2014). Se debe advertir que el cambio de uso del suelo en la subcuenca Zamora Huayco al año 2012 ha remplazado la vegetación natural por usos de suelo antrópicos en más de un 50% y estimaciones prevén un aumento de las áreas urbanas, agrícolas y pastizales en años posteriores (Ochoa-Cueva *et al.*, 2013); consecuentemente esto incrementará el potencial de contaminación difusa en el área de estudio.

La variación del MPNPI del año más seco 2010 respecto al año más lluvioso 2008, en la categoría 5 presentó un aumento del 0-7,7 % de la superficie total de la subcuenca, en categoría 4 fue de 1,7-10,5 % y en la categoría 3 fue de 4,1-7,8 %. La variabilidad encontrada demuestra que el potencial de contaminación difusa es mayor en años lluviosos en comparación a años secos, contrastando con lo encontrado en otras investigaciones (Bu *et al.*, 2014; Contreras *et al.*, 2011; Yu et al., 2016). En los Andes Sur, la precipitación entre 1964 y 2010 presenta un

incremento en proporciones significativas (SENPLADES, 2013); tendencia que incrementará el potencial de contaminación difusa en la subcuenca Zamora Huayco en años posteriores.

5.2. Buenas prácticas de manejo (BPMs) de la contaminación difusa

5.2.1. BPMs urbanas

5.2.1.1. Techos verdes (Green Roofs)

En el trabajo de Hathaway *et al.* (2008), demostró que el 64 % de la precipitación registrada fue retenido en los techos verdes y el caudal máximo promedio se redujo el 75 % durante el período de estudio. En la investigación de Kok *et al.* (2016), demostró que un sistema de techo verde reduce hasta el 26 % la descarga de escorrentía pluvial en comparación a un techo de hormigón, además puede disminuir hasta el 5 % de la temperatura del edificio. Asimismo, Rosatto *et al.* (2015), determinó que los techos verdes donde la precipitación tiene un intervalos de 21-41 mm pueden retener entre el 63 % y el 68 %, de 42-60 mm presentan una retención del 31 % al 39 %, de 61-80 mm la retención es de 25 % a 38 % y >90 mm el porcentaje de retención varía entre 16 % y 22 %. La evidencia científica presentada anteriormente, demuestra que la BPM de techos verdes puede ser eficaz en la disminución del volumen de escorrentía, que a su vez, limita el transporte de contaminantes difusos. Además, pueden eliminar contaminantes atmosféricos, sirven de barrera acústica, aislamiento térmico y mejoran el aspecto paisajístico del lugar (Fuentes Roldán, 2015; Minke, 2009).

En las viviendas de la subcuenca Zamora Huayco la escorrentía de los techos es descargada directamente en las calles y conducida al sistema de alcantarillado pluvial. La construcción de los techos verdes pueden aliviar el volumen de agua que entra al sistema de alcantarillado, disminuir el caudal punta y evitar el arrastre de contaminantes hasta el río. Las precipitaciones frecuentes en el área de estudio podrían mantener los techos verdes sin la necesidad de riego.

5.2.1.2. Pavimentos permeables (Permeable Pavement)

En el trabajo de C. Brown *et al.* (2009), se estudió dos tipos de pavimento permeable, UNI Eco-piedra y asfalto poroso, ambos pavimentos porosos lograron reducir entre 90 a 96 % de los sólidos suspendidos totales encontrados en la escorrentía. Mientras que, Beecham, Pezzaniti, and Kandasamy (2012), demostraron que los pavimentos permeables fueron capaces de reducir las concentraciones de nutrientes (nitrógeno total y fósforo total), metales pesados (zinc, plomo, cobre, cadmio y níquel) y sólidos suspendidos totales. Por su parte, los investigadores

Barrett and Sampson (2013) determinaron que la concentración de sólidos suspendidos totales de la escorrentía de un asfalto poroso se redujo alrededor del 92 % en comparación a un asfalto convencional. El sustento científico ha demostrado la capacidad de los pavimentos permeables para disminuir tanto la concentración de contaminantes difusos como el volumen de escorrentía urbana.

En la mayor parte del sector urbano de la subcuenca Zamora Huayco sus calles y veredas han sido construidas con pavimentos impermeables que descargan su escorrentía al alcantarillado o son descargadas directamente al río. La utilización de pavimentos permeables permitirá reducir el caudal punta, reducir el volumen de agua y disminuir las concentraciones de contaminantes en el río.

5.2.1.3. Celdas de biorretención (Cell bioretention)

En el estudio de Davis, Shokouhian, Sharma, and Minami (2006), determinaron que la biorretención de aguas pluviales tuvo una eliminación de fósforo total en un intervalo de 70-85 % y del nitrógeno total Kjeldahl entre el 55-65 %. Por su parte, en el estudio de Li *et al.* (2011), se determinaron la efectividad de la biorretención para remover zinc, plomo, sólidos suspendidos totales, nitrógeno amoniacal, nitratos, nitrógeno total y fósforo total. Asimismo, Kim *et al.* (2012), encontraron que la biorretención con vegetación arbustiva removió el 88 % de *Escherichia coli* de la escorrentía pluvial. Mientras que, Faucette, Cardoso, Mulbry, and Millner (2013) reportaron que los medios (sustratos) que contienen compost de jardín podrían eliminar el 34% del fósforo soluble, el 54 % de amonio y el 11 % de nitrato en eventos de escorrentía simulada. Asimismo, Palmer, Poor, Hinman, and Stark (2013), informaron que una mezcla de medios biorretención de 60 % arena, 15 % de compost, 15 % de corteza triturada de cedro y 10 % residuos de tratamiento de agua potable a base de aluminio, redujo el fosfato en 80%. La evidencia científica demuestra la capacidad de las celdas de biorretención para depurar múltiples contaminantes de la escorrentía pluvial, reducen el volumen de escorrentía, reducen el caudal punta y son estéticamente atractivas.

En la subcuenca Zamora Huayco las aguas pluviales son descargadas directamente al río, las celdas de biorretención podrían ofrecer una solución viable.

5.2.2. BPMs ganaderas

5.2.2.1. Fuentes alternativas de agua fuera del río (*alternative off-stream water source*)

En el estudio Sheffield, Mostaghimi, Vaughan, Collins Jr, and Allen (1997), encontraron que la erosión de los bancos se redujo en un 77 % con la instalación de bebederos alternativos y que las concentraciones de sólidos suspendidos totales, nitrógeno total y fósforo total se redujeron en 90 %, 54 % y 81 % respectivamente y se observaron reducciones similares en las concentraciones de coliformes fecales y estreptococos fecales. Por su parte, en el trabajo de J. Miller, Chanasyk, Curtis, Entz, and Willms (2011) se determinó que las fuentes alternativas de agua mejoran la salud de la ribera, evitan la contaminación del ganado en el río, mejoran las características de la vegetación (cobertura del dosel, área basal total, mantillo, suelo desnudo) y las propiedades del suelo (disponibilidad de nitrato en el suelo). Mientras que, en el estudio de Sheshukov *et al.* (2016), se demuestra que las prácticas combinadas de instalación de bebederos con cercas de restricción de acceso del ganado a la red hídrica y franjas de separación ribereñas, pueden disminuir las concentraciones de fósforo y nitrógeno en un 59 % y las cargas de nitratos en un 19 %. El sustento científico presentado demuestra la eficiencia de las fuentes alternativas de agua para aliviar la presión ejercida por el ganado en las zonas ribereñas.

En la subcuenca Zamora Huayco la ganadería se ubica en su mayor parte en zonas aledañas a los cuerpos de agua, la erosión del banco de orilla, la pérdida de vegetación ribereña, la descarga directa de materia fecal y la escorrentía de los pastizales circundantes al río, son los impactos predominantes. La instalación de bebederos permitirá excluir el ganado de las zonas ribereñas al remplazar la fuente de agua, permitiendo de esa manera su restauración y evitando la descarga directa de los contaminantes en los cuerpos de agua.

5.2.2.2. Cercas de restricción (*stream fencing*)

En el trabajo de Line (2015), demostró que la exclusión con cercas presenta reducciones estadísticamente significativas de nitrógeno total Kjeldahl, nitrógeno amoniacal, fósforo total y sólidos suspendidos totales en 41 %, 59 %, 54 % y 67 % respectivamente. Mientras que, en el trabajo de Owens, Edwards, and Van Keuren (1996), determinaron que la concentración anual de sedimentos se redujo en más del 50 % y la pérdida de suelo se disminuyó en un 40 % durante los próximos 5 años después de haber cercado las zonas boscosas circundantes al cauce y limitar el acceso del ganado. Asimismo, en el trabajo de Line, Harman, Jennings, Thompson, and Osmond (2000), determinaron que la exclusión de vacas lecheras con cercas y la plantación

de árboles en un tramo de 335 m de longitud y en un intervalo de 10-16 m de ancho, se redujo el 33, 78, 76, y 82 % de nitrato+ nitritos, nitrógeno total Kjeldahl, fósforo total y las cargas de sedimentos respectivamente. La evidencia científica demuestra que las cercas de restricción del ganado, son eficientes para recuperar la vegetación de las zonas ribereñas y disminuir la contaminación provocada por la erosión de las orillas y la descarga directa de materia fecal.

En la subcuenca Zamora Huayco, el ganado es atraído por el agua y la vegetación de las zonas ribereñas y aunque se dote de fuentes alternativas de agua es necesario combinar con cercas de exclusión para evitar el acceso del ganado a estas zonas.

5.2.2.3. Franjas de separación ribereña (riparian buffer)

En la revisión de Polyakov, Fares, and Ryder (2005), diversos estudios han demostrado altas tasas de retención de sedimentos (97 %), nitrógeno (85 %) y fósforo (84 %) al emplear franjas de amortiguación ribereña. Por su parte, el trabajo de Wang, Zhang, Ou, and Yan (2009), concluye que las franjas de vegetación ribereña disminuyen la carga de sedimentos en un 83 % y la del nitrógeno en un 27 %. Asimismo, Parajuli, Mankin, and Barnes (2008) demuestran que una franja separación ribereña de 15 metros de ancho, puede reducir razonablemente la concentración de bacterias fecales. La evidencia científica demuestra la utilidad de las franjas de separación ribereña para reducir la contaminación provocada por las zonas ganaderas circundantes a los flujos de agua.

La vegetación de las zonas ribereñas de la subcuenca Zamora Huayco ha sido alterada en su mayor parte por el pastoreo del ganado; la exclusión del ganado de las zonas de ribera permitirá la regeneración natural de la vegetación y su reforestación permitirá obtener resultados en menos tiempo. Aunque esta práctica se ha recomendado como BPM para zonas ganaderas, también puede emplearse en zonas agrícolas. Por ejemplo, en Prince Edward Insland la legislación exige franjas de vegetación de 10 metros en pendientes moderadas (<5 %) y 20 metros en pendientes empinadas (>5%) para campos agrícolas que bordeen arroyos (Dunn *et al.*, 2011). Por su parte, Otto, Cardinali, Marotta, Paradisi, and Zanin (2012), determinaron que las franjas de vegetación de cualquier tipo son generalmente eficaces en la agricultura y pueden reducir residuos de herbicidas de 80 a 88%.

5.2.3. BMPs agrícolas

5.2.3.1. Reforestación (Reforest)

En la investigación de R. Liu *et al.* (2014), demostraron que la BPM de reforestación en tierras cultivables-bosques para pendientes $> 25^\circ$ y en tierras cultivables-frutales en áreas con pendientes entre $15-25^\circ$, redujeron las concentraciones de nitrógeno total en 30,16 % y fósforo total en 44,62 %. Esta investigación demuestra la importancia del manejo de la pendiente en la priorización de las áreas con mayor probabilidad de arrastrar contaminantes por escorrentía y que requieren cambiar el tipo de uso del suelo.

En la subcuenca Zamora Huayco la agricultura es practicada en pequeñas parcelas, sin embargo, algunas parcelas se encuentran establecidas en áreas muy inclinadas, que facilitan el arrastre de suelo y contaminantes por escorrentía hasta los flujos de agua. La adopción de la BPM de reforestación en las áreas con fuertes pendientes podría ser una práctica eficiente y económicamente viable.

5.2.3.2. Labranza cero (zero till)

En la investigación de R. Liu *et al.* (2014), demostraron que la BPM de labranza cero, redujo las concentraciones de nitrógeno total en 31,99 % y el fósforo total en 21,93 %. Por su parte, de Merriman, Gitau, and Chaubey (2009), mencionan que la eficiencia promedio de la práctica de labranza cero en la reducción de contaminantes es: fósforo particulado (60%), fósforo disuelto (24 %), fósforo total (69 %), nitrato (37 %), amonio (15 %), nitrógeno total (59 %) y sedimento total (78 %). Esta evidencia científica demuestra la utilidad de la práctica de labranza cero para disminuir el arrastre de contaminantes desde las áreas agrícolas.

En la subcuenca Zamora Huayco la mayor parte de agricultores remueven el suelo antes de la siembra, incrementando el riesgo de arrastre del suelo y contaminantes por escorrentía. La labranza cero podría ser una práctica que aumente la producción de los cultivos y disminuya la contaminación de los flujos de agua cercanos.

5.2.3.3. Labranza de contorno (contour till)

En la investigación de R. Liu *et al.* (2014), demostraron que la BPM labranza en contorno, redujo las concentraciones de nitrógeno total en 26,03 % y fósforo total en 18,96 %. Asimismo, en el trabajo de Merriman *et al.* (2009), informan una reducción promedio del 43 % de

sedimento total empleando la práctica de labranza en contorno. La evidencia científica presentada demuestra la utilidad de la práctica de labranza en contorno para disminuir el arrastre de contaminantes desde las áreas agrícolas.

En la subcuenca Zamora Huayco la agricultura es practicada sin considerar la pendiente y las curvas de nivel, que influyen en la generación de la escorrentía y en el arrastre de contaminantes. La práctica de labranza en contorno permitirá a los agricultores evitar la pérdida de suelo y de contaminantes que puedan afectar a los flujos de agua cercanos.

6. CONCLUSIONES

- ✓ El índice MPNPI aplicado en la subcuenca Zamora Huayco es un método simplificado que permitió estimar las áreas con mayor impacto potencial y a su vez, presenta las superficies que deben ser priorizadas en la implementación de buenas prácticas de manejo (BPMs).
- ✓ La conversión acelerada del uso en la subcuenca Zamora Huayco incrementará el potencial de contaminación difusa en años posteriores.
- ✓ El potencial de contaminación difusa encontrado, es mayor en años lluviosos que en años secos; y la tendencia en los Andes Sur indica un aumento de la precipitación, lo que incrementará el potencial de contaminación difusa en años posteriores.
- ✓ Las áreas con mayor potencial de contaminación difusa para los años de mayor y menor precipitación estudiados, se encuentran en las vertientes Zamora Huayco, Minas y El Carmen.
- ✓ Las BPMs seleccionadas deben ser probadas y estudiadas a escala local antes de ser implementadas.

7. RECOMENDACIONES

- ✓ Los valores de referencia LCI empleados en esta investigación fueron creados en base a la experiencia de profesionales extranjeros, sin embargo, incluir el criterio de profesionales nacionales mejorará sustancialmente la calidad del índice MPNPI.
- ✓ Trabajar con datos de precipitación recabados por estaciones meteorológicas que se encuentren dentro del área de estudio mejorará la calidad y representatividad de los datos de precipitación.
- ✓ Realizar el monitoreo de la calidad del agua en las zonas con mayor potencial según el índice MPNPI permitirá evaluar la eficacia del modelo. Sin embargo, debe tomarse en cuenta que el índice MPNPI no considera a las fuentes puntuales en su evaluación, las cuales pueden sugerir algún tipo de sesgo en la interpretación de los indicadores de calidad de agua. Además, el monitoreo de la calidad del agua puede servir como línea base para medir la eficacia de las buenas prácticas de gestión de la contaminación difusa que se implementen.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Aighewi, I. T., Nosakhare, O. K., & Ishaque, A. B. (2012). Land Use–Land Cover Changes and Sewage Loading in the Lower Eastern Shore Watersheds and Coastal Bays of Maryland: Implications for Surface Water Quality. *Journal of Coastal Research*, 1073-1082. doi: 10.2112/JCOASTRES-D-11-00195.1
- Arce, M. F., & Leiva, M. A. (2009). Determinación de la Calidad de Agua de los Ríos de la ciudad de Loja y Diseño de líneas generales de acción para su recuperación y manejo. Tesis de Grado. *Universidad Técnica Particular de Loja. Ecuador.*
- Barrett, M., & Sampson, L. (2013). *Treatment of highway runoff using the permeable friction course (PFC)*. Paper presented at the Green Streets, Highways, and Development 2013: Advancing the Practice - Proceedings of the 2nd Green Streets, Highways, and Development Conference.
- Basnyat, P., Teeter, L. D., Flynn, K. M., & Lockaby, B. G. (1999). Relationships between landscape characteristics and nonpoint source pollution inputs to coastal estuaries. *Environmental management*, 23(4), 539-549.
- Beecham, S., Pezzaniti, D., & Kandasamy, J. (2012). Stormwater treatment using permeable pavements. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Water Management*, 165(3), 161-170. doi: 10.1680/wama.2012.165.3.161
- Bentrup, G. (2008). Conservation Buffers: Design Guidelines for Buffers, Corridors, and Greenways.
- Berne, A. (2013). A new approach for reducing diffuse agricultural pollution in water supply ponds. *Water Practice and Technology*, 8(2), 190-201. doi: 10.2166/wpt.2013.021
- Blecken, G.-T., Hunt, W. F., Al-Rubaei, A. M., Viklander, M., & Lord, W. G. (2015). Stormwater control measure (SCM) maintenance considerations to ensure designed functionality. *Urban Water Journal*, 1-13. doi: 10.1080/1573062X.2015.1111913
- Brenes Chacón, D. (2015). *Caracterización de fuentes de contaminación y estrategia de manejo ambiental de la microcuenca del río Jaboncillal, San José, Costa Rica*. Instituto Tecnológico de Costa Rica.
- Brown, C., Chu, A., Van Duin, B., & Valeo, C. (2009). Characteristics of sediment removal in two types of permeable pavement.
- Brown, T. C., & Froemke, P. (2012). Nationwide Assessment of Nonpoint Source Threats to Water Quality. *BioScience*, 62(2), 136-146. doi: 10.1525/bio.2012.62.2.7
- Bu, H., Meng, W., Zhang, Y., & Wan, J. (2014). Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. *Ecological Indicators*, 41, 187-197.
- Camargo, J., & Alonso, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Revista Ecosistemas*, 16(2).
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*, 8(3), 559-568.

- Cecchi, G., Munafò, M., Baiocco, F., Andreani, P., & Mancini, L. (2007). Estimating river pollution from diffuse sources in the Viterbo province using the potential non-point pollution index. *Annali dell'Istituto superiore di sanità*, 43(3), 295-301.
- Contreras Arribas, E. (2013). Influencia de los aportes fluviales en la calidad del agua del estuario del Guadalquivir.
- Contreras, E., Aguilar, C., & Polo, M. (2011). Método simplificado de estimación del potencial de contaminación difusa: Aplicación a las cuencas vertientes del estuario del Gualdavis.
- Chenani, S. B., Lehvävirta, S., & Häkkinen, T. (2015). Life cycle assessment of layers of green roofs. *Journal of Cleaner Production*, 90(15), 3e162.
- Davis, A. P., Shokouhian, M., Sharma, H., & Minami, C. (2001). Laboratory Study of Biological Retention for Urban Stormwater Management. *Water Environment Research*, 73(1), 5-14.
- Davis, A. P., Shokouhian, M., Sharma, H., & Minami, C. (2006). Water Quality Improvement through Bioretention Media: Nitrogen and Phosphorus Removal. *Water Environment Research*, 78(3), 284-293.
- Drake, J., & Bradford, A. (2013). Assessing the potential for restoration of surface permeability for permeable pavements through maintenance. *Water Science & Technology*, 68(9), 1950-1958.
- Dunn, A. M., Julien, G., Ernst, W. R., Cook, A., Doe, K. G., & Jackman, P. M. (2011). Evaluation of buffer zone effectiveness in mitigating the risks associated with agricultural runoff in Prince Edward Island. *Science of the Total Environment*, 409(5), 868-882. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.11.011>
- EPA. (2003). United States Environmental Protection. Protecting Water Quality from Urban Runoff. http://www.epa.gov/npdes/pubs/nps_urban-facts_final.pdf
- EPA. (2005). United States Environmental Protection. Protecting Water Quality from Agricultural Runoff.
- Farming&WaterScotland. (2013). *Poaching and Erosion by Livestock - Know the Rules*. Retrieved from http://www.sruc.ac.uk/downloads/120607/know_the_rules.
- Faucette, B., Cardoso, F., Mulbry, W., & Millner, P. (2013). Performance of compost filtration practice for green infrastructure stormwater applications. *Water Environment Research*, 85(9), 806-814.
- Fraga, I., Charters, F. J., O'Sullivan, A. D., & Cochrane, T. A. (2016). A novel modelling framework to prioritize estimation of non-point source pollution parameters for quantifying pollutant origin and discharge in urban catchments. *Journal of Environmental Management*, 167, 75-84. doi: 10.1016/j.jenvman.2015.11.003
- Fuentes Roldán, A. J. (2015). Sistemas urbanos de drenaje sostenibles, una alternativa de futuro.
- Gargari, C., Bibbiani, C., Fantozzi, F., & Campiotti, C. A. (2016). Environmental Impact of Green Roofing: The Contribute of a Green Roof to the Sustainable use of Natural Resources in a Life Cycle Approach. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 8, 646-656. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aaspro.2016.02.087>
- Geng, R., Wang, X., Sharpley, A. N., & Meng, F. (2015). Spatially-Distributed Cost-Effectiveness Analysis Framework to Control Phosphorus from Agricultural Diffuse Pollution. *PLoS ONE*, 10(8), 1-22. doi: 10.1371/journal.pone.0130607

- González M, S. (2007). Contaminación Difusa de las aguas *INIA Tierra adentro*.
- Hathaway, A. M., Hunt, W. F., & Jennings, G. D. (2008). A field study of green roof hydrologic and water quality performance. *Transactions of the ASABE*, 51(1), 37-44.
- Haupt, J. P. d. O. (2009). *Metodologia para avaliação do potencial de produção de poluição difusa: estudo de caso da bacia do Rio Jundiá*. Universidade de São Paulo.
- Herendeen, N., & Glazier, N. (2009). Agricultural Best Management Practices for Conesus Lake: The Role of Extension and Soil/Water Conservation Districts. *Journal of Great Lakes Research*, 35(sp1), 15-22. doi: 10.1016/j.jglr.2008.08.005
- Hernández, J. R., Bayón, J. R., Fresno, D. C., Pérez, M. Á. C., Jordana, J. C. C., Muñoz, F. B., . . . Lasa, P. (2006). *Construcción de pavimentos permeables para el control en origen de la escorrentía urbana: ejemplo práctico del aparcamiento del palacio de deportes de la guía*.
- Hui, W., Yongbo, L., Junzhi, L., & A-Xing, Z. (2014). Representation of Agricultural Best Management Practices in a Fully Distributed Hydrologic Model: A Case Study in the Luoyugou Watershed. *Journal of Resources and Ecology*, 5(2), 179-184. doi: 10.5814/j.issn.1674-764X.2014.02.011
- Hunt, W. F., & Collins, K. A. (2008). Permeable pavement: Research update and design implications. *North Carolina Cooperative Extension Service. Raleigh, NC*.
- IOWA. (2009). *Iowa Stormwater Management Manual*. Retrieved from <http://www.iowadnr.gov/Environmental-Protection/Water-Quality/NPDES-Storm-Water/Storm-Water-Manual>.
- IPCC. (2001). Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2001: Synthesis Report.
- Jiang, T., Huo, S., Xi, B., Su, J., Hou, H., Yu, H., & Li, X. (2014). The influences of land-use changes on the absorbed nitrogen and phosphorus loadings in the drainage basin of Lake Chaohu, China. *Environmental Earth Sciences*, 71(9), 4165-4176.
- Jorge Luis, Z.-T., Brito Jeferson, S.-d., & Miriam, D. F.-C. (2015). Ecurrimiento en pavimentos de bloques de suelo-cemento: un abordaje experimental. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 16(1), 35-47. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S1405-7743\(15\)72105-0](http://dx.doi.org/10.1016/S1405-7743(15)72105-0)
- Kang, J.-H., Lee, S. W., Cho, K. H., Ki, S. J., Cha, S. M., & Kim, J. H. (2010). Linking land-use type and stream water quality using spatial data of fecal indicator bacteria and heavy metals in the Yeongsan river basin. *Water Research*, 44(14), 4143-4157. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.05.009>
- Keliang, C., Xiaodong, Z., Xianghua, W., & Yan, M. (2007). Study on Management and Control of Nonpoint Source Pollution from Urban Surface Runoff. *Chinese Journal of Population Resources and Environment*, 5(1), 39-44. doi: 10.1080/10042857.2007.10677485
- Kim, M. H., Sung, C. Y., Li, M.-H., & Chu, K.-H. (2012). Bioretention for stormwater quality improvement in Texas: Removal effectiveness of *Escherichia coli*. *Separation and Purification Technology*, 84, 120-124. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2011.04.025>
- Knäbel, A., Bundschuh, M., Kreuzig, R., & Schulz, R. (2016). Runoff of veterinary pharmaceuticals from arable and grassland-A comparison between predictions from model simulations and experimental studies. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 218, 33-39. doi: 10.1016/j.agee.2015.10.022

- Kok, K. H., Mohd Sidek, L., Chow, M. F., Zainal Abidin, M. R., Basri, H., & Hayder, G. (2016). Evaluation of green roof performances for urban stormwater quantity and quality controls. *International Journal of River Basin Management*, 14(1), 1-7. doi: 10.1080/15715124.2015.1048456
- Kumar, K., Kozak, J., Hundal, L., Cox, A., Zhang, H., & Granato, T. (2016). In-situ infiltration performance of different permeable pavements in a employee used parking lot - A four-year study. *Journal of Environmental Management*, 167, 8-14. doi: 10.1016/j.jenvman.2015.11.019
- Li, M.-H., Sung, C., Kim, M., & Chu, K.-H. (2011). Assessing performance of bioretention boxes in hot and semiarid regions: Highway application pilot study. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board*(2262), 155-163.
- Line, D. E. (2015). Effects of livestock exclusion and stream restoration on the water quality of a North Carolina stream. *Transactions of the ASABE*, 58(6), 1547-1557. doi: 10.13031/trans.58.11205
- Line, D. E., Harman, W. A., Jennings, G. D., Thompson, E. J., & Osmond, D. L. (2000). Nonpoint-source pollutant load reductions associated with livestock exclusion. *Journal of Environmental Quality*, 29(6), 1882-1890.
- Liu, K., & Minor, J. (2005). Performance evaluation of an extensive green roof. *Presentation at Green Rooftops for Sustainable Communities, Washington DC*, 1-11.
- Liu, R., Xu, F., Zhang, P., Yu, W., & Men, C. (2016). Identifying non-point source critical source areas based on multi-factors at a basin scale with SWAT. *Journal of Hydrology*, 533, 379-388. doi: 10.1016/j.jhydrol.2015.12.024
- Liu, R., Zhang, P., Wang, X., Wang, J., Yu, W., & Shen, Z. (2014). Cost-effectiveness and cost-benefit analysis of BMPs in controlling agricultural nonpoint source pollution in China based on the SWAT model. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(12), 9011-9022. doi: 10.1007/s10661-014-4061-6
- Liu, S., Brazier, R. E., Heathwaite, A. L., & Liu, W. (2013). Fully integrated approach: an alternative solution of coupling a GIS and diffuse pollution models. *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, 1-8. doi: 10.1007/s11783-013-0589-x
- Loague, K., & Corwin, D. L. (2005). Point and nonpoint source pollution. *Encyclopedia of hydrological sciences*.
- Luzio, M., Srinivasan, R., & Arnold, J. G. (2002). Integration of watershed tools and SWAT model into BASINS1: Wiley Online Library.
- Makarewicz, J. C., Lewis, T. W., Bosch, I., Noll, M. R., Herendeen, N., Simon, R. D., . . . Vodacek, A. (2009). The impact of agricultural best management practices on downstream systems: Soil loss and nutrient chemistry and flux to Conesus Lake, New York, USA. *Journal of Great Lakes Research*, 35, 23-36.
- Mankin, K. R., Ngandu, D. M., Barden, C. J., Hutchinson, S. L., & Geyer, W. A. (2007). Grass-Shrub Riparian Buffer Removal of Sediment, Phosphorus, and Nitrogen From Simulated Runoff1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 43(5), 1108-1116.
- Martínez, F. (2009). Influencia de la Textura en la permeabilidad del suelo en la Subcuenca Zamora Huayco-Cantón Loja. Tesis de grado. *Universidad Técnica Particular de Loja. Ecuador*.

- Merriman, K., Gitau, M., & Chaubey, I. (2009). A tool for estimating best management practice effectiveness in Arkansas. *Applied Engineering in Agriculture*, 25(2), 199-213.
- Miller, J., Chanasyk, D., Curtis, T., Entz, T., & Willms, W. (2010). Influence of streambank fencing with a cattle crossing on riparian health and water quality of the Lower Little Bow River in Southern Alberta, Canada. *Agricultural Water Management*, 97(2), 247-258.
- Miller, J., Chanasyk, D., Curtis, T., Entz, T., & Willms, W. (2011). Environmental quality of Lower Little Bow River and riparian zone along an unfenced reach with off-stream watering. *Agricultural Water Management*, 98(10), 1505-1515. doi: 10.1016/j.agwat.2011.05.006
- Minke, G. (2009). Techos verdes. *Editorial Fin del Siglo. Hiszpania*, 1-86.
- Morrison, K. D., & Kolden, C. A. (2015). Modeling the impacts of wildfire on runoff and pollutant transport from coastal watersheds to the nearshore environment. *Journal of Environmental Management*, 151, 113-123. doi: 10.1016/j.jenvman.2014.12.025
- Munafo, M., Cecchi, G., Baiocco, F., & Mancini, L. (2005). River pollution from non-point sources: a new simplified method of assessment. *Journal of Environmental Management*, 77(2), 93-98.
- Novotny, V. (1999) Diffuse pollution from agriculture - A worldwide outlook. *Vol. 39. Water Science and Technology* (pp. 1-13).
- NRCS. (2010). Natural Resources Conservation Service Conservation Practice Standard Riparian Forest Buffer. *United States Department of Agriculture*, 3.
- NRCS. (2012). Natural Resources Conservation Service. Residue and Tillage Management (329) No-Till/Strip Till/Direct Seed. *United States Department of Agriculture*.
- Ochoa-Cueva, P., Fries, A., Montesinos, P., Rodríguez-Díaz, J. A., & Boll, J. (2013). Spatial estimation of soil erosion risk by land-cover change in the Andes of Southern Ecuador. *Land Degradation & Development*.
- Ongley, E. (1997). *Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos*: Food & Agriculture Org.
- Otto, S., Cardinali, A., Marotta, E., Paradisi, C., & Zanin, G. (2012). Effect of vegetative filter strips on herbicide runoff under various types of rainfall. *Chemosphere*, 88(1), 113-119. doi: 10.1016/j.chemosphere.2012.02.081
- Owens, L. B., Edwards, W. M., & Van Keuren, R. W. (1996). Sediment losses from a pastured watershed before and after stream fencing. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51(1), 90-94.
- Palmer, E. T., Poor, C. J., Hinman, C., & Stark, J. D. (2013). Nitrate and phosphate removal through enhanced bioretention media: mesocosm study. *Water Environment Research*, 85(9), 823-832.
- Parajuli, P. B., Mankin, K. R., & Barnes, P. L. (2008). Applicability of targeting vegetative filter strips to abate fecal bacteria and sediment yield using SWAT. *Agricultural Water Management*, 95(10), 1189-1200. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2008.05.006>
- Patoine, M., Hébert, S., & D'Auteuil-Potvin, F. (2012). Water quality trends in the last decade for ten watersheds dominated by diffuse pollution in Québec (Canada). *Water Science & Technology*, 65(6), 1095-1101. doi: 10.2166/wst.2012.850

- Petrucci, G., Gromaire, M.-C., Shorshani, M. F., & Chebbo, G. (2014). Nonpoint source pollution of urban stormwater runoff: a methodology for source analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(17), 10225-10242.
- Pieterse, N. M., Bleuten, W., & Jørgensen, S. E. (2003). Contribution of point sources and diffuse sources to nitrogen and phosphorus loads in lowland river tributaries. *Journal of Hydrology*, 271(1-4), 213-225. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00350-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00350-5)
- Polyakov, V., Fares, A., & Ryder, M. H. (2005). Precision riparian buffers for the control of nonpoint source pollutant loading into surface water: A review. *Environmental Reviews*, 13(3), 129-144.
- Pretty, J. N., Mason, C. F., Nedwell, D. B., Hine, R. E., Leaf, S., & Dils, R. (2003). Environmental costs of freshwater eutrophication in England and Wales. *Environmental Science and Technology*, 37(2), 201-208. doi: 10.1021/es020793k
- Rawluk, A. A., Crow, G., Legesse, G., Veira, D. M., Bullock, P. R., González, L. A., . . . Ominski, K. H. (2014). Off-stream watering systems and partial barriers as a strategy to maximize cattle production and minimize time spent in the riparian area. *Animals*, 4(4), 670-692. doi: 10.3390/ani4040670
- Rigge, M., Smart, A., & Wylie, B. (2013). Optimal placement of off-stream water sources for ephemeral stream recovery. *Rangeland Ecology & Management*, 66(4), 479-486.
- Rollenbeck, R., & Bendix, J. (2011). Rainfall distribution in the Andes of southern Ecuador derived from blending weather radar data and meteorological field observations. *Atmospheric Research*, 99(2), 277-289. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosres.2010.10.018>
- Rosatto, H., Moyano, G., Cazorla, L., Laureda, D., Meyer, M., Gamboa, P., . . . Kohan, D. (2015). "extensive" green roof systems, efficiency in the retention capacity rainwater of the vegetation implanted. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, 47(2), 123-134.
- Runzhe, G., Mingtao, L., Xiaoyan, W., & Shujiang, P. (2015). Effect of land use/landscape changes on diffuse pollution load from watershed based on SWAT model. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 31(16).
- SENPLADES. (2013). Secretaria Nacional de Planificación y Desarrollo. Plan Nacional para el Buen Vivir 2013-2017: SENPLADES Quito.
- Sheffield, R. E., Mostaghimi, S., Vaughan, D., Collins Jr, E., & Allen, V. (1997). Off-stream water sources for grazing cattle as a stream bank stabilization and water quality BMP. *Transactions of the ASAE*, 40(3), 595-604.
- Sheshukov, A. Y., Douglas-Mankin, K. R., Sinnathamby, S., & Daggupati, P. (2016). Pasture BMP effectiveness using an HRU-based subarea approach in SWAT. *Journal of Environmental Management*, 166, 276-284. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.10.023>
- Soza, F., & Baca, P. (2012). Medidas Básicas de Protección Ambiental.
- Susdrain. (2015). Delivering SuDS. from <http://www.susdrain.org/#>
- Todorovic, Z., & Breton, N. P. (2014). A geographic information system screening tool to tackle diffuse pollution through the use of sustainable drainage systems. *Water Science and Technology*, 69(10), 2066-2073. doi: 10.2166/wst.2014.075

- UMAPAL. (2015). Unidad Municipal de Agua Potable y Alcantarillado. Departamento Técnico. Presentación "Propuesta para la conservación de las fuentes de agua de la ciudad de Loja". Evolución de la Calidad del Agua Cruda de Loja (1996 – 2006). .
- USDA. (2006). United States Department of Agriculture. Best Management Practices To Minimize Agricultural Phosphorus Impacts on Water Quality.
- VanWoert, N. D., Rowe, D. B., Andresen, J. A., Rugh, C. L., Fernandez, R. T., & Xiao, L. (2005). Green roof stormwater retention. *Journal of Environmental Quality*, 34(3), 1036-1044.
- Villalobos, J. A. M., Rodríguez, H. M., Rodríguez, M. P., González, A. d. J. C., & González, M. R. (2014). Efecto de la labranza de conservación sobre la humedad y la densidad aparente de un suelo. *AGROFAZ*, 14(2).
- Wang, X., Zhang, Y., Ou, Y., & Yan, Y. (2009). Predicting effectiveness of best management practices for control of nonpoint source pollution a case of Taishitun Town, Miyun County, Beijing. *Huanjing Kexue Xuebao/Acta Scientiae Circumstantiae*, 29(11), 2440-2450.
- Yang, H., Wang, G., Wang, L., & Zheng, B. (2015). Impact of land use changes on water quality in headwaters of the Three Gorges Reservoir. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-13. doi: 10.1007/s11356-015-5922-4
- Ye, Y., He, X., Chen, W., Yao, J., Yu, S., & Jia, L. (2014). Seasonal water quality upstream of Dahuofang Reservoir, China—the effects of land use type at various spatial scales. *CLEAN—Soil, Air, Water*, 42(10), 1423-1432.
- You, Y. Y., Jin, W. B., Xiong, Q. X., Xue, L., Ai, T. C., & Li, B. L. (2012). Simulation and Validation of Non-point Source Nitrogen and Phosphorus Loads under Different Land Uses in Sihui Basin, Hubei Province, China. *Procedia Environmental Sciences*, 13, 1781-1797. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.proenv.2012.01.172>
- Yu, S., Xu, Z., Wu, W., & Zuo, D. (2016). Effect of land use types on stream water quality under seasonal variation and topographic characteristics in the Wei River basin, China. *Ecological Indicators*, 60, 202-212. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.06.029
- Zhuang, Y., Hong, S., Zhan, F. B., & Zhang, L. (2015). Influencing factor analysis of phosphorus loads from non-point source: a case study in central China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(11). doi: 10.1007/s10661-015-4946-z
- Zinger, Y., Blecken, G.-T., Fletcher, T. D., Viklander, M., & Deletić, A. (2013). Optimising nitrogen removal in existing stormwater biofilters: Benefits and tradeoffs of a retrofitted saturated zone. *Ecological Engineering*, 51, 75-82.