

UNIVERSIDAD INTERNACIONAL SEK

FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES

Trabajo de Fin de Carrera Titulado:

**“MODELO DE VULNERABILIDAD HIDRO-GEOGRAFICA ANTE LA
ACUMULACION DE CONTAMINANTES EMERGENTES (PPCPs) EN SEDIMENTOS
EN LAS PARROQUIAS TARACOA, PUERTO FRANCISCO DE ORELLANA, JOYA DE
LOS SACHAS, POMPEYA”**

Realizado por:

LEONARDO GUILLERMO MALDONADO DE LA FUENTE

Director del proyecto:

Ing. Mónica Delgado

Como requisito para la obtención del título de:

INGENIERO AMBIENTAL

Quito, 3 de enero de 2019

DECLARACION JURAMENTADA

Yo, LEONARDO GUILLERMO MALDONADO DE LA FUENTE, con cédula de identidad # 171650429-3, declaro bajo juramento que el trabajo aquí desarrollado es de mi autoría, que no ha sido previamente presentado para ningún grado a calificación profesional; y, que he consultado las referencias bibliográficas que se incluyen en este documento.

A través de la presente declaración, cedo mis derechos de propiedad intelectual correspondientes a este trabajo, a la UNIVERSIDAD INTERNACIONAL SEK, según lo establecido por la Ley de Propiedad Intelectual, por su reglamento y por la normativa institucional vigente.



CI. 1716504293

FIRMA Y CÉDULA

DECLARATORIA

El presente trabajo de investigación titulado:

**“MODELO DE VULNERABILIDAD HIDRO-GEOGRAFICA ANTE LA
ACUMULACION DE CONTAMINANTES EMERGENTES (PPCPs) EN SEDIMENTOS
EN LAS PARROQUIAS TARACOA, FRANCISCO DE ORELLANA, JOYA DE LOS
SACHAS, POMPEYA”**

Realizado por:

LEONARDO GUILLERMO MALDONADO DE LA FUENTE

como Requisito para la Obtención del Título de:

INGENIERO AMBIENTAL

ha sido dirigido por el profesor

MONICA DELGADO

quien considera que constituye un trabajo original de su autor



FIRMA

LOS PROFESORES INFORMANTES

Los Profesores Informantes:

MIGUEL MARTÍNEZ

JOSE SALAZAR

**Después de revisar el trabajo presentado,
lo han calificado como apto para su defensa oral ante
el tribunal examinador**



FIRMA



FIRMA

Quito, 3 de enero de 2019

DEDICATORIA

**Dedicado a todos los alumnos y profesores de la Facultad de Ciencias Ambientales de la
Universidad Internacional SEK.**

L. Maldonado, *Universidad Internacional SEK*, M. Delgado, J. Salazar, M. Martínez

Modelo de Vulnerabilidad Hidro-Geográfica ante la Acumulación de Contaminantes Emergentes (PPCPs) en Sedimentos en las Parroquias Taracoa, Francisco de Orellana, Joya de los Sachas, Pompeya

Resumen - Existen escasos estudios en Ecuador sobre PPCPs (Pharmaceuticals and Personal Care Products) su distribución y destino final. Conocer las interacciones de estos contaminantes es de relevancia ya que estos compuestos no son regulados por la legislación nacional, ni su uso es monitoreado. Esta investigación pretende aportar a este campo y centrarse en la distribución y acumulación de PPCPs en sedimentos de la cuenca del Río Napo en la Provincia de Orellana, siguiendo un modelo de vulnerabilidad de tres componentes usando sistemas de información geográfica: Modelo red de flujos de (Kilic & Soni, 2014), sedimentación con el método de Mitsova, Petrasova y Petras, (2014) y por último el riesgo población, teniendo en cuenta que los productos farmacéuticos se han detectado a distancias significativas de sus fuentes (Ma et al., 2018), y hasta aproximadamente 9 km corriente abajo de los río. Además, se consideró información sobre las redes hídricas, la erosión la densidad poblacional asociada a esta área. El modelo generado indica sitios de alta probabilidad de concentración de PPCPs en sedimentos del cauce del río, cuyos radios de incidencia se superponen unos con otros haciendo que estas zonas sean más vulnerables a acumular PPCPs. Se encontraron 16 fuentes de PPCPs en las zonas de Puerto Francisco de Orellana, San José de Payamino, Taracoa, Dayuma, San Carlos, La Joya de Los Sachas y San Sebastián de Coca, siendo esta el área de mayor vulnerabilidad a acumular este tipo de contaminantes dentro de Orellana.

Palabras Clave - Farmacéuticos, Riesgo Antrópico, Bioacumulación, Río, GIS.

Abstract - There are few studies in Ecuador about PPCPs (Pharmaceuticals and Personal Care Products), their distribution and final destination. Knowing their interactions is relevant for

science due to lack of regulation by national legislation. This research aims to contribute to this field and focus on the distribution and accumulation of PPCPs in sediments in the Province of Orellana, following a vulnerability model of three components using geographic information systems: Flow network model (Kilic & Soni, 2014), sedimentation method (Petrasova and Petras, 2014) and population risk, considering that pharmaceutical products have been detected at significant distances from their sources, up to 9 km downstream (Ma et al., 2018). In addition, we considered information about water networks, population density and erosion in this area. The obtained model shows sites of high probability of concentration of PPCPs in sediments, whose incidence radii overlap with each other making these areas more vulnerable to accumulate PPCPs. Due to the existence of several sources of PPCPs in the areas of Puerto Francisco de Orellana, San Jose de Payamino, Taracoa, Dayuma, San Carlos, La Joya de Los Sachas and San Sebastian de Coca, being this the most vulnerable area to accumulate this type of pollutants inside Orellana.

Keywords - Pharmaceuticals, Anthropic Risk, Bioaccumulation, River, GIS.

Introducción

La Comisión Lancet sobre contaminación y salud, estima que más de 140 000 químicos y pesticidas se han sintetizado desde 1950. De estos productos (Chinnaiyan, Thampi, Kumar, & Mini, 2018) los 5000 que se producen en mayor volumen se han dispersado ampliamente en el medio ambiente (Liebig, Moltmann, & Knacker, 2006), y son responsables de la exposición humana casi universal a estos (H. Xie et al., 2019).

Dentro de estos compuestos se encuentra el grupo de los denominados contaminantes emergentes o PPCPs (Personal Care & Pharmaceutical Products) (Rosi-Marshall & Royer, 2012), cuya clasificación es grande e incluye casi cualquier compuesto diseñado para la salud humana o cuidado animal (Boxall et al., 2012).

Según Boeckel (2015) los PPCPs han recibido cada vez más atención desde el año 2000. La producción mundial de PPCPs fue superior a $1 \cdot 10^6$ toneladas en 1993 (Daughton & Ternes, 1999a). Se estima que de 2010 a 2030 el uso de PPCPs antibióticos en la producción de alimentos y animales aumentará en un 67%, de $63,151 \pm 1,560$ toneladas a $105,596 \pm 3,605$ toneladas (Van Boeckel et al., 2015). Esta contaminación ya no puede ser vista como un problema ambiental aislado (Y. Xie et al., n.d.), sino como un mal trascendente que afecta la salud y el bienestar de toda la población (Landrigan et al., 2018).

Cientos de toneladas de estos productos se producen y consumen anualmente en todo el mundo (Zambrano Nájera, 2015), y aumenta continuamente debido al aumento de la población, la fabricación y el descubrimiento de nuevos fármacos y productos químicos (Al-Farsi, Ahmed, Al-Busaidi, & Choudri, 2017).

Los principales PPCPS encontrados en sedimentos en estudios llevados a cabo en América Latina han sido los siguientes: fragancias, galaxolides, tonalides, seguidos de cafeína y productos

farmacéuticos como ibuprofeno, atenolol, carbamazepina, eritromicina, diclofenaco y diazepam (Beretta, Britto, Tavares, da Silva, & Pletsch, 2014).

Se consumen hasta 200,000 toneladas de estos compuestos por año (Lee et al., 2019), y un porcentaje se excreta de humanos y animales como sustancias activas que no fueron metabolizadas (Azuma et al., 2019).

Estos compuestos no están regulados en Ecuador y no requieren monitoreo o reportar su uso y descarga en efluentes (Tarpani & Azapagic, 2018), y constituyen productos de uso personal y farmacéutico que entran al ambiente a través de actividades como el aseo personal, el uso del baño la alimentación del ganado, la escorrentía agrícola e incluso plantas de tratamiento de aguas residuales (Katherine Y, 2011).

Esta investigación propone un modelo de vulnerabilidad ante acumulación de contaminantes emergentes en sedimentos, basándose en el proceso de sedimentación, sorción (Ma et al., 2018) y acumulación (Wilkinson, Hooda, Swinden, Barker, & Barton, 2018).

La US EPA 2014, considera los siguientes compuestos como los principales PPCPs encontrados en efluentes y la dosis común para cada compuesto como se muestra en la TABLA1.

TABLA1

PPCPs COMUNES ENCONTRADOS EN AGUA

<u>Compuesto</u>	<u>Uso Primario</u>	<u>Dosis Común</u>
Acetaminofén	Analgesico	500 mg
Bisfenol A	Recubrimiento Plástico	n/a
Cafeína	Aditivo Comida	para 100 mg

Carbamazepina	Anticonvulsivo	200 mg
DEET	Insecticida	270 mg
Diuron	Herbicida	n/a
17 alfa etil Estradiol	Herbicida	1 mg
17 beta estradiol	Hormona	1 mg
	Sintética	
Gemfibrozil	Hormona Natural	600 mg
	Anti Colesterol	
Ibuprofeno	Analgésico	300 mg
Iopromida	Contrastante	500 mg
	Rayos x	
Naproxen	Analgésico	200 mg
Sulfamethoxazole	Antibiótico	800 mg
TCEP	Retardante	n/a
	Incendios	
Triclosán	Antiséptico	1 mg

Aun cuando estos contaminantes entren al ambiente en concentraciones de micro gramos por litro (Rosi-Marshall & Royer, 2012, pp 867), varios estudios indican que algunos de estos compuestos tienden a bio acumularse y sorberse en sedimentos de los ríos, en especial los de origen farmacéutico (Serafini & Matthews, 2009).

Al entrar en cauces hídricos estos contaminantes se distribuyen en el agua debido a la turbulencia de los ríos y se unen a las partículas en suspensión mediante sorción, (Nolte et al.,

2013).

Si existe presencia de varios PPCPs que comparten un modo de acción específico estos podrían causar efectos sinérgicos a través de exposiciones aditivas (Rosi-Marshall & Royer, 2012) en sub partes por billón o e concentración sub nano molar (Daughton & Ternes, 1999).

Esto se debe a que estos contaminantes pasan del ambiente a la cadena alimenticia, provocando a su paso un sin número de efectos disruptores, como resistencia antibiótica (Anthony A, Adekunle C, & Thor A, 2018). Esto hace necesario estudios que permitan identificar su interacción en el ambiente, su impacto en los ecosistemas y su destino final (Rosi-Marshall & Royer, 2012).

Es de especial interés conocer su comportamiento y distribución en cauces hídricos cercanos a asentamientos humanos ya que es aquí donde su descarga al ambiente es mayor, así como su interacción con la biota y acumulación cercana a estas fuentes de agua (Daughton & Ternes, 1999).

Los sedimentos tienden a configurarse de dos maneras en los ríos, de forma cohesiva los sedimentos forman ruditas en las que las partículas se adhieren entre sí (Bhusal & Subedi, 2015) y de forma no cohesiva los sedimentos más gruesos que no están sujetos a interacción y moverse independientemente el uno del otro (Rodriguez Bachiller, 2000).

Estos sedimentos necesitan una fuerza mínima para que una partícula se mueva (Nittrouer, et al. 2016), esta fuerza variará ligeramente para diferentes partículas, especialmente si las partículas son bastante angulares, esta fuerza fluctúa alrededor de un valor medio debido a las formas irregulares de los sedimentos (Amini, 2018).

Cuanto menos sedimento lleva un flujo, mayor es su capacidad de desprendimiento, el cual disminuye hasta que colma la capacidad de transporte (el flujo se satura de sedimento) (Cisneros, Jose. Cholaky, Carmen. Guterrez, Alberto. Gonzalez, Jorge. Reynero, Miguel. Diez, Alejandro.

Bergesio, 2012).

La fuerza crítica de flujo sobre una partícula puede entonces expresarse como:

$$f_c = \left(\frac{\pi}{6}\right) p' g d^3 * \tan \phi \quad (1)$$

Donde $p' = (p_g - p)$, es la densidad efectiva de las partículas; d es el diámetro del grano; y ϕ es el ángulo de reposo de los granos de arena. La forma en que esta fuerza actúa sobre un grano individual se relaciona con la fuerza de cizallamiento del fluido (Kalinske, 1947).

Estas partículas pueden depositarse durante largos periodos de tiempo en las cuencas sedimentarias o sitios donde el flujo del agua se acumula debido a la hidrografía del río, estas cuencas son depresiones de diverso origen, en su mayoría son causadas por movimientos tectónicos (Yalin, 2017).

Dependiendo del grado de turbulencia y de la potencia de la corriente, existen dos tipos de movimiento de sedimentos aparte de los sedimentos suspendidos, movimiento formado por los granos que ruedan en el fondo y los que se mueven en pequeños saltos sucesivos y tocan el fondo de vez en cuando (Rodriguez - Bachiller, 2000).

Para determinar el transporte de sedimentos en flujos casi-horizontales se puede usar la siguiente ecuación propuesta por Chakib Biar en (*International Association of Dredging Companies*, 2003):

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \frac{\partial(cu)}{\partial x} + \frac{\partial(cv)}{\partial y} - wf \frac{\partial c}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(\epsilon h \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\epsilon h \frac{\partial c}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\epsilon v \frac{\partial c}{\partial z} \right) \quad (2)$$

Donde C : volumen de sedimentos en el volumen de mezcla (granos + agua). La carga suspendida viene dada por la integral en función del grado de profundidad:

$$Q_{sx} = \int_0^{-h+a} UC.DZ \quad (3) \quad , \quad Q_{sy} = \int_0^{-h+a} VC.DZ \quad (4)$$

La integración está restringida a una distancia por encima del lecho que es igual al grosor del área donde se realiza el transporte en el lecho marino. La concentración promedio de sedimentos en tal área es:

$$C_a = q_b / (a \cdot u_a) \quad (5)$$

Donde u_a representa la velocidad promedio de la carga del lecho. A una distancia a desde el lecho, la tasa de deposición de sedimentos está dada por el producto $w_f C$.

La tasa de erosión está dada por el producto $\epsilon_v dc/dz$

$$D = W_F C_{/Z=-H+A}, E = -\epsilon_v \cdot DC/DZ_{/Z=-H+A} \quad (6)$$

La distribución del coeficiente de dispersión vertical se da dependiendo de la distribución vertical de la viscosidad $V_v = \epsilon_v = \varphi \cdot \beta \cdot V_v$ (7) β Factor adimensional $2 > \beta > 1$ que describe la variación en el comportamiento entre fluido y partículas en un ambiente agitado.

φ Factor adimensional que describe el impacto de una concentración de sedimentos en las fuerzas hidrodinámicas. Para una distribución dada de (z) , la concentración $c(x, y, z, t)$ sobre una profundidad h viene dada por:

$$c(z) = c_a \left(\frac{h-z}{z} \cdot \frac{a}{h-z} \right)^{z^*} \quad (8)$$

La función $c(z)$ se define en el rango $z = 0$ a $z < h - a$

Para calcular el factor z^* , la fórmula logarítmica de la distribución en serie de $u(z)$ la velocidad está dada por:

$$u(z) = \frac{u^*}{k} \ln \left(\frac{h-z}{z_o} \right) \quad (9)$$

K coeficiente dependiente del ambiente con $Z_0 = k_s/33$ y z se mide desde la superficie hasta el lecho (k_s = rugosidad absoluta del lecho igual a la mitad de la altura de las protuberancias). La carga agregada es por lo tanto definida por la suma $q_t = q_s + q_b$ (Biar, C. 2003).

Hasta la fecha, se han detectado 113 productos farmacéuticos y metabolitos farmacéuticos en aguas costeras en Europa (20 estudios), Asia (21 estudios), América del Norte (6 estudios), América del Sur (1 estudio) y Oceanía (1 estudio) en concentraciones que van desde 0.01 a 6800 ng/L (Gaw, Thomas, & Hutchinson, 2014), con las concentraciones máximas para 69 de estos compuestos que exceden el umbral de la Agencia Europea de Medicamentos para concentraciones ambientales pronosticadas para aguas superficiales de 0.01 mg (Hoyett, Owens, Clark, & Abazinge, 2016). Se encontraron con mayor los antibióticos (Kołecka, Gajewska, Stepnowski, & Caban, 2019) seguidos de los antiinflamatorios no esteroideos y los analgésicos (Lee et al., 2019).

Los productos farmacéuticos se han detectado a distancias significativas de sus fuentes (Ma et al., 2018), y hasta aproximadamente 9 km corriente abajo, aunque eventos climáticos, pueden aumentar las concentraciones de los productos farmacéuticos en el agua superficial (Nakagawa, 2017).

A los PPCPs se suman otros contaminantes como metales pesados y materia orgánica que se unen a los sedimentos (H. Xie et al., 2019), aunque no existe mucha información de cómo interactúan entre sí. Pero se conoce que se unen a partículas sedimentables siguiendo la operación unitaria de sorción mediante los siguientes pasos consecutivos:

(i) transporte de soluto

(ii) la difusión del soluto a través de la llamada película líquida que rodea las partículas sorbentes

(iii) difusión del soluto en el líquido contenido en los poros de las partículas de sorbato ya lo largo de las paredes de los poros (difusión intra particular);

(iv) adsorción y desorción de moléculas de soluto en / desde la superficie del sorbente.

La tasa de sorción global puede ser controlada principalmente por cualquiera de estos pasos (Plazinski, Rudzinski, y Plazinska, 2009) que obedecen a modelos cinéticos de sorción como puede ser el modelo de Langmuir propuesto en 1918 (Singh, Fuel, & 2016, n.d.) para interacción entre sólidos y líquidos sobre el agua (Iritani, Tahara, De Feyter, & Tobe, 2017) . Se lee:

Ecuación Langmuir pseudo primer orden

$$\frac{dq(t)}{dt} = K_a * c (Q_m - Q(t)) - K_d * Q(t) \quad (10)$$

T: tiempo

q: sorción

c: concentración de la solución a granel

Ka y Kd: constantes dependientes de la temperatura

Qm y Qt: Concentraciones locales de sorbato dentro de una partícula en la solución y en la fase adsorbida.

Esta ecuación de pseudo primer orden se puede tratar como la expresión correspondiente a muchos modelos diferentes al considerar un rango de tiempos alto, cuando el sistema está cerca del equilibrio.

Modelo de Elovich

$$q = \frac{1}{\beta} \log (\alpha, \beta) + \frac{1}{\beta} \log (t) \quad (11)$$

t: tiempo

a: velocidad inicial de adsorción

b: relacionada con la superficie cubierta y la energía de Quimi adsorción

Puede asociarse con el modelo de una superficie sólida fuertemente heterogénea. Sin embargo, estudios recientes muestran que las ecuaciones de Elovich y pseudo segundo orden exhiben un comportamiento muy similar bajo el supuesto de que el sistema no está cerca del equilibrio.

Las diferencias en las condiciones fisicoquímicas, incluida la salinidad, el pH y la materia orgánica entre el agua dulce y el agua de mar, pueden afectar el destino medioambiental de los productos farmacéuticos (Gaw, Thomas, & Hutchinson, n.d.).

Todos estos factores pueden ser procesados usando sistemas de información geográfica para generar modelos de vulnerabilidad para entender diversos fenómenos (Universidade Federal de Pernambuco. Departamento de Ciências Geográficas., Ayer, Silva, Spalevic, & Mincato, 2008), como la desertificación, inundaciones, riesgos naturales, temperatura del suelo y otros fenómenos naturales (Bonapace, Srivastava, & Mohanty, 2012), en nuestro proyecto estos métodos nos ayudaran a desarrollar un modelo de vulnerabilidad ante contaminantes emergentes que obedecen procesos de sedimentación y sorción (Bonapace et al., 2012).

En cuanto a la forma en que los PPCPs entran en contacto con el suelo, efluentes y sedimentos de las cuencas de los ríos está relacionado con el movimiento de los contaminantes en la naturaleza desde su punto de origen. Sin embargo, no es tan comprendido las rutas de los PPCPs y los sedimentos (Iritani et al., 2017).

Esta contaminación puede provenir no solamente de fuentes terrestres sino de efluentes que arrastran los contaminantes por kilómetros y los deposita a lo largo de las riveras de los ríos o los deltas, se calcula que, a nivel mundial, es probable que más del 80% de las aguas residuales se libera al medio ambiente sin el adecuado tratamiento (*Managing water under uncertainty and risk.*, 2012). Y aun cuando estas aguas son tratadas algunos de los tratamientos convencionales tienen poca eficacia contra estos contaminantes (Wang & Wang, 2016).

Las rutas para que los PPCPs entren en el ambiente son varias, (Rosi-Marshall & Royer, 2012) en su investigación sobre Compuestos Farmacéuticos y la Función del Ecosistema mencionan algunas de estas rutas como se puede ver en la Figura 1:

1. Plantas de tratamiento de aguas residuales
2. Fuga de la infraestructura de alcantarillado
3. Industrias de productos farmacéutico
4. Alimento y cuidado ganadería

Otra ruta de ingreso a las cuencas de los ríos según la FAO es el riego de las tierras agrícolas, responsable del 70 por ciento de las extracciones de agua subterránea y superficial, esta agua que ha estado en contacto con insecticidas pasa a los acuíferos y ríos acarreando PPCPs.

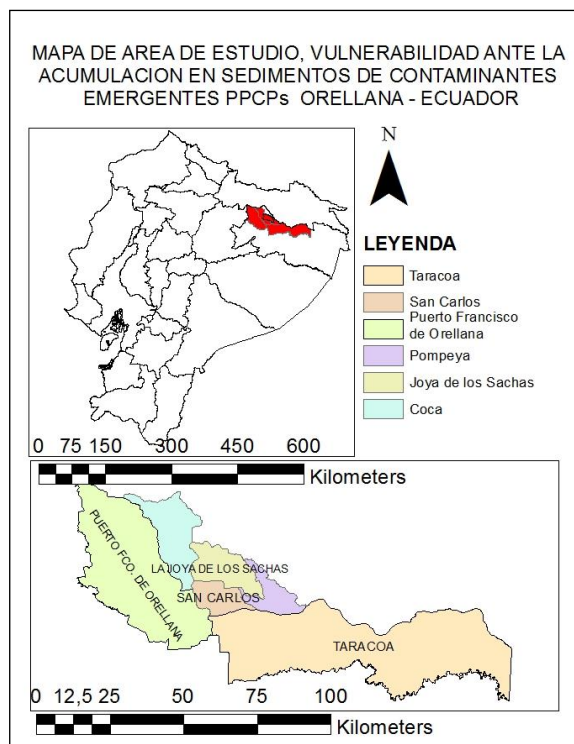
El grado en que los compuestos permanecen biológicamente activos en la naturaleza no se entiende completamente los productos de degradación de los compuestos PPCPs pueden activarlos (Richmond, Grace, Kelly, Anth, 2017).

Se considera que las principales fuentes de vertidos contaminantes emergentes hacia el río Napo son los vertidos hospitalarios y las aguas no tratadas y tratadas de asentamientos urbanos y rurales aledaña al río que ingresan vía alcantarillado, áreas sin letrinas, así como los productos de como agricultura, pesca, etc (Celi-Sangurima, 2005).

Estos contaminantes y sus metabolitos pueden sufrir transformaciones bióticas, abióticas y sorberse a partículas suspendidas (Daughton & Ternes, 1999; Gaw, Thomas, & Hutchinson, n.d.) varios estudios indican que los PPCPs tienden a acumularse e interactuar en lugares donde los sedimentos se concentran (Boxall et al., 2012).

Con los sistemas de información geográfica es posible identificar las áreas de mayor acumulación de sedimentos en un sistema fluvial (Jain, Mishra, & Shah, n.d.; Zuo, Eisma, & Berger, 1991) y generar un modelo de zonas donde pueden acumularse sedimentos en sitios

Figura 2: Área Estudio



Se realizó una revisión bibliográfica sobre la temática planteada, y se delimitó el área de estudio.

Durante el año 2018 se recopiló información para el proyecto como el Modelo Digital Terreno proporcionado por Instituto Geográfico Militar, también la Ortofotografía por el Instituto Espacial Ecuatoriano, la Información Poblacional por Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, y Mapas Geológicos del Instituto de Investigación Geológico Minero Metalúrgico para la provincia de Orellana a escala 1:50000.

El método propuesto se compuso de tres componentes:

Componente 1: Modelo red de flujos de (Kilic & Soni, 2014). Se generó una capa de red de flujos que contiene información como: acumulación de flujo, dirección del flujo y red de corrientes que nos permite generar el componente 2 (Hepner, Lowry, & Miller, 1995).

Componente 2: Modelo de sedimentación. El segundo componente usa los datos generados en el componente 1 para realizar un mapa de sedimentación de acuerdo al método de Mitsova

Helena y Petrasova Anna, 2014. Por superposición de estas capas se obtiene las áreas más vulnerables a acumular sedimentos con contenido de PPCPs.

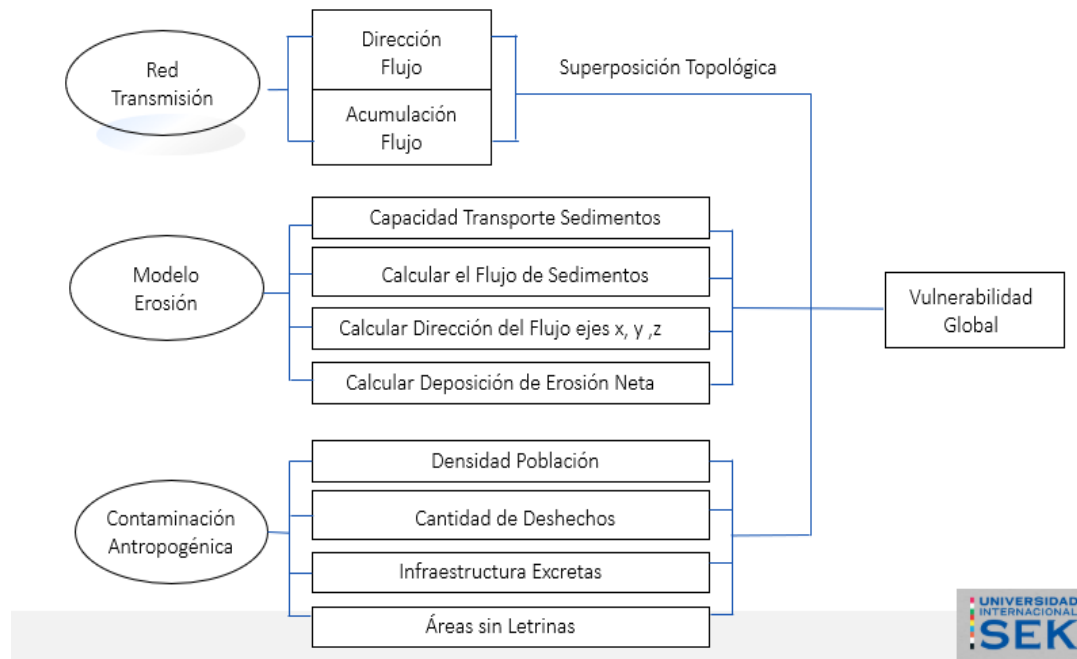
Componente 3: Riesgo Población. Una vez obtenido los componentes uno y dos se agrega el riesgo de contaminación generado por la población de acuerdo a la teoría (Bhati, et al. 2013), (Love, Halden, Davis, & Nachman, 2012). Estos elementos generaron el modelo de las zonas más vulnerables a contener sedimentos con PPCPs.

En este caso el software Arc Map 10.4 nos permitirá generar un modelo aproximado de zonas propensas a la acumulación de sedimentos con contenido de PPCPs mencionados en este trabajo, modelo que podrá ser verificado con una posterior recogida y análisis de sedimentos de dicha cuenca.

Se realiza una operación de Relleno de datos, para eliminar vacíos de información (Greenlee, 1987).

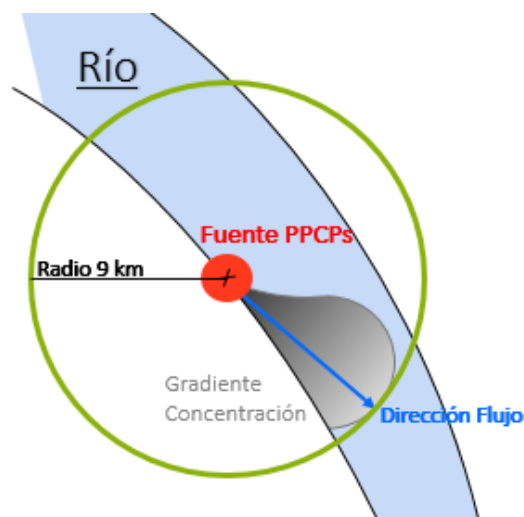
El segundo procedimiento auxiliar utilizado construye el conjunto de datos de la dirección del flujo (O'Callaghan & Mark, 1984). Se delimitan zonas buffer de 9 km donde de acuerdo a la teoría hay probabilidad de encontrar PPCPs y se agrega el riesgo poblacional mediante superposición topológica.

Figura 3



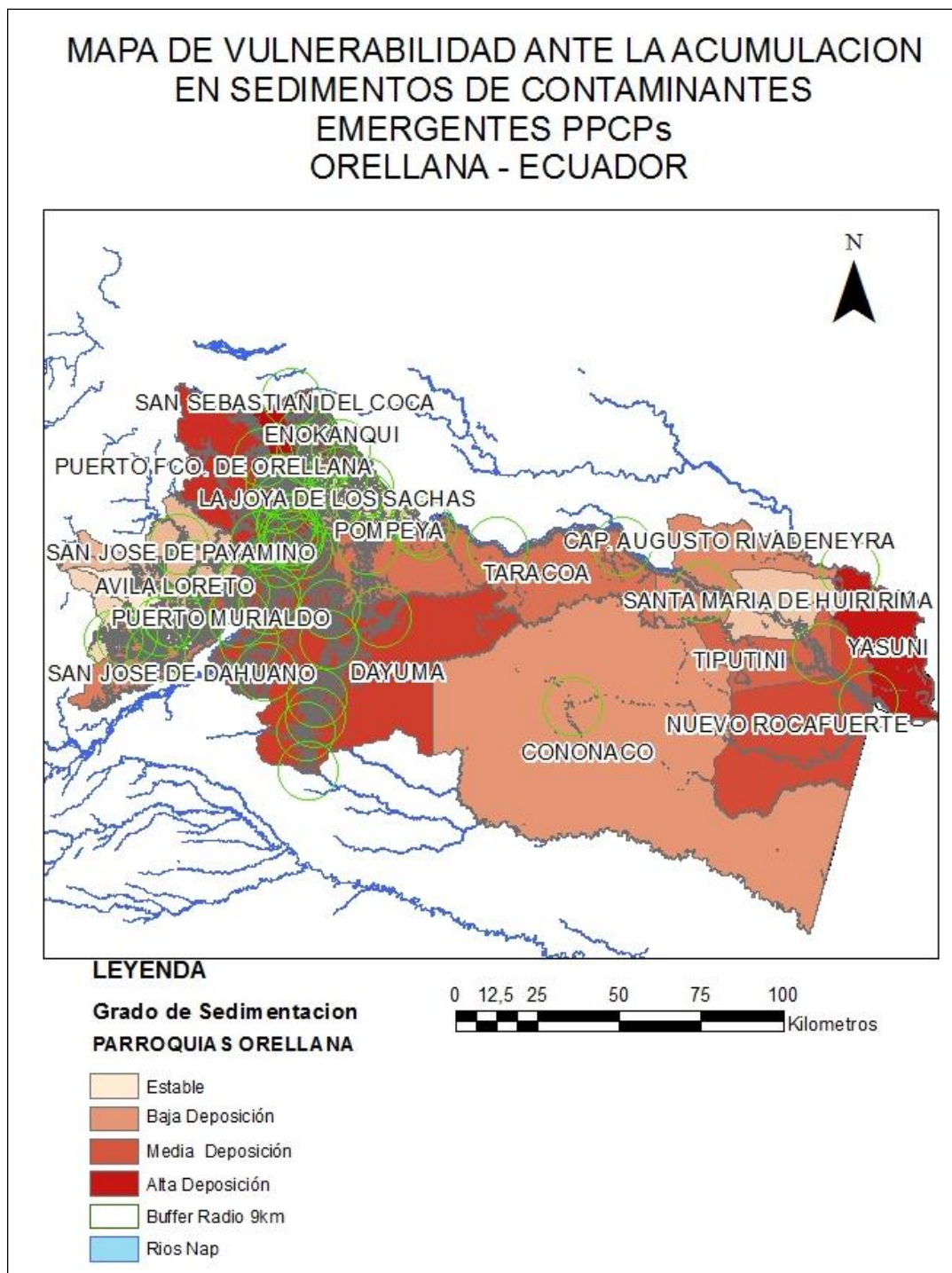
Se debe considerar que estos PPCPs son arrastrados por la corriente siguiendo la dirección del flujo por tanto las zonas buffer tienen un gradiente de concentración que es mayor en su fuente y menor en el borde como se muestra en la Figura 4. Aunque superposiciones sucesivas pueden causar variaciones y diferentes concentraciones en áreas de alta saturación de zonas buffer:

Figura 4: Zona Buffer

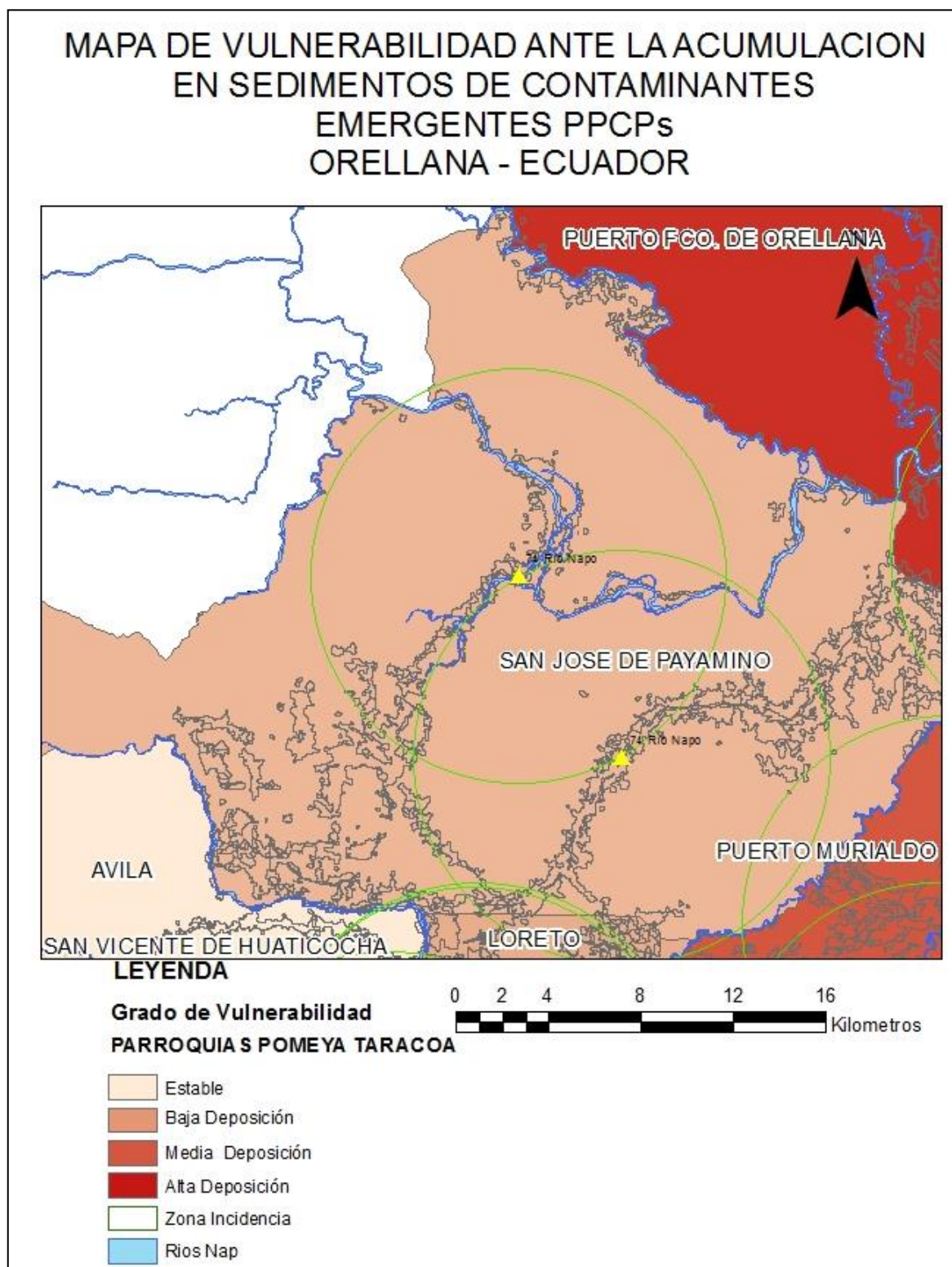


Resultados:

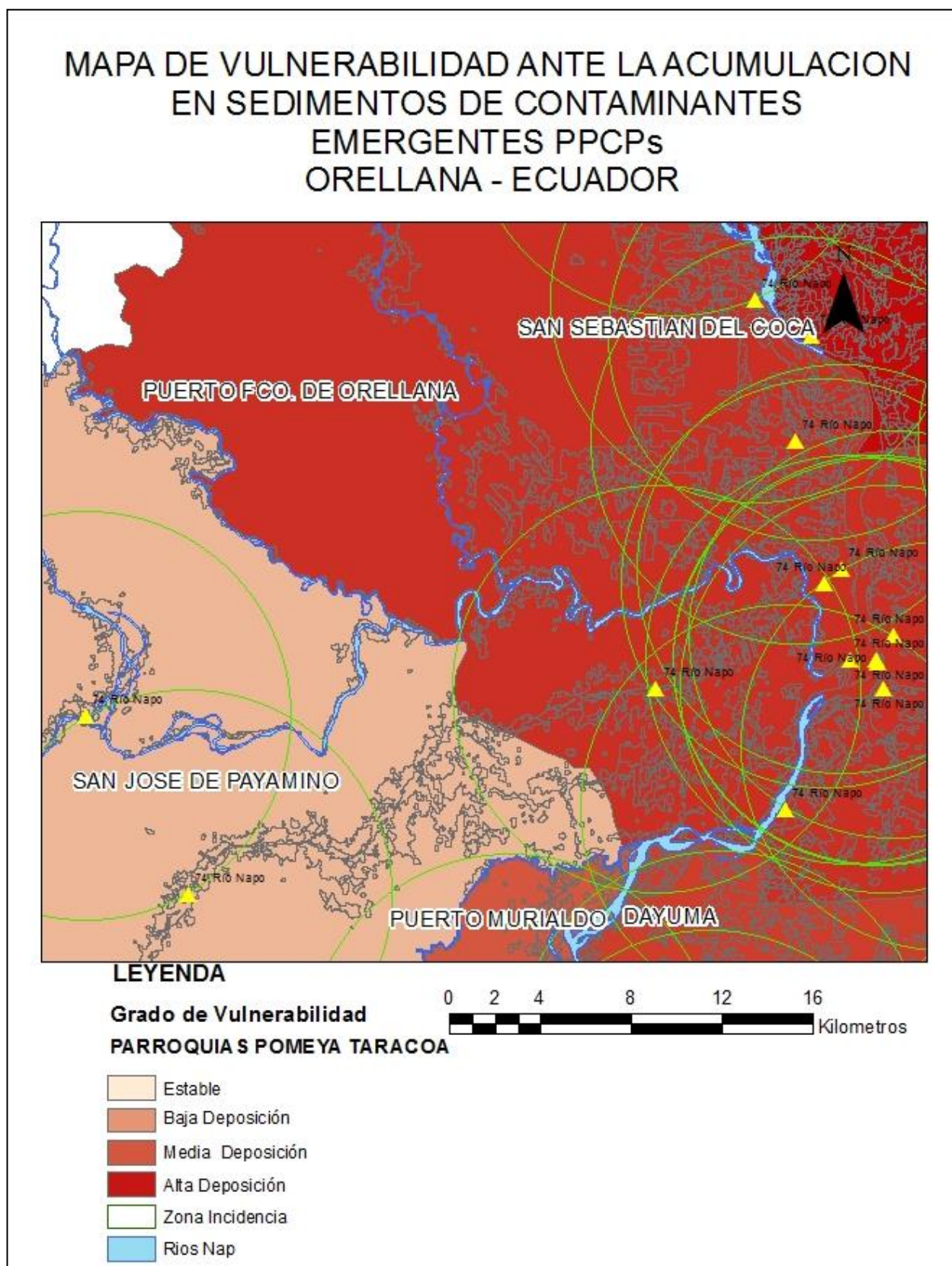
Mapa 1



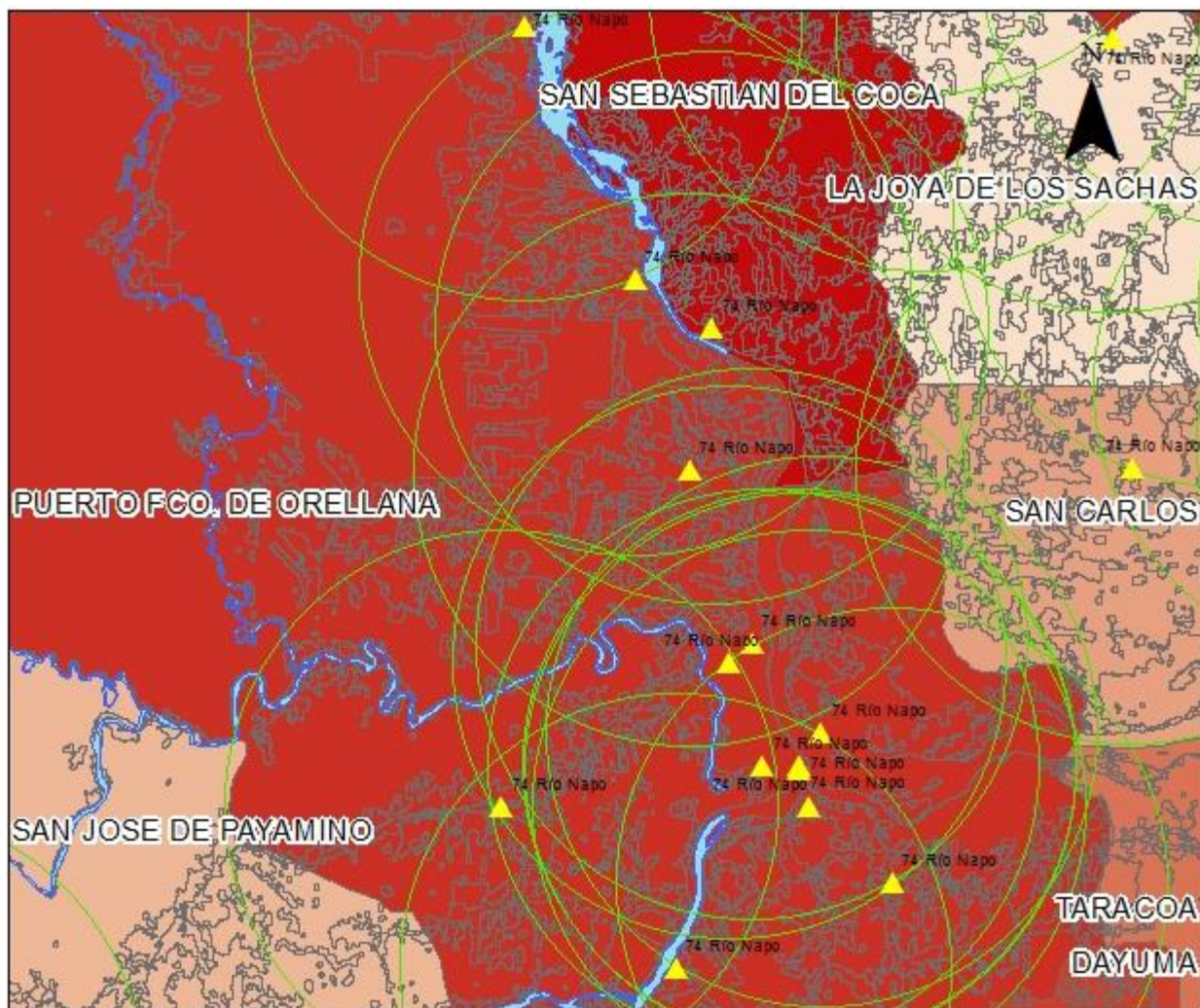
Mapa 2



Mapa 3



MAPA DE VULNERABILIDAD ANTE LA ACUMULACION EN SEDIMENTOS DE CONTAMINANTES EMERGENTES PPCPs ORELLANA - ECUADOR



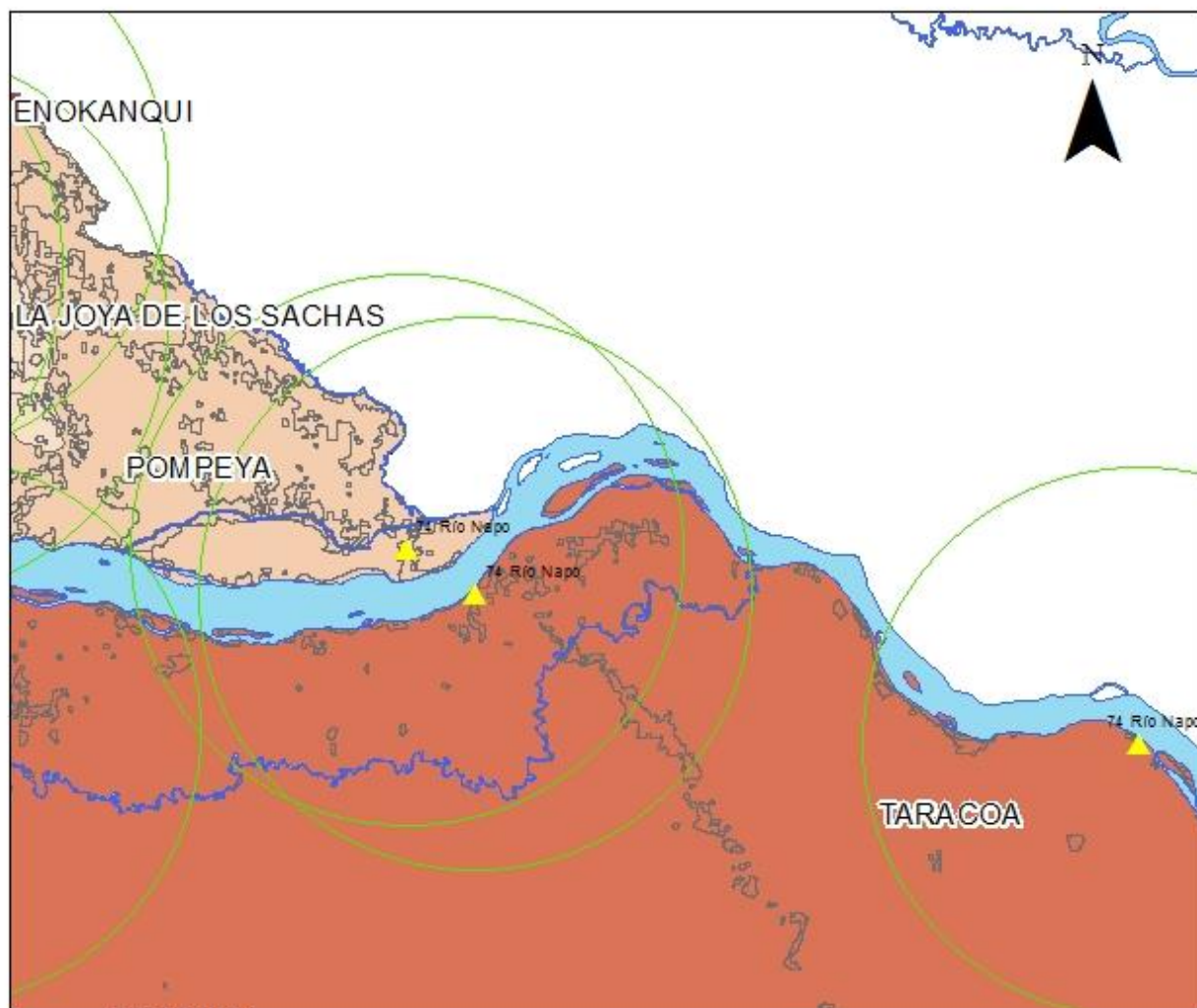
LEYENDA

**Grado de Vulnerabilidad
Francisco de Orellana**

- Estable
- Baja Deposition
- Media Deposition
- Alta Deposition
- Zona Incidencia
- Rios Napo

0 2 4 8 12 16
Kilometros

MAPA DE VULNERABILIDAD ANTE LA ACUMULACION EN SEDIMENTOS DE CONTAMINANTES EMERGENTES PPCPs ORELLANA - ECUADOR



LEYENDA

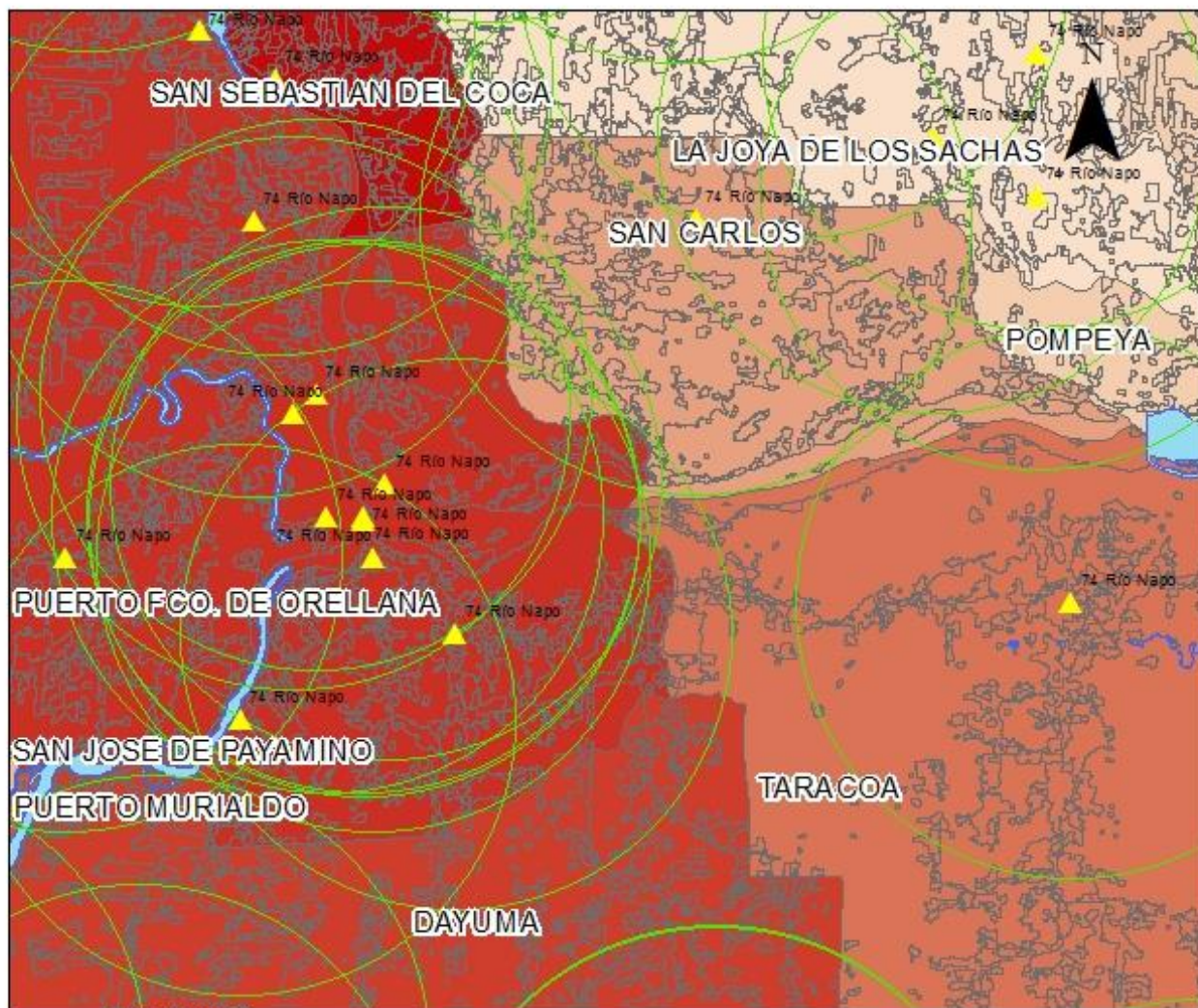
Grado de Vulnerabilidad

PARROQUIAS POMEYA TARACOA

- Estable
- Baja Deposition
- Media Deposition
- Alta Deposition
- Zona Incidencia
- Rios Nap

0 2 4 8 12 16 Kilometros

MAPA DE VULNERABILIDAD ANTE LA ACUMULACION EN SEDIMENTOS DE CONTAMINANTES EMERGENTES PPCPs ORELLANA - ECUADOR



LEYENDA

Grado de Vulnerabilidad

PARROQUIAS POMEYA TARACOA

- Estable
- Baja Deposition
- Media Deposition
- Alta Deposition
- Zona Incidencia
- Rios Nap



Discusión:

Los círculos verdes representan radios de 9 kilómetros alrededor de una fuente de PPCPs como hospitales, áreas sin letrinas y alcantarillado.

Las áreas de sedimentación varían de coloración en escala de rojo de menor a mayor concentración de sedimentos. Por tanto, una zona buffer que se encuentre en una zona de alta sedimentación es más propensa a contener PPCPs de acuerdo a su concentración y la dirección del flujo.

De acuerdo con el mapa de vulnerabilidad 1 existen varias zonas de alta concentración de riesgo poblacional en sitios de media y alta sedimentación lo cual eleva su vulnerabilidad a acumular PPCPs en la Provincia de Orellana, entre otros contaminantes.

Se pueden apreciar 56 fuentes de PPCPs en la provincia de Orellana, y la zona de mayor concentración contiene 16 correspondientes a San José de Payamino, Taracoa, Dayuma, San Carlos, La Joya de Los Sachas y San Sebastián de Coca, las cuales se encuentran en una zona de alta sedimentación, esto eleva su vulnerabilidad a acumular PPCPs.

En las zonas de San José de Payamino (Mapa2) se observan dos puntos de emisión de PPCPs y uno cerca de un punto hídrico en un área de baja sedimentación. Entonces se considera que su vulnerabilidad ante la acumulación de PPCPs es baja.

Ya que existen varios sitios donde los radios de incidencia de las fuentes de PPCPs se superponen (Mapa3) su vulnerabilidad podría incrementar y más si estos sitios se encuentran en zonas de alta deposición de sedimentos.

Conclusiones:

El modelo generado usando sistemas de información geográfica y el método propuesto puede servir como guía para encontrar sitios de muestreo de PPCPs dentro del área de estudio en la

Provincia de Orellana, aunque es importante considerar que existen factores adicionales que pueden intervenir en la interacción de estos contaminantes con el ambiente su sorción y acumulación en sedimentos, de los cuales hay poca o nula información ya que las investigaciones sobre este campo son recientes y están en discusión.

La influencia de variantes como el pH del agua, otras descargas de contaminantes en los efluentes, la temperatura, descargas durante el día y la noche, adsorción en agua dulce y salada, otros contaminantes sorbidos en sedimentos, el tiempo de permanencia en diferentes tipos de sedimentos, transformaciones químicas en cuencas sedimentarias, transformaciones debida a metabolismo microbiano, biodisponibilidad de acuerdo a su origen, efectos sinérgicos al entrar en contacto con otros PPCPs, el comportamiento de los PPCPs dependiendo del ecosistema estudiado son poco conocidos y pueden variar. Considerar estos factores ayudaría a un mejor monitoreo y posibles tratamientos para reducir o eliminar estos contaminantes.

Referencias:

- (PDF) A GIS-based sensitivity analysis of community vulnerability to hazardous contaminants on the Mexico/U.S. Border. (n.d.). Retrieved November 13, 2018, from https://www.researchgate.net/publication/266797951_A_GIS-based_sensitivity_analysis_of_community_vulnerability_to_hazardous_contaminants_on_the_MexicoUS_Border
- Al-Farsi, R. S., Ahmed, M., Al-Busaidi, A., & Choudri, B. S. (2017). Translocation of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) into plant tissues: A review. *Emerging Contaminants*, 3(4), 132–137. <https://doi.org/10.1016/J.EMCON.2018.02.001>
- Amini, A. (2018). Sedimentation Engineering. Retrieved from <https://www.intechopen.com/books/sedimentation-engineering/>
- Angelakis, A., & Zheng, X. (2015). Evolution of Water Supply, Sanitation, Wastewater, and

Stormwater Technologies Globally. *Water*, 7(12), 455–463.

<https://doi.org/10.3390/w7020455>

Anthony A, A., Adekunle C, F., & Thor A, S. (2018). Residual antibiotics, antibiotic resistant superbugs and antibiotic resistance genes in surface water catchments: Public health impact.

Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 105, 177–183.

<https://doi.org/10.1016/j.pce.2018.03.004>

Azuma, T., Otomo, K., Kunitou, M., Shimizu, M., Hosomaru, K., Mikata, S., ... Hayashi, T.

(2019). Environmental fate of pharmaceutical compounds and antimicrobial-resistant bacteria in hospital effluents, and contributions to pollutant loads in the surface waters in Japan.

Science of The Total Environment, 657, 476–484.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.433>

Beretta, M., Britto, V., Tavares, T. M., da Silva, S. M. T., & Pletsch, A. L. (2014). Occurrence of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in marine sediments in the Todos os Santos Bay and the north coast of Salvador, Bahia, Brazil.

Journal of Soils and Sediments, 14(7), 1278–1286. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0884-6>

Bhati, I., Dhawan, N., Sci, R. M.-I. J. P. C., & 2013, undefined. (n.d.). Greener route to prevent pharmaceutical pollution.

Ijpcsonline.Com. Retrieved from <http://www.ijpcsonline.com/files/23-674.pdf>

Bhusal, J. K., & Subedi, B. P. (2015). Effect of climate change on suspended sediment load in the Himalayan basin: A case study of Upper Kaligandaki River.

Journal of Hydrology (New Zealand). New Zealand Hydrological Society. <https://doi.org/10.2307/43945067>

Bonapace, T., Srivastava, S., & Mohanty, S. (2012). Reducing vulnerability and exposure to disasters: the Asia-Pacific Disaster Report 2012. Retrieved from

https://scholar.google.es/scholar?hl=es&as_sdt=0%2C5&q=Reducing+Vulnerability+and+E

xposure+to+Disasters&btnG=

Boxall, A. B. A., Rudd, M. A., Brooks, B. W., Caldwell, D. J., Choi, K., Hickmann, S., ... Van Der Kraak, G. Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Environment: What Are the Big Questions?, 120 *Environmental Health Perspectives* § (2012). The National Institute of Environmental Health Sciences. Retrieved from <https://ehp.niehs.nih.gov/doi/10.1289/ehp.1104477>

Celi-Sangurima, J. (2005). The vulnerability of aquatic systems of the Upper Napo River Basin (Ecuadorian Amazon) to human activities. Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/Jorge_Celi/publication/299595280_The_Vulnerability_of_the_Aquatic_Systems_of_the_Upper_Napo_River_Basin_Ecuadorian_Amazon_to_Human_Activities/links/57018d7008ae650a64f8c3e3/The-Vulnerability-of-the-Aquatic-Systems-of-the-Upper-Napo-River-Basin-Ecuadorian-Amazon-to-Human-Activities.pdf

Chinnaiyan, P., Thampi, S. G., Kumar, M., & Mini, K. M. (2018). Pharmaceutical products as emerging contaminant in water: relevance for developing nations and identification of critical compounds for Indian environment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(5), 288. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6672-9>

Cisneros, Jose. Cholak, Carmen. Gutierrez, Alberto. Gonzalez, Jorge. Reynero, Miguel. Diez, Alejandro. Bergesio, L. (2012). *Erosión Hídrica. Principios Y Técnicas De Manejo* (Primera). Argentina: Unirio. Retrieved from https://articulo.mercadolibre.com.ar/MLA-646207984-cisneros-erosion-hidrica-principios-y-tecnicas-de-manejo-_JM?quantity=1

Daughton, C. G., & Ternes, T. A. (1999). Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Environment: Agents of Subtle Change? *Environmental Health Perspectives*, 107, 907. <https://doi.org/10.2307/3434573>

Gaw, S., Thomas, K. V., & Hutchinson, T. H. (n.d.). Sources, impacts and trends of

- pharmaceuticals in the marine and coastal environment. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*. Royal Society. <https://doi.org/10.2307/24501910>
- Gaw, S., Thomas, K. V, & Hutchinson, T. H. (2014). Sources, impacts and trends of pharmaceuticals in the marine and coastal environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 369(1656). <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0572>
- Greenlee, D. D. (1987). Raster and vector processing for scanned linework. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 53(10), 1383–1387. Retrieved from <https://pubs.er.usgs.gov/publication/70142168>
- Hoyett, Z., Owens, M. A., Clark, C. J., & Abazinge, M. (2016). A comparative evaluation of environmental risk assessment strategies for pharmaceuticals and personal care products. *Ocean & Coastal Management*, 127, 74–80. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.04.013>
- International Association of Dredging Companies. (2003). Retrieved from <http://www.iadc-dredging.com>
- Iritani, K., Tahara, K., De Feyter, S., & Tobe, Y. (2017). Host–Guest Chemistry in Integrated Porous Space Formed by Molecular Self-Assembly at Liquid–Solid Interfaces. *Langmuir*, 33(19), 4601–4618. <https://doi.org/10.1021/acs.langmuir.7b00083>
- Jain, M. K., Mishra, S. K., & Shah, R. B. (n.d.). Estimation of sediment yield and areas vulnerable to soil erosion and deposition in a Himalayan watershed using GIS. *Current Science*. Current Science Association. <https://doi.org/10.2307/24111512>
- Kilic, A., & Soni, B. (2014). Exercise 5 - Watershed and Stream Network Delineation from DEMs GIS in Water Resources Fall PDF. Retrieved November 13, 2018, from <http://sciencedocbox.com/Geography/67526828-Exercise-5-watershed-and-stream-network->

delineation-from-dems-gis-in-water-resources-fall-2014.html

- Kołecka, K., Gajewska, M., Stepnowski, P., & Caban, M. (2019). Spatial distribution of pharmaceuticals in conventional wastewater treatment plant with Sludge Treatment Reed Beds technology. *Science of The Total Environment*, 647, 149–157. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.439>
- Landrigan, P. J., Fuller, R., Acosta, N. J. R., Adeyi, O., Arnold, R., Basu, N. (Nil), ... Zhong, M. (2018). The Lancet Commission on pollution and health. *The Lancet*, 391(10119), 462–512. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)32345-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)32345-0)
- Lee, H.-J., Kim, K. Y., Hamm, S.-Y., Kim, M., Kim, H. K., & Oh, J.-E. (2019). Occurrence and distribution of pharmaceutical and personal care products, artificial sweeteners, and pesticides in groundwater from an agricultural area in Korea. *Science of The Total Environment*, 659, 168–176. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.258>
- Liebig, M., Moltmann, J., & Knacker, T. (2006). Evaluation of Measured and Predicted Environmental Concentrations of Selected Human Pharmaceuticals and Personal Care Products (10 pp). *Environmental Science and Pollution Research - International*, 13(2), 110–119. <https://doi.org/10.1065/espr2005.08.276>
- Love, D. C., Halden, R. U., Davis, M. F., & Nachman, K. E. (2012). Feather Meal: A Previously Unrecognized Route for Reentry into the Food Supply of Multiple Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs). *Environmental Science & Technology*, 46(7), 3795–3802. <https://doi.org/10.1021/es203970e>
- Ma, L., Liu, Y., Zhang, J., Yang, Q., Li, G., & Zhang, D. (2018). Impacts of irrigation water sources and geochemical conditions on vertical distribution of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in the vadose zone soils. *Science of The Total Environment*, 626, 1148–1156. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.168>

- Managing water under uncertainty and risk*. (2012). UNESCO. Retrieved from <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000215644>
- Mitasova Helena, Petrasova Anna, P. V. (2014). Soil Erosion and Deposition Modeling. Retrieved September 25, 2018, from <https://ncsu-osgeorel.github.io/erosion-modeling-tutorial/arcgis.html>
- Nakagawa, H. (2017). Turbulence in open channel flows. Retrieved from <https://content.taylorfrancis.com/books/download?dac=C2010-0-31402-5&isbn=9781351406611&format=googlePreviewPdf>
- Nittrouer, C., Ogston, A., ... J. M.-A., & 2016, undefined. (n.d.). Sediment Dynamics of a Tropical River-Marine Dispersal System: the Mekong from River Source to Ocean Sink. *Adsabs.Harvard.Edu*. Retrieved from <http://adsabs.harvard.edu/abs/2016AGUOSMG54B2028N>
- Nolte, S., Koppenaal, E. C., Esselink, P., Dijkema, K. S., Schuerch, M., Groot, A. V. De, ... Temmerman, S. (2013). Measuring sedimentation in tidal marshes: a review on methods and their applicability in biogeomorphological studies. *Journal of Coastal Conservation*. Springer. <https://doi.org/10.2307/42657025>
- O'Callaghan, J. F., & Mark, D. M. (1984). The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer Vision, Graphics, and Image Processing*, 28(3), 323–344. [https://doi.org/10.1016/S0734-189X\(84\)80011-0](https://doi.org/10.1016/S0734-189X(84)80011-0)
- Richmond, E., Grace, M., Kelly, J., Anth, A. R.-E. S., & 2017, undefined. (n.d.). Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) are ecological disrupting compounds (EcoDC). *Par.Nsf.Gov*. Retrieved from <https://par.nsf.gov/servlets/purl/10054746>
- RODRIGUEZ-BACHILLER, A. (2000). GEOGRAPHICAL INFORMATION SYSTEMS AND EXPERT SYSTEMS FOR IMPACT ASSESSMENT: Part II : Expert Systems and Decision

- Support Systems. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*. World Scientific Publishing Co., Inc. <https://doi.org/10.2307/enviassepolimana.2.3.415>
- Rosi-Marshall, E. J., & Royer, T. V. (2012). Pharmaceutical Compounds and Ecosystem Function: An Emerging Research Challenge for Aquatic Ecologists. *Ecosystems*. Springer. <https://doi.org/10.2307/23253729>
- Serafini, A., & Matthews, D. M. (2009). Microbial Resistance to Triclosan: A Case Study in Natural Selection. *The American Biology Teacher*, 71(9), 536–540. <https://doi.org/10.2307/20565376>
- Singh, H., Fuel, F. J.-, & 2016, undefined. (n.d.). Langmuir slip-Langmuir sorption permeability model of shale. *Elsevier*. Retrieved from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016236115009709>
- Tarpani, R. R. Z., & Azapagic, A. (2018). A methodology for estimating concentrations of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in wastewater treatment plants and in freshwaters. *Science of The Total Environment*, 622–623, 1417–1430. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.059>
- Universidade Federal de Pernambuco. Departamento de Ciências Geográficas., L. E., Ayer, J. E. B., Silva, M. L. N., Spalevic, V., & Mincato, R. L. (2008). *Revista brasileira de geografia física. Revista Brasileira de Geografia Física - ISSN: 1984-2295* (Vol. 9). Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Departamento de Ciências Geográficas. Retrieved from <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/233927/27405>
- Van Boeckel, T. P., Brower, C., Gilbert, M., Grenfell, B. T., Levin, S. A., Robinson, T. P., ... Laxminarayan, R. (2015). Global trends in antimicrobial use in food animals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(18), 5649–5654. <https://doi.org/10.1073/pnas.1503141112>

- Wang, J., & Wang, S. (2016). Removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from wastewater: A review. *Journal of Environmental Management*, 182, 620–640. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.049>
- Wilkinson, J. L., Hooda, P. S., Swinden, J., Barker, J., & Barton, S. (2018). Spatial (bio)accumulation of pharmaceuticals, illicit drugs, plasticisers, perfluorinated compounds and metabolites in river sediment, aquatic plants and benthic organisms. *Environmental Pollution*, 234, 864–875. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.090>
- Xie, H., Hao, H., Xu, N., Liang, X., Gao, D., Xu, Y., ... Wong, M. (2019). Pharmaceuticals and personal care products in water, sediments, aquatic organisms, and fish feeds in the Pearl River Delta: Occurrence, distribution, potential sources, and health risk assessment. *Science of The Total Environment*, 659, 230–239. Retrieved from <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S004896971835085X>
- Xie, Y., Chen, T., Lei, M., Yang, J., Guo, Q., Song, B., ... 2011, undefined. (n.d.). Spatial distribution of soil heavy metal pollution estimated by different interpolation methods: Accuracy and uncertainty analysis. *Elsevier*. Retrieved from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653510010805>
- Yalin, M. (2017). Fluvial processes. Retrieved from <https://www.taylorfrancis.com/books/9781351796262>
- Zambrano Nájera, J. (2015). Estimación de la producción y transporte de sedimentos en cuencas urbanas pequeñas a escala de evento mediante un modelo de base física basado en SIG. *TDX (Tesis Doctorals En Xarxa)*. Retrieved from <https://upcommons.upc.edu/handle/2117/95706>
- Zuo, Z., Eisma, D., & Berger, G. (1991). *Oceanologica acta. Oceanologica Acta* (Vol. 14). Éditions scientifiques et médicales Elsevier SAS. Retrieved from <https://archimer.ifremer.fr/doc/00101/21255/>

