

“Evaluación hidro-sedimentaria y de contaminantes asociados en la cuenca del Oka (Norte de España, País Vasco): aplicación del modelo SWAT”.



***Memoria de Tesis Doctoral presentada por:
Melissa Peraza Castro
Bilbao, 2017***

Melissa Peraza Castro

Presenta la siguiente memoria de tesis para optar al grado de Doctora en Ingeniería Ambiental por la Universidad del País Vasco-Euskal Herriko Unibertsitatea (UPV-EHU):

“Evaluación hidro-sedimentaria y de contaminantes asociados en la cuenca del Oka (Norte de España, País Vasco): aplicación del modelo SWAT”.

Directora:

Dra. Estilita Ruiz Romera
Titular en Tecnologías del Medio Ambiente
Departamento de Ingeniería Química y del Medio Ambiente
Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Bilbao (UPV-EHU)

Universidad del País Vasco (UPV-EHU)
Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Bilbao
Departamento de Ingeniería Química y del Medio Ambiente



Imágenes de portada tomadas de: <http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.eus>

A Dios por haberme dado la fuerza para llegar hasta el final de este camino
A mami, Mauricio y Javier por ser mi pilar y fuente de apoyo constante
A tata que desde el cielo disfruta de este logro conmigo
A mi sobrina por ser un soplo de aire fresco
A Xavi por su incondicional apoyo

AGRADECIMIENTOS

A lo largo de esta etapa, la cual ha sido larga y dura por momentos, la vida ha puesto en mi camino a personas que de una u otra forma han aportado su grano de arena para culminar este trabajo y a las cuales quiero manifestar mi más sincero agradecimiento:

En primer lugar a mi directora –**Estilita Ruiz**- por haberme dado la oportunidad de realizar esta tesis bajo su dirección. No tengo palabras para agradecerle tu enorme paciencia, disposición y apoyo. Tus conocimientos, orientaciones, manera de trabajar y motivación fueron fundamentales para el desarrollo y culminación de esta tesis. Me llevo un gran aprendizaje. A **José Miguel y Sabine** por introducirme en el uso del modelo SWAT.

Maite y Ane eskerrik asko por toda vuestra ayuda y disposición cuando tenía dudas con el modelo o con ArcGis y por las horas donde nos desahogábamos compartiendo las aflicciones propias de una tesis en modelización. También por hacer de los viajes a Toulouse más agradables. **Miren** eskerrik asko por tus ideas, aporte y contribución, especialmente con las publicaciones.

A **Diana** por hacer del máster y sus horas de estudio más llevadero entre comidas, cenas y moscatos.

A la **familia Arellano Lapuerta** por abrirme las puertas de vuestra casa desde el primer día y acogerme como parte de la familia.

A **mi familia** porque a pesar de la distancia su ánimo y apoyo me dieron la fortaleza necesaria para seguir adelante.

A **Xavi** por ser el empuje diario para que este trabajo llegara a buen puerto, estando a mi lado en los buenos y malos momentos, animándome siempre a continuar y perseverar.

A la **Universidad de Costa Rica** por otorgarme la beca para cursar el máster y el doctorado. A mis compañeros de la **Escuela de Tecnologías en Salud** por su apoyo durante la gestión para obtener la beca.

Muchas gracias a todos/ Eskerrik asko denoi.

RESUMEN

Este trabajo se desarrolla en la sub-cuenca agro-forestal situada en la cabecera del río Oka, dentro de la Unidad Hidrológica del Oka y que vierte sus aguas en el estuario de Urdaibai, siendo el río con mayor aporte continental de agua y sedimento al estuario, cuya riqueza ecológica le ha servido para ser calificado como Reserva de la Biosfera por la UNESCO en 1984.

Un entendimiento de los procesos que controlan la exportación de materia en suspensión, carbono orgánico y metales pesados es importante para evaluar y anticipar situaciones de riesgo en los cuerpos de agua, especialmente durante episodios de crecidas.

Durante tres años hidrológicos (2009-2012) se muestrearon veinticinco crecidas en las cuales se midieron las concentraciones de materia particulada en suspensión, carbono orgánico disuelto, carbono orgánico particulado y metales (Cu, Ni, Pb, Cr, Zn, Mn y Fe) en la columna de agua y su contenido en la materia en suspensión, con el objetivo de evaluar el efecto de las crecidas en el transporte de dichos materiales. Simultáneamente, parámetros meteorológicos e hidrológicos fueron también monitoreados de forma continua.

Se realizó un análisis estadístico para determinar afinidades entre metales, caudal, materia particulada en suspensión, carbono orgánico disuelto y particulado. Se encontraron buenas relaciones entre la materia particulada en suspensión y los metales en fase particulada, lo cual permitió estimar la carga para las crecidas ocurridas durante el periodo de estudio y a escala anual. Posteriormente, las crecidas fueron clasificadas en tres categorías de acuerdo a su capacidad de exportación de metales y carbono orgánico.

Por otra parte, el modelo agro-hidrológico SWAT fue calibrado y validado con el fin de evaluar la variabilidad temporal del caudal, la concentración de materia particulada en suspensión y metales pesados en fase particulada así como cuantificar sus cargas anuales.

Con base en las buenas relaciones entre la materia particulada en suspensión y la concentración de metales en fase particulada encontradas en la primera etapa de esta tesis, fue posible cuantificar la carga de los metales a partir de la materia particulada en suspensión simulada.

La simulación se llevó a cabo en escala diaria para un periodo de once años (2001-2009 para validación y 2009-2012 para calibración). Los resultados del caudal y materia particulada en suspensión (concentración y carga) fueron comparados con datos observados mediante parámetros estadísticos, los cuales indicaron una simulación satisfactoria.

Finalmente, se extiende el modelo para evaluar, por separado y de forma conjunta, la respuesta hidro-sedimentaria y de carbono orgánico particulado ante un conjunto de escenarios de cambio climático y usos del suelo, a escala anual y estacional. Para ello previamente se prueba la robustez del modelo en términos climáticos: dos periodos con distintas características climáticas son utilizados para calibrar y validar el modelo mediante una Prueba de Muestreo de División Diferencial (DSST por sus siglas en inglés). Los criterios estadísticos arrojaron resultados satisfactorios, indicando que SWAT es aceptablemente robusto a cambios climáticos y adecuado para evaluar el impacto del clima futuro en la cuenca.

Para evaluar los impactos del cambio climático, se consideró un conjunto de tres Modelos Generales de Circulación, dos escenarios de emisión y dos métodos de regionalización del proyecto CMIP5 hasta el año 2050.

En cuanto al uso del suelo, se definieron tres escenarios hipotéticos representando una deforestación del 10%, 25% y 50%, basados en el manejo actual de cultivos forestales en la Reserva de Urdaibai, la cual está dominada en su mayoría por monocultivos vegetales de especies de crecimiento rápido (principalmente *Pinus radiata* y *Eucalyptus*) destinados a la producción de madera y pulpa de papel.

De los resultados de la modelización se deduce que el modelo SWAT es una herramienta útil para evaluar el comportamiento de cuenca con respecto a su respuesta hidrológica y erosión del suelo, lo cual es de utilidad para establecer medidas de conservación del suelo en función del uso. Además, provee información que puede ser de provecho para los tomadores de decisiones en el diseño de medidas de adaptación, en términos de cantidad y calidad del agua, frente a las amenazas del cambio climático en la región Cantábrica.

ABSTRACT

This work is carried out in the agro-forestry sub-basin located at the head of the Oka river, within the Oka Hydrological Unit and it runs out into the Urdaibai estuary and is the main contributor of continental water and sediment to the estuary. In 1984, due to its ecological wealth, the estuary was designated a biosphere reserve by UNESCO (the Urdaibai Biosphere Reserve).

An understanding of the processes that control the suspended matter, organic carbon and trace metals export is important for assessing and anticipating hazardous situations in water bodies, especially during flood events.

During the three hydrological years (2009-2012), twenty-five floods were sampled in which concentrations of suspended particulate matter, dissolved and particulate organic carbon, and trace metals (Cu, Ni, Pb, Cr, Zn, Mn and Fe) were measured in the water column and its content in the matter in suspension, with the aim to assess the effect of the flood events in the transport of these materials. Simultaneously, meteorological and hydrological parameters were also monitored continuously.

A statistical analysis was performed to determine affinities between trace metals, discharge, suspended particulate matter, and dissolved and particulate organic carbon. Good relationships were found between suspended particulate matter and trace metals in particulate phase, which allowed estimating the trace metal loads to flood events occurring during the study period and on an annual scale. Subsequently, the flood events were classified into three categories according to their export capacity of trace metals and organic carbon.

On the other hand, the SWAT agro-hydrological model was calibrated and validated in order to evaluate the temporal variability of the discharge, suspended particulate matter concentration and trace metals in particulate phase, as well as to quantify their annual loads.

Based on the good relations between the suspended particulate matter and trace metal concentration in particulate phase found in the first stage of this thesis, it was possible to quantify the metal load from the simulated suspended particulate matter.

The simulation was carried out on a daily basis for a period of eleven years (2001-2009 for validation and 2009-2012 for calibration). The results of the discharge and suspended particulate matter (concentration and load) were compared with observed data by statistical parameters, which indicated a satisfactory simulation.

Finally, the model is extended to assess, separated and combined, the hydro-sedimentary and POC response to an ensemble of climate change and land use scenarios, on annual and seasonal scale. For this, the robustness of the model is tested in climatic terms: two periods with different climatic characteristics are used to calibrate and validate the model using a Differential Split Sampling Test. Statistical criteria showed satisfactory results, indicating that SWAT is acceptably robust to climate changes and adequate to assess the impact of future climate on the basin.

To evaluate the impacts of climate change, an ensemble of three General Circulation Models, two emission scenarios and two methods of regionalization of the CMIP5 project until 2050 were considered.

In terms of land use, three hypothetical scenarios representing forest clear cutting at 10%, 25% and 50% were defined, based on the current management of forest crops in the Urdaibai Reserve, which is dominated mostly by plant monocultures of fast growth species (mainly *Pinus radiata* and *Eucalyptus*) destined to the timber and paper pulp production.

From the results of the modeling, it can be deduced that the SWAT model is a useful tool to evaluate catchment behavior with respect to its hydrological response and soil erosion, which is useful to establish soil conservation measures according to the use. In addition, it provides information that may be of benefit to decision-makers in the design of adaptation measures, in terms of quantity and quality of water, against the threats of climate change in the Cantabrian region.

TABLA DE CONTENIDO

INDICE

CAPÍTULO 1	23
INTRODUCCIÓN	23
1.1. MARCO TEÓRICO.....	24
1.1.1. LAS CRECIDAS.....	24
1.1.1.1. Caracterización de las crecidas.....	25
1.1.1.2. Tipos de crecidas.....	27
1.1.1.3. Consecuencias de las crecidas.....	28
1.1.2. METALES PESADOS.....	29
1.1.2.1. Contaminación de aguas superficiales por metales pesados.....	29
1.1.2.2. Toxicidad de los metales pesados.....	30
1.1.2.3. Origen de los metales pesados en los ecosistemas acuáticos.....	31
1.1.2.4. Distribución biogeoquímica de los metales pesados.....	34
1.1.2.5. Compartimentos ambientales de los metales pesados en un sistema acuático.....	35
1.1.2.6. Movilización de los metales pesados en sistemas acuáticos: factores y procesos.....	38
1.1.3. CARBONO ORGÁNICO DISUELTO Y PARTICULADO.....	40
1.1.4. MODELIZACIÓN HIDROLÓGICA.....	43
1.1.4.1. Etapas de implementación de un modelo hidrológico.....	45
1.1.4.2. Modelización y SIG.....	47
1.1.5. CAMBIO CLIMÁTICO.....	48
1.1.5.1. Marco de referencia y definición de cambio climático.....	48
1.1.5.2. Causas del cambio climático.....	48
1.1.5.3. Modelos climáticos y escenarios de emisión.....	50
1.1.5.4. Sensibilidad de los recursos hídricos a los cambios climáticos.....	53
1.1.5.5. Sensibilidad a sucesos extremos: sequías y crecidas.....	53
1.1.5.6. Impactos del cambio climático sobre recursos hídricos.....	54
1.1.5.7. Impactos del cambio climático en recursos edáficos.....	55
1.1.5.8. Proyecciones futuras de cambio climático a nivel regional.....	56
1.1.6. CAMBIOS DE USO DEL SUELO.....	58
1.1.6.1. Deforestación y cambio climático.....	60
1.1.6.2. Servicios ambientales de las plantaciones forestales.....	61
1.2. ANTECEDENTES.....	64
1.3. OBJETIVOS Y ESTRUCTURA DE LA TESIS.....	70
1.4. REFERENCIAS.....	72
CAPÍTULO 2	78
2.1. ZONA DE ESTUDIO.....	79
2.1.1. Descripción general de la cuenca.....	79
2.1.2. Contexto hidro-climático.....	80
2.1.3. Descripción edafológica.....	84
2.1.4. Descripción litológica y geológica.....	86
2.1.5. Usos del suelo y actividad forestal.....	88

2.1.6.	<i>Planificación hidrológica</i>	92
2.1.7.	<i>Evaluación del Cambio Climático dentro del Plan Hidrológico</i>	96
2.1.8.	<i>Calidad del agua en la cuenca</i>	98
2.2.	SELECCIÓN Y DESCRIPCIÓN DEL MODELO SWAT	102
2.2.1.	<i>Descripción de los principales módulos</i>	104
2.2.1.1.	Módulo hidrológico	104
2.2.1.1.a.	Escurrimiento superficial	106
2.2.1.1.b.	Evapotranspiración	107
2.2.1.1.c.	Contenido de agua en el suelo	108
2.2.1.1.d.	Agua subterránea	110
2.2.1.2.	Módulo de erosión	111
2.3.	PROCESO DE MODELIZACIÓN	114
2.3.1.	<i>Datos de entrada</i>	114
2.3.2.	<i>Calibración y Validación</i>	116
2.3.2.a.	SWAT check	118
2.3.2.b.	Evaluación del desempeño del modelo	118
2.3.3.	<i>Construcción de los escenarios de uso del suelo</i>	120
2.3.4.	<i>Construcción de los escenarios de cambio climático</i>	120
2.4.	CÁLCULO DE CARGAS ANUALES	122
2.5.	TRATAMIENTO ESTADÍSTICO	123
2.6.	REFERENCIAS	124
CAPÍTULO 3		127
3.1.	ABSTRACT	128
3.2.	INTRODUCTION	128
3.3.	MATERIAL AND METHODS	130
3.3.1.	<i>Study area</i>	130
3.3.2.	<i>Field methodology</i>	131
3.3.3.	<i>Laboratory methodology</i>	132
3.3.4.	<i>Calculation metal partition coefficient</i>	134
3.3.5.	<i>Flood event and annual load estimation</i>	134
3.3.6.	<i>Statistical analysis</i>	134
3.4.	RESULTS AND DISCUSSION	135
3.4.1.	<i>Hydrological characteristics during the period studied</i>	135
3.4.2.	<i>Trace metals and organic matter concentration in SPM and water</i>	137
3.4.2.1.	The influence of Q, pH, DOC, POC in the distribution of metals in soluble and particulate phase	139
3.4.3.	<i>Metal dynamics during high water discharge</i>	142
3.4.4.	<i>SPM, DOC, POC and particulate metal exported from the Oka catchment</i>	146
3.4.4.1.	Annual SPM, DOC, POC and particulate metal load	146
3.4.4.2.	Impact of flood events on fluvial SPM, DOC, POC and particulate metal transport	150
3.4.4.3.	Classification of flood events by particulate metal load	153
3.5.	CONCLUSIONS	156
3.6.	REFERENCES	158

CAPÍTULO 4.....	162
4.1. ABSTRACT	163
4.2. INTRODUCTION.....	163
4.3. MATERIALS AND METHODS.....	165
4.3.1. <i>Study area</i>	165
4.3.2. <i>Field methodology</i>	168
4.3.3. <i>Nickel concentration determination</i>	168
4.3.4. <i>Determination of SPM and the nickel relationship</i>	168
4.4. MODELLING APPROACH	170
4.4.1. <i>SWAT model</i>	170
4.4.2. <i>SWAT input data</i>	170
4.4.3. <i>Model evaluation</i>	171
4.4.4. <i>Calibration and validation processes</i>	172
4.5. RESULTS AND DISCUSSION	173
4.5.1. <i>Results analysis</i>	173
4.5.2. <i>Discharge simulation and hydrological assessment</i>	174
4.5.3. <i>SPM concentration and load simulation</i>	175
4.5.4. <i>Nickel concentration and load simulation</i>	179
4.6. CONCLUSIONS	181
4.7. MODELIZACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN Y CARGA DE OTROS METALES PESADOS ...	182
4.8. REFERENCES	185
CAPÍTULO 5.....	188
5.1. ABSTRACT	189
5.2. INTRODUCTION.....	190
5.3. MATERIAL AND METHODS.....	193
5.3.1. <i>Study area</i>	193
5.3.2. <i>Field methodology</i>	194
5.3.3. <i>Estimating POC load by SWAT</i>	195
5.3.4. <i>Description of the hydrological model</i>	196
5.3.5. <i>SWAT input data</i>	196
5.3.6. <i>Robustness for climatic transposability</i>	198
5.3.7. <i>Model calibration, validation and performance evaluation</i>	199
5.3.8. <i>Design of scenarios</i>	200
5.3.8.1. <i>Forest clearcutting scenarios</i>	201
5.3.8.2. <i>Climate change scenarios</i>	201
5.3.8.2.1. <i>Bias correction</i>	203
5.3.8.3. <i>Combined scenarios</i>	204
5.4. RESULTS AND DISCUSSION	204
5.4.1. <i>Robustness for climate transposability</i>	204
5.4.2. <i>Climate change impact on climate characteristics</i>	205
5.4.3. <i>Climate change impacts on discharge, SPM and POC load</i>	208
5.4.4. <i>Forest clearcutting impacts on discharge, SPM and POC load</i>	212

5.4.5. Combined impacts of climate change and clearcutting on discharge, SPM and POC load	215
5.5. CONCLUSIONS	218
5.6. REFERENCES	219
CAPÍTULO 6.....	225
3.1. CONCLUSIONES.....	226
3.2. RECOMENDACIONES	229
ANEXOS.....	231
ARTÍCULOS.....	231
CONTRIBUCIÓN A CONGRESOS	232

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1. Fuentes antropogénicas de metales pesados..	33
Figura 1.2. Descripción esquemática del ciclo biogeoquímico de los metales pesados en el ambiente.....	35
Figura 1.3. Principales interacciones de los metales pesados entre compartimentos...	36
Figura 1.4. Funciones de la materia orgánica en el suelo.....	41
Figura 1.5. Compartimentos de carbono en un ecosistema terrestre..	42
Figura 1.6. Esquema del efecto invernadero.....	49
Figura 1.7. Tendencia de la concentración CO ₂ para distintos escenarios de emisión...	52
Figura 1.8. Mapa del cambio anual de temperatura media en superficie correspondiente al periodo 2016-2035 y 2061-2100 en relación con el periodo 1986-2005 obtenida cada RCP del CMIP5.....	57
Figura 1.9. Media anual de los cambios en precipitación, evaporación y escorrentía para el periodo 2081-2100 respecto al periodo 1986-2005 según RCP 8.5.....	57
Figura 1.10. Impactos proyectados en el ciclo hidrológico.	58
Figura 1.11. Servicios ambientales de las plantaciones forestales.....	62
Figura 1.12. Red hidrometeorológica de Bizkaia.....	64
Figura 1.13. Ubicación de los puntos de control de la RED y estado físico-químico y químico en la Unidad Hidrológica Oka durante la campaña 2015.	66
Figura 2.1. Localización geográfica de la Unidad Hidrológica Oka, cuenca del río Oka y estación de aforo Muxica.	79
Figura 2.2. a) Municipios y b) mapa hidrológico de la Unidad Hidrológica Oka.....	81
Figura 2.3. Caudal medio anual, máximo y mínimo en la cuencadel río Oka para los años hidrológicos 1999 a 2015.....	82
Figura 2.4. Precipitación anual en la cuencadel río Oka para los años hidrológicos 1999 a 2015.	84
Figura 2.5. Mapa edafológico de la Unidad Hidrológica Oka.....	86
Figura 2.6. Mapa litológico de la Unidad Hidrológica Oka.....	87
Figura 2.7. Mapa de cobertura vegetal de la Unidad Hidrológica Oka.....	89
Figura 2.8. Superficie arboleada de la Unidad Hidrológica Oka..	90
Figura 2.9. a) plantación de Pinus radiata, b) troncos depositados y listos para llevar al aserradero y ser transformados en tablas y otros elementos de madera, c) terreno en la que se ha llevado a cabo una matarrasa.	91
Figura 2.10. Red hidrográfica de la DH del Cantábrico Oriental.....	93
Figura 2.11. Evolución interanual de metales pesados en la matriz agua..	101
Figura 2.12. Esquema de la definición de las Unidades de Respuesta Hidrológica.....	104
Figura 2.13. Representación esquemática del ciclo hidrológico.	105
Figura 2.14. Mapas de entrada empleados por SWAT para establecer la discretización espacial del modelo: a) Modelo de Elevación Digital, b) tipos de suelo y c) usos del suelo.....	115
Figura 2.15. Definición de la red de drenaje y la división en sub-cuencas.....	116
Figure 3.1. Location and geological map of the upper part of the Oka river catchment.	131
Figure 3.2. Discharge and precipitation measured every 10 min at Muxika gauging station.....	136

Figure 3.3. Metal concentration variation in dissolved phase (left) and particulate phase (right) during the flood events studied.....	143
Figure 3.4. Hysteresis loops of relationship between discharge and dissolved metals (Cu, Ni and Fe), SPM, DOC and POC during flood event 5 (May 14, 2010).....	144
Figure 3.5. Hysteresis loops of relationship between discharge and dissolved metals (Cu, Ni and Fe), SPM, DOC and POC during the flood event 17 (June 11, 2011).	145
Figure 3.6. Relationship between field turbidity and SPM measured in the laboratory during the hydrological events that occurred during 2009-2012.	146
Figure 3.7. Relationship between the seven metals studied in particulate phase and SPM; DOC with water discharge and POC with SPM.	147
Figure 3.8. Cumulative percentage of particulate metal exported during the (a) 2009/10, (b) 2010/11 and (c) 2011/12 hydrological years.	152
Figure 3.9. Classification of flood events through representation of factorial planes I-II of principal component analysis.	154
Figure 3.10. Contribution by flood event type to SPM, organic matter (DOC and POC) and particulate metal loads.	156
Figure 4.1. Oka River catchment, location of the Muxika gauging station, topography, land uses and soil types map.	167
Figure 4.2. Relationship between field turbidity (NTU) and SPM concentration measured in the laboratory.	169
Figure 4.3. Relationship between SPM and nickel concentration.	169
Figure 4.4. Daily discharge calibration, validation, precipitation and flood events identification (A) and daily SPM concentration calibration, validation and flood events identification (B) at the Muxika station (October 2001 to September 2012).	176
Figure 4.5. Observed and simulated annual SPM load from October 2001 to September 2012.	177
Figure 4.6. Simulated daily SPM and Ni concentration 2001-2012 (A) and simulated and observed annual Ni load for the Oka catchment during 2001-2012 (B).....	181
Figura 4.7. Carga simulada y observada de metales particulados a escala anual y Concentración simulada de SPM y metales particulados para el periodo 2001-2012.	184
Figure 5.1. Location and geological map of the upper part of the Oka river catchment, elevation, land use and soil types.	194
Figure 5.2. Aridity index for entire period of study 2001/02 to 2014/15.	199
Figure 5.3. Average monthly precipitation and temperature for baseline (1970-2000) and in RCP 4.5 and RCP 8.5 future emission scenarios (2011-2050).	207
Figure 5.4. Seasonal and annual average discharge, SPM and POC load in RCP 4.5 and RCP 8.5 emission scenarios.	211
Figure 5.5. Average seasonal and annual discharge, SPM and POC load in three forest clearcutting scenarios.	214
Figure 5.6. Average seasonal and annual discharge, SPM and POC load under combined climate and forest clearcutting scenarios.	217

LISTA DE TABLAS

Tabla 2.1. Valoración de estado para el periodo 2011-2015 en las estaciones de muestreo OKA-A: condiciones fisicoquímicas generales, sustancias preferentes y estado químico.	100
Tabla 2.2. Resultados de los indicadores físico-químicos para OKA durante 2012-2015.. ..	100
Tabla 2.3. Evolución interanual de metales pesados en la matriz sedimento de OKA114.. ..	101
Tabla 2.4. Reclasificación del uso del suelo para la cuenca del Río Oka.....	115
Tabla 2.5. Rangos recomendados de rendimiento del modelo para PBIAS.	120
Tabla2.6. Modelos Generales de Circulación, institución, país, método de regionalización y RCP.	121
Table 3.1. Average annual temperature, total precipitation and total volume of water measured in Muxika gauging station for hydrological years 2009-2012.	136
Table 3.2. Statistical summaries for metal concentration in both dissolved and particulate phases during flood events studied at the outlet of the Oka catchment..	138
Table 3.3. A: Spearman correlation matrix for dissolved metal concentrations B: Spearman correlation matrix for particulate metal concentrations.....	141
Table 3.4. Annual SPM, DOC, POC and particulate metal load for Oka catchment during 2009-2012.	149
Table 3.5. Specific annual mean of SPM, DOC, POC and particulate metal load for Oka and other catchments.....	150
Table 3.6. Distribution of DOC, POC and particulate metals load according to flood event type.....	155
Table 4.1. Parameters used to calibrate discharge and sediments at the Muxika station.	173
Table 4.2. Summary efficiency criteria obtained.....	174
Table 4.3. Occurrence of flood events during 2009-2012.	179
Tabla 4.4. Tasa de exportación observada y simulada de metales en fase particulada durante el periodo 2001-2012.....	183
Table 5.1. Reclassification of land use for the Oka River catchment.....	197
Table 5.2. DSST on climatic data.	198
Table 5.3. General Circulation Models, institution, country, downscaling method and Representative Concentration Pathways.	203
Table 5.4. Efficiency criteria obtained in calibration and validation for the two climatic DSSTs.	205
Table 5.5. Average annual evapotranspiration for Oka catchment under climate change and forest clearcut.....	207

ABREVIATURAS

Abreviatura	Definición	Correspondencia al inglés
ACP:	Análisis de Componentes Principales	PCA
AEMET:	Agencia Estatal de Meteorología	
AR5:	Quinto informe de evaluación de cambio climático	
CMCC:	Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático	
CMIP5:	Coupled Model Intercomparison Project Phase 5	
COD:	Carbono Orgánico Disuelto	DOC
COP:	Carbono Orgánico Particulado	POC
COT:	Carbono Orgánico Total	TOC
DMA:	Directiva Marco del Agua	
DH:	Demarcación Hidrográfica	
ETP:	Evapotranspiración potencial	
GEI:	Gases de Efecto Invernadero	
IPCC:	Panel Intergubernamental de Cambio Climático	
K_D :	Coeficiente de partición	
NC:	Número de curva	CN
MDE:	Modelo Digital de Elevación	DEM
MGC:	Modelos Generales de Circulación	GCM
MCR:	Modelos Climáticos Regionales	
MPS:	Materia Particulada en Suspensión	SPM
MUSLE:	Modified Universal Soil Loss Equation	
PH:	Plan Hidrológico	
RCP:	Representative Concentration Pathways	
SIG:	Sistemas de Información Geográfica	
SWAT:	Soil and Water Assessment Tool	
U.H.O:	Unidad Hidrológica Oka	
UNT:	Nephelometric Turbidity Unit	NTU
URA:	Uraren euskal agentzia/Agencia Vasca del Agua	
URH:	Unidades de Respuesta Hidrológica	HRU
USLE:	Universal Soil Loss Equation	

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

Este capítulo contiene una introducción a los ejes temáticos tratados en esta tesis como lo son las crecidas, contaminación de aguas superficiales por metales pesados, dinámica del carbono orgánico, modelización hidrológica, cambio climático y usos del suelo. Se hace una descripción de los trabajos previos realizados en la cuenca con relación a los temas de estudio. Finalmente, se reseñan los objetivos y se detalla la estructura de la presente memoria.

- 1.1. Marco teórico
- 1.2. Antecedentes
- 1.3. Objetivos y estructura de la memoria
- 1.4. Referencias

1.1. MARCO TEÓRICO

1.1.1. LAS CRECIDAS

Una cuenca es la unidad geográfica natural ideal para comprender el comportamiento hidrológico y la dinámica de contaminantes en un territorio, así como para la gestión del medio natural (Chow et al., 1998). Sin embargo, es ampliamente reconocida la complejidad del estudio a escala de cuenca a causa del elevado número de factores y procesos que actúan simultánea y sucesivamente en la movilización, transferencia y almacenamiento de sedimentos y contaminantes a dicha escala. Entre los principales factores se citan: el tamaño de la cuenca, la climatología, la geología, los tipos de suelos, los usos del suelo y la topografía (Steegeen et al., 2001). Además, en las cuencas agroforestales las prácticas agrícolas y silvícolas, la distribución y extensión de áreas ribereñas también son factores a tener en cuenta.

Debido a que los procesos que actúan a escala de cuenca están ligados entre sí, no es conveniente tratarlos de manera independiente. Por ello más que hablar de un manejo del suelo o del agua, es más adecuado tratar los procesos con un enfoque de manejo integrado de cuencas (MA, 2003). En este contexto, el estudio del efecto de las crecidas en el transporte de material particulado y contaminantes asociados es una herramienta útil para comprender la complejidad de los procesos hidrológicos a escala de cuenca.

Una crecida o avenida de un río es un proceso natural, sin periodicidad y de grandes consecuencias ambientales, constituido por un incremento importante y repentino de caudal en un sistema fluvial. Lleva consigo un ascenso del nivel de la corriente que puede desbordar el cauce para ocupar progresivamente la planicie de inundación, hasta alcanzar un caudal punta y descender a continuación (Ollero-Ojeda, 1996). Este comportamiento hidrológico genera consecuencias ambientales muy diferentes a las de épocas de aguas bajas, ya que se superan umbrales de resistencia en el sistema fluvial y se aceleran los procesos de erosión, transporte y sedimentación en la evolución ambiental de la cuenca.

El agua de lluvia que alcanza la superficie del suelo y que no queda retenida en el suelo se desplaza por diferentes rutas y a distintas velocidades hasta alcanzar la red de drenaje, en un proceso denominado escorrentía. La escorrentía es la parte de la precipitación que llega a alimentar las corrientes superficiales de una cuenca. El término escorrentía se refiere a la circulación de agua producida en un cauce superficial. La condición hídrica de los suelos condiciona la respuesta hidrológica frente a un evento

pluviométrico. Para una precipitación determina, cuanto más húmedo sea el estado inicial de la cuenca, existe mayor susceptibilidad a generar altas cantidades de escorrentía que desencadenen un evento de crecida.

Entre los factores de intensificación o atenuación que intervienen en la evolución espacio-temporal del evento de crecida se encuentran (Ollero-Ojeda, 1997):

- ★ Las condiciones climáticas e hidrológicas previas registradas en toda la cuenca.
- ★ Las características físicas de la cuenca: topografía, superficie drenada, litología (permeabilidad), densidad y naturaleza de la cubierta vegetal (intercepción), usos del suelo (urbanización, deforestación, incendios forestales, áreas puestas en riego), capacidad del suelo y subsuelo para retener agua (infiltración), recarga y descarga de acuíferos, presencia de infraestructuras, entre otros.
- ★ La densidad y jerarquización de la red de drenaje. Las características morfométricas son decisivas en la predicción. Las crecidas de los colectores provienen de la sincronía de sus principales afluentes.
- ★ Las características de los canales: morfología del lecho fluvial, procesos naturales (deslizamientos, taponamientos), presencia de infraestructuras (puentes, presas). Durante la crecida, los cauces van variando y acomodándose.

1.1.1.1. Caracterización de las crecidas

Desde el punto de vista hidrológico los eventos de crecidas se pueden caracterizar según los siguientes parámetros, que junto con la representación gráfica permiten describir cada evento (Cerro et al., 2013b; Oeurn et al., 2011; Palleiro et al., 2014):

- ★ Precipitación total: precipitación media registrada durante el evento.
- ★ Duración del evento pluviométrico: tiempo que ocupa la precipitación que genera el evento.
- ★ Intensidad máxima de precipitación: valor más elevado de intensidad de precipitación en 10 minutos registrado durante el evento.
- ★ Intensidad media de precipitación: relación entre la precipitación total del evento y su duración.
- ★ Precipitación antecedente: representa la cantidad de precipitación registrada a lo largo de un intervalo de tiempo determinado anterior al desarrollo del evento, tomando siempre como partida el día precedente a la fecha en la que se inicia el evento. Así, se emplea el término PA1d para expresar la cantidad de precipitación registrada 1 día antes de iniciarse el evento, PA3d hace referencia a la recogida durante los tres días

anteriores, PA5d extiende el intervalo de tiempo hasta los 5 días, y lo mismo ocurre con PA7d y PA15d, para llegar finalmente a PA21d, que representa la cantidad de precipitación registrada a lo largo de los 21 días que preceden al que marca el inicio del evento.

★ Caudal: viene definido por el volumen de agua que pasa a través de la sección transversal de un río por unidad de tiempo. Se divide en caudal de base (se refiere al caudal al inicio de la crecida), caudal pico (se refiere al caudal más elevado registrado durante la crecida) y caudal medio.

★ Relación caudal pico-caudal inicial: cociente entre el caudal máximo y el caudal base.

Adicionalmente al estudio de las variables hidrológicas es útil incluir datos sobre la calidad del agua, como concentraciones y carga de sólidos en suspensión, metales pesados, carbono orgánico, nitratos, pesticidas, entre otros. En momentos de alto caudal, las escorrentías influyen en las concentraciones y carga de contaminantes en los ríos (Cerro et al., 2013b; Oeurgn et al., 2011; Palleiro et al., 2014).

La concentración de contaminantes tiene gran importancia ecológica. En algunos casos interesa también la carga que transporta el río, definiendo ésta como la masa total por unidad de tiempo, que es función del caudal y de la concentración. Para prevenir impactos y proteger la calidad del agua superficial es esencial conocer las concentraciones y los flujos de materiales transportados por los ríos, así como los procesos que originan dichas cargas.

Para el análisis de las crecidas también se recurre a la separación del hidrograma (Cerro, 2013a; Palleriro et al., 2014). El hidrograma es una representación gráfica de las variaciones de caudal con respecto al tiempo y responde en función de las aportaciones de caudal. Su estudio permite la obtención de una serie de variables que caracterizan cada crecida y cuyo análisis ayuda a interpretar el comportamiento hidrológico de una cuenca. El hidrograma se puede separa en flujo superficial y flujo subterráneo. El flujo superficial hace referencia a la escorrentía directa, mientras que el flujo subterráneo representa la parte de agua que percola hacia niveles más profundos del suelo para alcanzar a la corriente de agua subterránea, siendo por tanto este componente el que mantiene el caudal en ausencia de precipitación.

1.1.1.2. Tipos de crecidas

Las inundaciones pueden clasificarse como repentinas o súbitas y como lentas o progresivas. Las inundaciones súbitas o repentinas se producen generalmente en cuencas con fuerte pendiente por la presencia de grandes cantidades de agua en muy corto tiempo. Son causadas por fuertes lluvias. Pueden desarrollarse en minutos u horas, según la intensidad y la duración de la lluvia, la topografía, las condiciones del suelo y la cobertura vegetal. Por otra parte, las inundaciones lentas o progresivas se producen sobre terrenos planos que desaguan muy lentamente y cercanos a las riberas de los ríos o donde las lluvias son frecuentes o torrenciales. Muchas de ellas son parte del comportamiento normal de los ríos, es decir, de su régimen de aguas, ya que es habitual que en invierno aumente la cantidad de agua e inunde los terrenos cercanos a la orilla.

Adicionalmente, las crecidas pueden ser clasificadas de acuerdo a sus características pluviométricas e hidrológicas. Palleiro et al. (2014) identificó tres tipos de crecidas tomando en cuenta variables relacionadas con las condiciones que las producen (características de la precipitación y del caudal). Las de tipo 1 fueron de gran magnitud, generados por lluvias elevadas y condiciones antecedentes muy húmedas. Con una rápida curva ascendente en el hidrograma, un marcado caudal punta e inmediatamente después del pico presenta una prolongada curva de recesión. El tipo 2 describe una respuesta hidrológica moderada, comprende eventos generados por precipitaciones menores que el tipo anterior cuando la cuenca se encuentra bastante húmeda, lo cual resulta en altas escorrentías. Finalmente, los eventos de tipo 3 se caracterizan por bajos valores de lluvia antecedente y precipitación. Del análisis de los hidrogramas, independientemente de la magnitud de los eventos, se deduce un ascenso moderado y un descenso prolongado, sugiriendo un dominio del flujo subperiférico sobre la escorrentía directa.

La mayor parte de los sólidos en suspensión, carbono orgánico y metales se exportan en un corto periodo de tiempo a causa de la duración de los eventos de crecida (Cerro et al., 2013b; Oeurn et al., 2011; Palleiro et al., 2014). La última autora concluye que la exportación de la materia en suspensión y metales particulados están más relacionados con las variables hidrológicas que con las características de la lluvia.

1.1.1.3. Consecuencias de las crecidas

Entre las principales consecuencias de una crecida se mencionan:

- ★ Movilización de grandes cantidades de materiales sólidos desde la cabecera de la cuenca. La carga sólida y de contaminantes asociados forma parte de los outputs de la crecida, dificulta la circulación del caudal líquido (turbidez) e incrementa el poder erosivo de la corriente.

- ★ Durante las crecidas se pueden presentar importantes y rápidos aumentos en la concentración de algunos contaminantes en el agua que contribuyen a la degradación de su calidad (Rodríguez-Blanco et al., 2010; Oeurgn et al., 2011; Palleiro et al., 2014). Lo anterior puede ocurrir como consecuencia de la resuspensión de sedimentos, especialmente en crecidas de gran intensidad, en las cuales se producen complejas interacciones entre propiedades de los suelos, uso y manejo del suelo, condiciones de humedad antecedente y características de la lluvia.

- ★ Aceleración en los cauces de los procesos de erosión, transporte y sedimentación. Predominan los procesos de erosión, tanto en las orillas como en el fondo del lecho, durante el ascenso y punta de las aguas, conforme aumenta la profundidad de la corriente, pero con el descenso, cuando su velocidad y profundidad disminuyen, se depositan los materiales (sedimentación diferencial) con un balance final muy similar al inicial.

Además de las consecuencias arriba mencionadas, las crecidas también afectan la calidad físico-química del agua de los ríos. Diversos estudios han identificado dos periodos del año en los cuales las características físico-químicas del agua varían de manera considerable: el periodo en el que el caudal presenta niveles basales y el periodo de crecidas en el caudal (Morais et al., 2004).

En el periodo de caudal basal, la capacidad de dilución del río disminuye, por lo que la concentración de diversos elementos se incrementa. Los componentes que se incrementan en época de caudal basal son aquellos que se generan por procesos físico-químicos producidos en el propio cauce, así como aquéllos cuyo origen principal son los efluentes de origen humano (vertidos puntuales urbanos e industriales).

Durante el periodo de crecidas la capacidad de dilución del caudal incrementa, generando una homogeneización de las características físico-químicas del agua a lo largo de todo el eje fluvial. Las primeras lluvias fuertes acontecidas tras el periodo de sequía generan un importante lavado de la cuenca, por el cual diversos elementos acumulados se incorporan de manera difusa al ecosistema fluvial. Así, el agua de

escorrentía que llega a los cauces tras lavar la cuenca suele presentar elevados niveles de turbidez que se incrementen notablemente durante los primeros meses del periodo de lluvias y crecidas. Este patrón aparece atenuado en cuencas que conservan una masa forestal bien estructurada y un bosque de ribera bien conservado, debido a la gran capacidad que muestra la vegetación forestal y herbácea para evitar la erosión de la cuenca y reducir los valores de turbidez en el agua.

1.1.2. METALES PESADOS

1.1.2.1. Contaminación de aguas superficiales por metales pesados

Se entiende por contaminación la introducción directa o indirecta, como consecuencia de la actividad humana, de sustancias o energía en la atmósfera, el agua o el suelo, que puedan ser perjudiciales para la salud humana o para la calidad de los ecosistemas acuáticos y terrestres (Directiva Marco del Agua). Según la Organización Mundial de la Salud, el agua está contaminada cuando su composición se haya modificado de modo que no reúna las condiciones necesarias para el uso al que se le hubiera destinado en su estado natural.

En el ambiente, los contaminantes pueden ser i) de naturaleza física, caracterizados por un intercambio de energía (p.e. radiación) entre la fuente y el receptor, ii) de naturaleza biológica, cuando son organismos vivos, la mayoría microorganismos como bacterias, virus, u hongos y iii) de naturaleza química, cuando se trata de sustancias orgánicas, inorgánicas, naturales o sintéticas en cualquier estado físico. La presente Tesis está centrada en principalmente en los contaminantes químicos.

La contaminación acuática puede ser puntual (en el caso de que se produzca por un foco emisor determinado e identificable afectando a una zona concreta) o difusa (cuando el origen no está claramente definido y se ven afectadas zonas amplias en las que coexisten múltiples focos de emisión). En sentido general, se pueden considerar como principales fuentes de contaminación del medio hídrico, las aguas residuales urbanas, las industriales, las agrícolas y ganaderas, y la atmósfera.

De los diferentes contaminantes presentes en la hidrosfera, especial atención se debe prestar al grupo de metales pesados. La denominación de *metal pesado* se utiliza como sinónimo de contaminante inorgánico o elemento traza potencialmente tóxico. Se considera metal pesado aquel elemento con una densidad igual o superior a 5 g cm^{-3} cuando está en forma elemental o cuyo número atómico es superior a 20. Su presencia

en la corteza terrestre es inferior a 0.1% y no representan el 0.6% del total de elementos químicos (Baize, 1997).

Los metales pesados pueden clasificarse en dos grupos: i) esenciales u oligoelementos son aquellos elementos necesarios para que los organismos vivos completen su ciclo vital, siendo requeridos en pequeñas cantidades y que pasado un cierto umbral pueden ser tóxicos (Zn, Cu, Ni, Co, Se, Mo, Fe, Mn y Cr), y ii) metales sin función biológica conocida y son tóxicos incluso en bajas concentraciones debido a su capacidad para combinarse con una gran variedad de biomoléculas (Pb, Hg, Cd, As y Cr).

Los metales pesados presentan cinco aspectos fundamentales que los caracterizan y diferencian de otros elementos y compuestos químicos (Fairbrother et al., 2007):

- ★ Son constituyentes naturales del medio y su concentración varía según el área geográfica donde se encuentren.

- ★ Todos los ecosistemas contienen mezclas naturales de metales y éstos entran en la naturaleza en forma de mezclas, con lo que se debe prestar especial atención a los efectos sinérgicos, antagónicos o aditivos que pueden presentar.

- ★ Algunos metales son esenciales para la salud humana, de animales, plantas y microorganismos. Tanto si existen deficiencias como excesos en organismos se pueden producir efectos adversos nutricionales.

- ★ La química de los metales influye notablemente en su destino y en los efectos que pueden causar en humanos y demás receptores ecológicos. A diferencia de los contaminantes orgánicos, los metales no se crean ni se destruyen mediante procesos químicos o biológicos. Sin embargo, estos procesos pueden transformar los metales modificando su estado de oxidación o convirtiéndolos en compuestos o derivados orgánicos o inorgánicos.

- ★ La toxicocinética y la toxicodinámica de los metales dependen del metal, de la forma del metal o del compuesto metálico y la capacidad del organismo de regular y/o acumular el metal. Son contaminantes biodisponibles para los organismos vivos, se bioacumulan en éstos y pueden sufrir procesos de biomagnificación a través de la cadena trófica.

1.1.2.2. Toxicidad de los metales pesados

Los metales pueden ser liberados al ambiente en cantidades suficientes como para constituir un riesgo para la salud humana. Estos elementos se enlazan fácilmente con el

material particulado, y de esta forma son relativamente menos tóxicos, pero cambios en el tiempo o en las condiciones del medio u otros factores ambientales pueden provocar la movilización de los mismos aumentando su disponibilidad y toxicidad (Namiesnik y Szefer., 2010).

Debido a su alto grado de persistencia en el medio, su tendencia a la bioacumulación en la cadena trófica y, en ciertos casos, a su elevada toxicidad incluso a bajas concentraciones, los metales pesados son considerados uno de los grupos de contaminantes ambientales más peligrosos y por lo tanto, constituyen un riesgo importante para los seres vivos.

En el pasado la importancia de los metales pesados en el ambiente estaba relacionada con la concentración total en agua, aire y suelos. Sin embargo, la concentración total de un metal no es un buen indicador de sus efectos en el medio y la biota (Calace et al., 2006), En los ecosistemas acuáticos se emplean frecuentemente ciertos términos que permiten describir la conducta de los contaminantes en relación con los sistemas biológicos acuáticos. Estos términos se definen como (Nordberg et al., 2009):

Bioacumulación: Aumento progresivo de la cantidad de sustancia en un organismo o parte de él, como consecuencia de que el ritmo de absorción supera la capacidad del organismo para eliminar la sustancia.

Biomagnificación: Secuencia de procesos por los cuales la concentración de una sustancia se ve incrementada en los organismos situados en niveles superiores de la cadena trófica con respecto a la del organismo que se encuentra en niveles inferiores.

Bioconcentración: Proceso por el cual la concentración de una sustancia en un organismo aumenta con respecto a la que tiene en el ambiente al que está expuesto.

Biodisponibilidad: Grado de absorción de una sustancia por un organismo vivo. En general se considera que las especies metálicas disueltas son las más biodisponibles.

1.1.2.3. Origen de los metales pesados en los ecosistemas acuáticos

Los metales pesados en el medio pueden tener distintas fuentes: un origen natural cuando proceden del material originario o un origen antropogénico cuando provienen de actividades humanas contaminantes (Bradl, 2005).

La corteza terrestre (suelos y rocas) es la principal fuente de los elementos traza naturales en los sistemas ambientales, geológicos, biológicos y marinos. Los metales pesados contenidos en las redes de los minerales son liberados a través de la

meteorización, el cual consiste en un desgaste geológico que conlleva procesos sinérgicos de desgaste mecánico y químico. Cuanto menores sean los fragmentos, mayor es la superficie disponible para el ataque químico y cuanto más débiles sean los trozos más susceptibles son a la quiebra. La alteración química se lleva a cabo a partir de reacciones químicas donde interviene el agua, responsable en gran parte de la liberación de elementos metálicos. Es decir, el agua también es una fuente significativa de metales pesados; mediante los procesos erosión, lixiviación, disolución, hidratación y carbonatación de ciertos materiales, el agua moviliza y distribuye los metales pesados, tanto en forma particulada como disuelta.

Existen otras reacciones como la acción de las sustancias orgánicas producto de la descomposición de los residuos vegetales que cubren la superficie del suelo, lo cual puede acidificar las aguas y actuar sobre la descomposición de las rocas (Duchaufour, 2000).

Otras fuentes naturales de metales pesados en el ambiente ocurren a través de los aportes atmosféricos, como las erupciones volcánicas, las cenizas volantes por acción del viento e incendios; las dos últimas pueden verse acentuadas por la acción del ser humano. Entre los metales emitidos por los volcanes, el Zn y Cu son los más abundantes. La acción del viento se abre paso a la superficie terrestre y océanos mediante la turbulencia con entrada vertical de partículas, lo cual asegura la dilución y transferencia de contaminantes, a menudo asociados a partículas finas, dentro de la atmósfera y también a miles de kilómetros conduciendo así a la contaminación transfronteriza. El viento es responsable de más del 50% de las emisiones naturales de Cr, Mn y más de 20% de movilización de Cd, Hg, As, Cr, Cu, Ni, Pb y Sb en la atmósfera.

El contenido de metales pesados en el ambiente puede ser incrementado por las actividades humanas, en la figura 1.1 se resumen las principales fuentes antropogénicas de metales:

Extracción de minerales	<ul style="list-style-type: none"> • Constituye una fuente importante de emisión de As, Cd, Cu, Ni, Pb y Zn, tanto por su presencia en las minas como en los subproductos de la explotación minera.
Fundición	<ul style="list-style-type: none"> • El proceso del mineral para obtener el metal es una fuente de emisión de metales, principalmente a la atmósfera en forma de partículas sólidas. Esta fuente es relevante para los metales más volátiles como As, Cd, Pb.
Industria metalúrgica	<ul style="list-style-type: none"> • Este tipo de industria emite metales en forma de partículas de aerosol a causa del procesado térmico de metales. Además, se genera gran cantidad de residuos sólidos con un alto contenido en diversos metales como Cr, Cu, Mn, Pb, Sn y Zn.
Gestión de residuos	<ul style="list-style-type: none"> • La incineración de residuos urbanos, los lixiviados de los vertederos, así como la eliminación de lodos procedentes de plantas de tratamiento de aguas residuales producen emisiones significativas de Cr, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn.
Corrosión metálica	<ul style="list-style-type: none"> • En el proceso de oxidación/corrosión metálica se liberan al medio elementos metálicos como Fe de materiales de construcción, Cu y Pb de cañerías, Cr, Ni y Co de aceros, Cd y Zn de los recubrimientos protectores del acero y Cr y Pb de la degradación de pinturas.
Agricultura y ganadería	<ul style="list-style-type: none"> • Estas actividades son responsables de emisiones de metales como Cu y Zn que se añaden al alimento de diferentes animales de granja y emergen en los residuos generados por la explotación animal. Además, el uso de pesticidas y fertilizantes es también una fuente de metales pesados puesto que contienen elementos metálicos en su composición.
Industria forestal y maderera	<ul style="list-style-type: none"> • Para la preservación de diversos materiales en este tipo de industria se suelen utilizar As, Cr y Cu que posteriormente pueden ser liberados al ambiente.
Vertidos puntuales	<ul style="list-style-type: none"> • Se dan a escala industrial o doméstica. En la industria, el agua desempeña múltiples funciones, entre ellas la evacuación de desechos industriales que son vertidos a los ríos, muchas veces sin un tratamiento previo. Los desechos líquidos domésticos contienen, entre otros, metales pesados cuyo contenido varía según el lugar y la estación.
Quema de combustibles fósiles	<ul style="list-style-type: none"> • Metales como Cd, Zn, Ni, Sb, Se, Cu, Mn están presentes en estos combustibles en pequeñas cantidades y con la quema se emiten incorporados en las cenizas de combustión. El Zn se da debido al desgaste de los neumáticos (Adriano, 1986).

Figura 1.1. Fuentes antropogénicas de metales pesados. Fuente: Domènech y Peral, 2006.

Otras industrias relevantes como la electrónica (uso de metales en semiconductores, contactos, circuitos eléctricos y baterías), industrias de recubrimientos metálicos, y la industria química de pinturas, pigmentos, materiales plásticos, catalizadores y electrodos: estas industrias contribuyen sustancialmente a la emisión de metales como Cu, Sn, Cr, Cd, Ni, Hg, Pt, Pd, As, Sb, Se, y Zn.

Los metales pesados contenidos en las partículas de los humos de combustión o emisiones gaseosas industriales pueden alcanzar los cuerpos de agua directamente (precipitación o deposición de partículas) e indirectamente por lixiviación de los terrenos (carreteras, áreas adyacentes donde se produjo de la deposición) debido a la escorrentía superficial de las aguas de tormentas o riegos. Frecuentemente, el agua de escorrentía no está depurada y alcanza rápidamente los cursos fluviales.

La zona objeto de estudio de la presente tesis es una cuenca agro-forestal que a pesar de presentar una baja actividad agrícola y densidad urbana, también carece de vertidos puntuales de aguas residuales. Su principal fuente de metales pesados es la contribución litogénica; sin embargo, aguas debajo de la estación de aforo existe un núcleo industrial dedicado a la fabricación de alimentos, productos básicos de hierro, acero y ferroaleaciones, tratamiento y recubrimiento de metales, curtido y acabado de cuero y pieles, aserrado, transformación y tratamiento de la madera, entre otros, la cual ha generado una presión ambiental sobre la cuenca en los últimos años (URA., 2012). Aunque dichas actividades industriales son llevadas a cabo por pequeñas y medianas empresas constituyen una fuente potencial de contaminación (Irbien y Velasco., 1999).

El origen agrícola de los metales pesados en la cuenca es causado por la lixiviación de los terrenos de cultivos donde se ha producido una acumulación previa debido al uso de pesticidas, fertilizantes y desechos orgánicos utilizados como abono. Los contaminantes de origen ganadero provienen de los desechos de los animales y del lavado de los establos y granjas.

Además, la estación de aforo se encuentra ubicada al lado de la carretera y aunque el plomo ya no es usado como aditivo en la gasolina, gran parte de este metal es todavía almacenado en la superficie y constituye una fuente cuando las partículas del suelo son desprendidas y transportadas con la escorrentía.

1.1.2.4. Distribución biogeoquímica de los metales pesados

Como todos los compuestos químicos de la corteza terrestre, los metales pesados participan en los grandes ciclos biogeoquímicos. Estos ciclos comprenden grandes reservorios como la atmósfera, hidrosfera, litosfera y biosfera. La figura 1.2 ilustra las principales vías involucradas en el transporte y destino químico de los metales, de tal manera que éstos ingresan al medio acuático mediante tres vías:

- ★ La vía atmosférica, se produce debido a la sedimentación de partículas emitidas a la atmósfera por procesos naturales o antropogénicos.
- ★ La vía terrestre, producto de la escorrentía superficial y/o causas naturales como meteorización y lixiviación de rocas.
- ★ La vía directa por vertidos directos de aguas residuales industriales, urbanas y domésticas a los cauces fluviales.

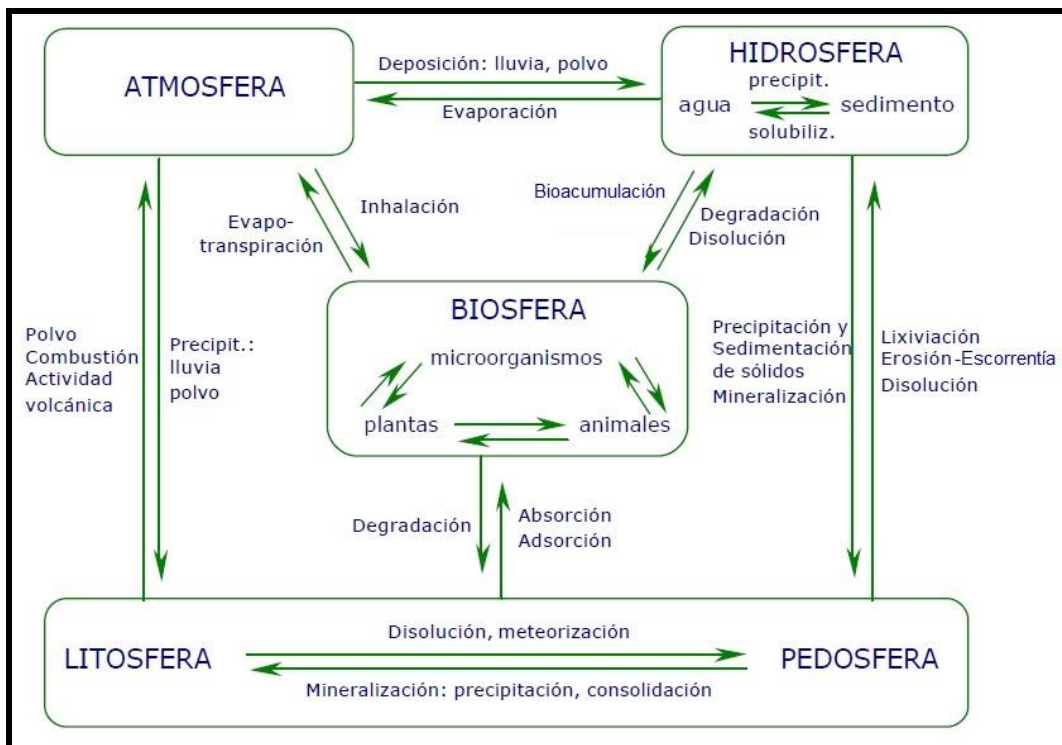


Figura 1.2. Descripción esquemática del ciclo biogeoquímico de los metales pesados en el ambiente. Fuente: Tomado de Rosas, 2001.

1.1.2.5. Compartimentos ambientales de los metales pesados en un sistema acuático

En la figura 1.3 se muestran las principales vías de transferencia de los metales pesados entre los principales compartimentos ambientales de un sistema acuático, entre los que se incluyen el sedimento de fondo, la materia en suspensión, la biota y la columna de agua.

Los metales pesados en las aguas superficiales no están presentes en una forma única, es decir, pueden unirse a moléculas y/o partículas y en consecuencia afectar sus propiedades. La separación de las fases de un metal normalmente se expresa sobre la base de su coeficiente de partición (K_D), el cual es la relación entre la concentración de metal en la fracción particulada y la concentración de metal en la solución.

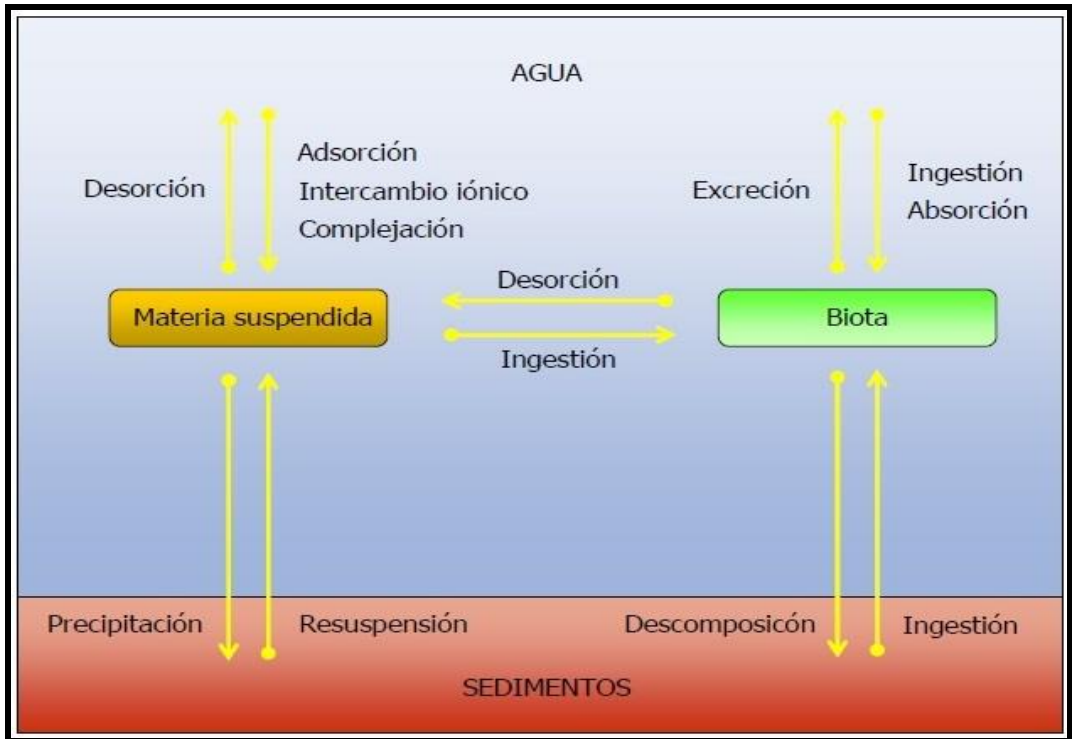


Figura 1.3. Principales interacciones de los metales pesados entre compartimentos.
Fuente: Tomado de Díaz de Alba, 2013.

K_D de un elemento es una representación numérica de un conjunto de factores y procesos que influyen en la fijación del elemento en la fase particulada o disuelta. Los factores más comúnmente identificados incluyen el pH de la solución, la naturaleza de la fase particulada, la naturaleza y concentración del COD y COP o la tendencia del elemento a ser adsorbido.

Los metales son bioacumulables y persistentes, es decir, no pueden ser creados o degradados, ni mediante procesos biológicos ni de forma antropogénica. Una vez que han entrado en los ecosistemas acuáticos se transforman a través de procesos biogeoquímicos y pueden ser transportados en solución o por partículas:

Fase disuelta: En la columna de agua los metales pesados pueden estar como iones libres o complejados con ligandos orgánicos o inorgánicos que influyen en su especiación y en su biodisponibilidad (Di Toro, 2001). La fase disuelta es operacionalmente definida por el tamaño de poro del filtro, comúnmente se utilizan filtros de 0.45 μm , sin embargo, recientemente en evidencia de la importante de las fases coloidales, el corte de 0.22 μm se ha empezado a generalizar.

El efecto toxicológico de los metales depende de la especiación y, específicamente, de la concentración en ion libre. Por el contrario, la separación de la fase disuelta en sub-fases "disuelta verdadera" o coloidal no afecta el transporte de los metales, ya que están sujetos a los mismos fenómenos de transporte físico.

Fase particulada: es la materia recuperada por el filtro. La materia en suspensión que constituye la fase particulada puede transportar los flujos más importantes de metales. La concentración de metales en fase particulada depende de la contaminación del medio, así como de la naturaleza de la materia sólida.

1.1.2.5.a. Metales pesados en la materia particulada en suspensión

Los sedimentos del fondo del cauce de los cursos de agua provienen de la sedimentación de las partículas suspendidas en la columna de agua. Durante la sedimentación, los contaminantes asociados a las partículas en suspensión son transportados y retenidos en los sedimentos del fondo. La capacidad de retención de metales depende de las características físicas y químicas de los sedimentos. Por ejemplo, la presencia de metales en los sedimentos está influenciada por el tamaño de las partículas y por su composición (materia orgánica, carbonato, óxidos de Fe y Mn, minerales primarios y secundarios).

La concentración de metales en la columna de agua es, generalmente, pequeña debido a la baja solubilidad de estos elementos; por el contrario, los metales se acumulan en los sedimentos y en organismos acuáticos alcanzando niveles importantes. Por ello, los sedimentos se consideran sumideros y reservorios de metales pesados en el medio acuático (Ankers et al., 2003).

La materia en suspensión son las partículas finas compuestas por arenas finas, limos, arcillas y materia orgánica. Estas partículas pueden llegar directamente hasta los cuerpos de agua durante las crecidas provenientes de las planicies de inundación y ser depositadas en el lecho acuático en periodo de decrecida.

La re-suspensión es el mecanismo mediante el cual el sedimento del fondo es incorporado a la columna del agua debido a la fuerza del flujo. Este proceso determina en gran medida la concentración del material en suspensión en la columna del agua y la cantidad de sedimento transportado por la corriente. El tipo y cantidad de la materia en suspensión en aguas superficiales depende de la geología, orografía, vegetación y caudal de la zona.

Durante eventos hidrológicos, como crecidas o precipitaciones, la materia en suspensión puede ser uno o dos órdenes de magnitud mayor que durante situaciones de calma. Según Salomons y Brils. (2004), cuando la concentración total de la materia en suspensión excede los 100 mg l^{-1} , más del 90% de los metales pesados en la columna del agua están presentes en fase particulada. Lo anterior significa que la mayoría de los metales son transportados en asociación con la materia en suspensión.

Las partículas gruesas tienden a permanecer en el agua por un tiempo relativamente corto y son transportados en distancias cortas. Las partículas finas, las cuales frecuentemente están asociadas a los metales pesados (Salomons, 1995), una vez suspendidas tienden a permanecer en suspensión por largos periodos y a recorrer extensas distancias. Las partículas finas tienen una elevada área superficial con relación a su volumen, y por consiguiente, pueden retener altas concentraciones de metales (Horowitz, 1991). El área superficial específica es dependiente de los parámetros granulométricos y composición mineral.

1.1.2.6. Movilización de los metales pesados en sistemas acuáticos: factores y procesos

El término movilización se refiere a la velocidad con la que un contaminante se distribuye en un medio y viene determinada por la transferencia de una sustancia de un medio a otro (Förstner y Wittman, 1983), la movilidad regula la distribución del contaminante, y por tanto, su transporte a otros sistemas (Cerro, 2013a; Martínez-Santos et al., 2014; Montoya, 2013; Rodríguez-Blanco et al., 2010).

La movilización y distribución de los metales pesados en los sistemas acuáticos son dependientes de factores y procesos físicos, químicos y biológicos (Horowitz, 1991; Owens y Xu, 2011; Schaller et al, 2011). Entre los procesos más importantes que regulan la movilización de los metales pesados se incluye la precipitación, complejación, adsorción y solubilización (Salomons y Förstner, 1980). Los procesos anteriormente mencionados se ven afectados por muchos factores entre los cuales el pH, las condiciones redox y la concentración de ligandos orgánicos han sido considerados los más importantes:

pH: es un parámetro que controla los procesos de adsorción/desorción y precipitación/solubilización. El pH del agua puede ser alterado de forma natural (fotosíntesis y respiración microbiana) o artificial (vertidos industriales). Cambios en el pH pueden causar la remobilización de los metales en las partículas de varias maneras.

El descenso del pH causa una liberación significativa de metales. En sistemas acuáticos, los metales tienden a desorber/disolverse de las partículas con un descenso del pH, por el contrario, con un aumento del pH tienden a adsorber/precipitarse en el material sólido (Calmano, 1994). A pH bajos, la carga superficial negativa de la materia orgánica, arcillas y óxidos de Fe y Al es reducida, así los carbonatos y sulfuros llegan a ser más solubles.

Potencial de óxido-reducción (Redox): los cambios en las condiciones redox son causados por crecidas, exceso de materia orgánica o actividad biológica debido a un aumento de nutrientes o temperatura. Bajo condiciones oxidantes se favorece la adsorción de los metales, mientras que las condiciones reductoras aumenta la solubilización de los ligandos (Miao et al., 2006; Salomons & Brils, 2004) y los metales son retirados del medio acuoso como minerales de sulfuro.

La materia orgánica tiene un efecto catalizador de bacterias ocasionando condiciones reductoras. En ecosistemas acuáticos, las bacterias para su crecimiento y reproducción favorecen la oxidación de la materia orgánica, dando lugar a una serie de reacciones reductoras incluyendo la disolución de óxidos de Fe y Mn que pueden precipitar con los sulfuros o carbonatos (Sigg et al., 2006). Para estos minerales reducidos, cuando las condiciones se vuelven oxidantes el Fe (II) y Mn (II) son re-oxidados y, consecuentemente, re-precipitados en forma de óxidos de Fe (III) o Mn (III/IV).

Materia orgánica: la descomposición de la vegetación causa acumulación de la hojarasca en la planicie de inundación; esta materia orgánica contribuye a la retención de los metales, ya sea por formación de complejos, adsorción o quelación (Du Laing et al., 2009). La mayoría de la materia orgánica en el agua está presente como COD, el cual está compuesto por grupos funcionales que forman complejos estables con metales. El efecto de la materia orgánica puede suponer un aumento o descenso en la movilidad del metal. La presencia de COD favorece la complejación de los metales y aumenta la fracción disuelta de los metales (Salomons, 1995). La materia orgánica puede reducir la biodisponibilidad de metales, ya que constituye una fuente de alimento para microorganismos que actúan como catalizadores en las reacciones redox.

Carbonatos: son un adsorbente importante para muchos metales cuando hay una reducción de los óxidos de Fe y Mn y de materia orgánica. Son influenciados por cambios en el pH, lo cual puede generar la removilización de metales si las condiciones del medio acuático son ácidas o formar precipitados de metales. Además, juegan un

papel significativo en los sedimentos, ya que además de controlar el pH (es decir, actúan como tampón contra los descensos del pH), tienen superficies en las cuales se fijan los metales.

Óxidos e hidróxidos de Fe y Mn: son potentes ligandos de los metales pesados y muy sensibles a cambios del potencial redox. En condiciones oxidantes el Fe y Mn pueden precipitar como (hidro)óxidos de Fe y Mn, que son estructuras cristalinas más estables capaces de inmovilizar metales. Dichos (hidro)óxidos poseen una alta capacidad de adsorción, por lo que una gran cantidad de metales pueden unirse a tales compuestos y co-precipitar. Por otra parte, en función del pH del medio, los óxidos e hidróxidos reaccionan como ácidos o bases débiles (Sigg et al., 2006) ocasionando reacciones de sustitución en el ion metálico y los protones en la superficie de las partículas.

Otros factores como la salinidad, la capacidad de intercambio catiónico y la vegetación pueden afectar la movilidad de los metales pesados (Du Laing et., 2009).

1.1.3. CARBONO ORGÁNICO DISUELTO Y PARTICULADO

La materia orgánica del suelo es un conjunto de residuos orgánicos de origen animal y vegetal que puede encontrarse en diferentes etapas de descomposición y se acumula tanto en la superficie como dentro del perfil del suelo (Galantini et al., 2008). La cantidad y distribución dependen de factores como el tipo de suelo, las prácticas agrícolas y las condiciones climáticas. La materia orgánica es importante para mantener la salud del suelo. Generalmente, el nivel de materia orgánica es mayor en la capa superficial del suelo y disminuye con la profundidad (Lopez-Carratalá, 2014). La figura 1.4 resume las funciones de la materia orgánica en el suelo.

El carbono orgánico es el principal componente de la materia del suelo, además compuestos orgánicos como oxígeno, hidrógeno, nitrógeno, fósforo, azufre. El carbono orgánico puede ser clasificado en función del tamaño de las partículas, dando lugar al carbono orgánico particulado y carbono orgánico disuelto, éste último se refiere a la materia con un tamaño menor a 0.45 μm (Gimbert et al., 2007).

El COD está compuesto básicamente por dos tipos de sustancias: i) sustancias no-húmicas como carbohidratos, proteínas, pigmentos y otros compuestos de bajo peso molecular lábiles y fácilmente transformables (Schnitzer, 1991) y ii) sustancias húmicas predominantes en las aguas y con un peso molecular mayor. Formadas como resultado de la actividad microbiana en los procesos de desintegración de material vegetal y

animal y son más persistentes que las sustancias no-húmicas. En cuencas forestales, la mayor parte del COD fluye aguas abajo a través de flujo dinámico del subsuelo. El COD de origen terrestre se obtiene cuando la precipitación lixivia entre la vegetación (Raymon et al., 2005), se infiltra en el suelo del bosque o en los horizontes orgánicos del suelo lavando la materia orgánica soluble de los detritos, raíces y hojarasca y por descomposición microbiana que produce metabolitos lixiviables.

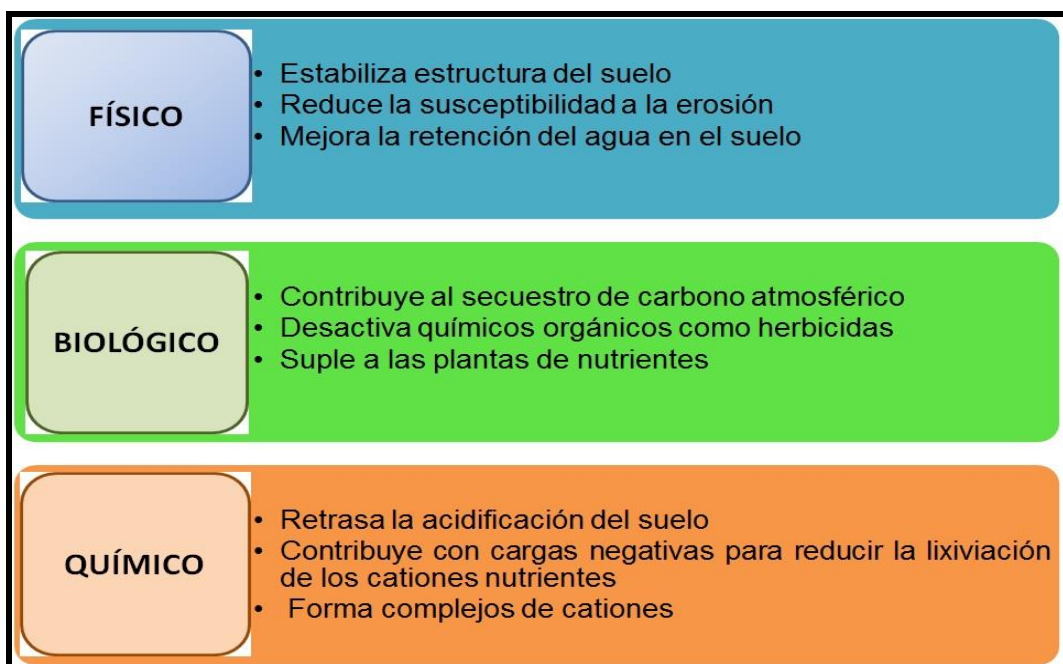


Figura 1.4. Funciones de la materia orgánica en el suelo. Fuente: www.boprc.govt.nz.

El COP proviene fundamentalmente de la hojarasca depositada en los suelos o cauces (material détrico), del carbono adherido a los sedimentos, que a mayor proporción de fracción arcillosa mayor es su contenido, y también a la producción de fitoplancton, el cual tiene especial relevancia en época de estiaje. La deposición de hojarasca, de residuos vegetales y su permanencia en la superficie del suelo trae consigo una acumulación de COP, especialmente en las capas más superficiales. La tasa de transporte del COP desde la cuenca está determinada por el tipo de suelo, usos del suelo, topografía, hidrología y vegetación (Ford, 2011).

El COT consiste en la sumatoria del COD y COP (Benner, 2002). Las fuentes del carbono orgánico total incluyen material autóctono y alóctono. En el primero de los casos puede provenir directamente de la fotosíntesis de las plantas o indirectamente de la materia orgánica terrestre. Una entrada de carbono a través del terreno o fuente

alóctona usualmente es mayor en cantidad a una entrada de carbono orgánico generado por las plantas acuáticas dentro del cauce del río. La medición del carbono orgánico total no sólo es un factor importante en la calidad del agua de las corrientes, sino también un indicador de contaminación orgánica (Ni et al., 2008). COD y POC pueden actuar como complejantes de metales pesados afectando su solubilidad y transporte. La movilidad de metales como Al, Fe y Cu disminuye a menor concentración de COD (Nierop et al., 2002)

La mayor fuente de carbono orgánico (COD y COP) la constituye la biosfera terrestre. Este depósito de carbono consiste en biomasa viva, biomasa muerta (hojarasca) y carbono orgánico del suelo resultado de la hojarasca. La figura 1.5 esquematiza los compartimentos de carbono en un ecosistema terrestre:

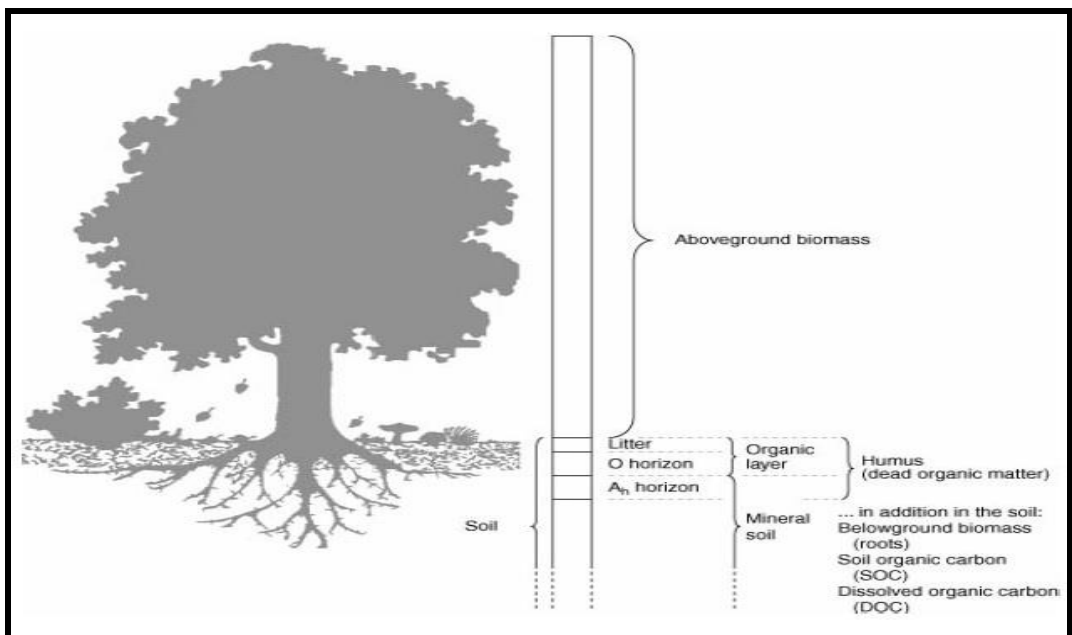


Figura 1.5. Compartimentos de carbono en un ecosistema terrestre (dinámica del carbono). Fuente: WBGU, 1998.

Actividades antropogénicas como la deforestación regulan en gran manera el transporte, concentración y variaciones temporales del carbono orgánico (Balakrishna et al., 2005). Los flujos de carbono orgánico aumentan en respuesta a la deforestación. La remoción de la vegetación reduce la cantidad de materia orgánica y la transpiración vegetal potencial, esto afecta las entradas de COP y COD y hace que exista más agua disponible para escorrentía.

Una de las diferentes formas en las que el carbono se moviliza es asociado al sedimento. La erosión reduce el total de carbono en el suelo, favoreciendo su degradación y reduciendo su productividad mediante la remoción y deposición de los sedimentos ricos en carbono. La erosión hídrica juega pues un papel importante en la redistribución del carbono por la superficie terrestre, así como en su traslado hacia los ecosistemas acuáticos (Jacinthe et al., 2004). Los procesos erosivos que se producen a escala de cuenca no son comparables a los que se producen a escala de parcela. A escala de cuenca se puede encontrar un amplio rango de pendientes en el terreno que, en función de su clasificación pueden favorecer o dificultar la escorrentía y el consiguiente depósito de sedimentos ricos en carbono.

Los eventos de precipitación juegan un papel muy importante en la exportación de carbono orgánico en cuencas. Las concentraciones de COP y COD aumentan con la descarga de un evento de precipitación, especialmente si son de alta intensidad los cuales tienen suficiente energía para arrancar y transportar partículas donde los nutrientes están unidos. Las condiciones antecedentes de humedad, la intensidad de la precipitación y la estacionalidad pueden conllevar a cambios en la concentración de materia orgánica particulada y disuelta durante los eventos de precipitación. Strickland et al. (2005) encontró mayores picos de carbono y tasas de enriquecimiento durante la primera mitad de un evento de intensidad variable que durante eventos de intensidad constante. Jin et al. (2009) observó que conforme pasa el tiempo en un evento los sedimentos están menos enriquecidos en carbono orgánico dado que los agregados más finos y ricos en carbono orgánico se movilizan al principio del evento. Por otra parte, Oeurng et al. (2011) determina que la precipitación total, la descarga y el producción total de agua durante las crecidas son factores que controlan el transporte de COP y COD. De tal manera, se pone de manifiesto la importancia de tormentas cortas y de alta intensidad en las cuales se moviliza el carbono asociado con los sedimentos.

1.1.4. MODELIZACIÓN HIDROLÓGICA

Un modelo puede definirse, según Anderson y Woessner. (1992) como una representación simplificada de un sistema real complejo llamado prototipo, bajo forma física o matemática. De manera matemática, el sistema real está representado por una expresión analítica.

En un modelo hidrológico, el sistema físico real que generalmente se representa es la cuenca hidrográfica y cada uno de los componentes del ciclo hidrológico. De esta

manera un modelo matemático ayuda a tomar decisiones en materia de hidrología, por lo que es necesario tener conocimiento de entradas y salidas del sistema para verificar si el modelo es representativo del prototipo.

La salida de los modelos hidrológicos varía dependiendo de las metas y objetivos del modelo. Algunos modelos se utilizan para predecir los totales mensuales de escorrentía, mientras que otros están diseñados para ver a las tormentas individuales. Un sistema hidrológico engloba un conjunto de procesos físicos, químicos y biológicos que actúan sobre unas variables de entrada convirtiéndolas en otras variables de salida.

La importancia de los modelos radica, entre otros aspectos, en la predicción de fenómenos a largo plazo en un tiempo relativamente corto, también permiten obtener relaciones de causa-efecto, sin haber realizado cambios en los sistemas reales, (Benavides, 1998).

En la actualidad los modelos de simulación hidrológica son una herramienta frecuentemente utilizada para la planificación del uso del suelo y ordenamiento territorial en cuencas hidrográficas, permitiendo analizar su respuesta a diferentes alternativas de manejo (Oñate et al., 2007). Los modelos hidrológicos se conforman de varios elementos:

Parámetros son los valores que caracterizan el sistema y se asumen constantes (conductividad hidráulica saturada o velocidad de infiltración). Con base en los conocimientos del medio estudiado, en cada caso debe establecerse un rango de valores para los parámetros considerados, ya que durante la calibración se ajustan buscando una simulación satisfactoria de ciertas variables.

Variabes son valores que describen cuantitativamente los fenómenos naturales y pueden variar tanto temporal como espacialmente. Se distinguen tres tipos de variables:

Variabes de entrada son series de datos independientes a las que se les aplica una serie de ecuaciones para intentar representar otra variable (precipitación, temperatura).

Variabes de estado son series de datos espacio-temporales (humedad de suelo) que permiten establecer condiciones iniciales. Representan una situación del modelo que afecta a otras variables de estado.

Variabes de salida son las series de datos que representan la salida de agua o sedimentos del sistema, calculadas con base en las ecuaciones que definen los procesos (evapotranspiración, escorrentía, erosión).

El crecimiento en el uso de los modelos se debe a la necesidad de solucionar problemas complejos, la mejora en las técnicas de medición de los parámetros de entrada y a la actual disponibilidad de tecnología. Sin embargo, no se puede perder de vista que los modelos sólo son buenos en la medida que los datos de entrada lo sean (Rasmussen et al., 1998).

De acuerdo con Fernández et al. (1997) los objetivos o utilidades de la modelización se resumen en los siguientes aspectos:

- ★ Conocer el comportamiento del sistema ante una serie de acciones: en algunas ocasiones se tiene, con menor o mayor certeza, los fundamentos del comportamiento de ciertos elementos del medio pero se recurre a los modelos para visualizar la evolución del sistema.

- ★ Predecir situaciones futuras: la posibilidad de plantear situaciones hipotéticas a futuro permite conocer su alcance y plantear soluciones en función de la probabilidad de ocurrencia de dichas situaciones.

- ★ Optimizar la gestión del sistema: cuando en un sistema complejo se pretende implantar objetivos variados, los modelos pueden optimizar las soluciones para cumplir los objetivos.

- ★ Mejorar el conocimiento de los sistemas naturales: la aplicación de un modelo permite comparar hipótesis del funcionamiento del sistema, un mejor ajuste o definición de las relaciones entre parámetros, así como la sensibilidad del sistema a los cambios de éstos.

- ★ Estudiar situaciones especiales: cuando surge un cuestionamiento específico, la modelización puede ser útil para diseñar distintos funcionamientos del sistema y así obtener la opción más adecuada a la realidad.

Los anteriores aspectos se pueden alcanzar gracias a los modelos sin alterar el medio natural y sin grandes inversiones de tiempo y dinero.

1.1.4.1. Etapas de implementación de un modelo hidrológico

La implementación de un modelo requiere de tres etapas definidas:

- ★ ***Selección o construcción del modelo***

La construcción de un modelo de cuenca comienza con la selección de los componentes del modelo. Una vez que éstos han sido elegidos, se unen como partes del todo siguiendo una secuencia lógica que recuerda a la del proceso natural. La lluvia y la nieve son consideradas primero, seguidas por las abstracciones hidrológicas, la

generación del hidrograma de la cuenca, reservorio y tránsito de la corriente en el canal, y su combinación en las confluencias de la red hidrográfica (Ponce, 1989).

La selección del modelo adecuado implica en primer lugar definir la escala física y la escala de tiempo en que se desea trabajar y a partir de ello se puede decidir la estrategia de la modelización, seleccionando el ámbito de la modelización (la cuenca, el tramo de río) y el horizonte temporal (modelo continuo o de evento, periodicidad de los resultados, duración de la simulación). En este paso es fundamental la definición de los datos que estarán disponibles para la construcción y calibración del modelo, puesto que la concepción global de la modelización ha de ser consistente con la calidad de los datos disponibles.

★ **Análisis de sensibilidad**

El análisis de sensibilidad es el proceso por el cual un modelo es probado para establecer una medida del cambio relativo en los resultados del modelo, causado por un cambio correspondiente en los parámetros del mismo (Lenhart et al., 2002). La sensibilidad es analizada usualmente aislando el efecto de cierto parámetro. Si un modelo es altamente sensible a un parámetro dado, pequeños cambios en el valor de ese parámetro podría producir cambios significativos en el rendimiento del modelo. Por ello es necesario enfocarse en obtener buenas estimaciones de ese parámetro. Por otro lado, los parámetros poco sensibles pueden ser relegados a un rol secundario.

Este tipo de análisis es un complemento necesario para la modelización, especialmente porque provee información sobre el nivel de certeza para asegurar los resultados de la modelización.

★ **Calibración del modelo**

Una vez seleccionado el modelo es imprescindible un proceso de calibración para conseguir que éste simule adecuadamente el comportamiento del sistema a representar. La calibración tiene por objetivo garantizar que el modelo reproduzca los valores medidos (observados) y, por lo tanto, el comportamiento real de la cuenca. Para lograrlo, los valores de los parámetros son variados hasta minimizar las diferencias entre lo simulado y lo observado. La identificación de los parámetros puede ser llevada a cabo manualmente, por prueba y error o automáticamente utilizando técnicas de optimización matemática.

Para una evaluación adecuada de la calibración del modelo es necesario traducir el objetivo general de la calibración en términos más operativos. Los siguientes objetivos son generalmente considerados (Xu, 2002):

- i. Una buena relación entre el promedio simulado y observado del volumen de agua, es decir, un buen balance hídrico.
- ii. Una buena relación general en las curvas del hidrograma.
- iii. Una buena relación de los picos con respecto al tiempo y magnitud.
- iv. Una buena relación durante aguas bajas.

★ **Validación**

Después de la calibración el modelo debe ser validado, lo cual consiste en aplicar el modelo calibrado a un periodo con condiciones climáticas diferentes a las utilizadas en la calibración, con el fin de asegurar que el modelo haya capturado la esencia de las propiedades hidrológicas de la cuenca y sea capaz de reproducir una respuesta adecuada a las nuevas condiciones.

1.1.4.2. Modelización y SIG

En años recientes ha habido considerables esfuerzos encaminados a utilizar SIG para obtener datos de entrada de los modelos y desplegar espacialmente los datos de salida de un modelo. La utilización de SIG en un proceso de modelación hidrológica tiene como propósito la adquisición y preparación de datos espaciales y la presentación gráfica y despliegue de resultados. Uno de sus fines es facilitar la realización de cálculos cuantitativos, y el manejo y análisis de gran cantidad de información.

En cualquier campo de manejo de recursos naturales los componentes necesarios de operación de un SIG son la vegetación, suelo, topografía, hidrografía y zonas climáticas. En el ámbito de aplicaciones hidrológicas la descripción topográfica de la cuenca es una de las más importantes; de ésta se deriva del modelo de elevación digital. El MDE contiene información para definir la red de drenaje superficial y la cuenca de captación, así como la pendiente del terreno y las áreas tributarias.

Las aplicaciones generales de un SIG son variadas, desde evaluaciones de patrones de cambio de una variable con respecto al tiempo, reclasificación datos, evaluación de efectos potenciales de un factor ambiental, determinación de atributos topográficos y predicción de la respuesta de una cuenca ante un evento hidrológico.

SWAT se integra como ArcGis-SWAT en un software de SIG, una herramienta que trabaja como un sistema de base datos georeferenciados con valores numéricos y de texto que se ingresan de manera organizada (Olivera et al., 2006); la interfaz con los SIG permite visualizar los mapas y gráficos de salida (Arnold y Fohrer, 2005).

1.1.5. CAMBIO CLIMÁTICO

1.1.5.1. Marco de referencia y definición de cambio climático

En 1992 se constituyó la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, la cual establece un contexto para la lucha contra el cambio climático y reconoce que el sistema climático es un recurso compartido cuya estabilidad puede verse afectada por actividades industriales que emiten dióxido de carbono y otros gases que retienen el calor. Las bases técnicas que soportan la Convención son establecidas por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático, cuyo mandato es analizar la información científica necesaria para abordar el problema del cambio climático y evaluar sus consecuencias ambientales y socioeconómicas y de formular estrategias de respuesta realistas.

Desde su inicio el IPCC ha preparado cinco informes de evaluación. El primero de ellos se presentó en 1990, el segundo en 1995, el tercero en 2001, el cuarto en 2007 y el quinto (AR5) en 2013-2014. En los informes de evaluación se resumen las conclusiones de los tres grupos de trabajo: Grupo I trabajo las bases científicas, Grupo II se enfoca en los impactos, adaptación y vulnerabilidad de los territorios y el Grupo III trata la mitigación, es decir los medios para atenuar y prevenir los impactos en la sociedad.

El IPCC define cambio climático como una variación estadística en el estado medio del clima, que persiste durante un período prolongado (normalmente decenios o más). El cambio climático puede deberse a procesos naturales o bien a cambios antropogénicos en la composición de la atmósfera o en el uso del suelo. La cubierta de la tierra y el cambio en el uso del suelo pueden tener un impacto en el albedo, evapotranspiración y las fuentes y sumideros de gases de efecto invernadero, además puede tener consecuencias en el clima a nivel local o mundial.

La CMCC se refiere a cambio climático como un cambio de clima atribuido directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera mundial y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante períodos. La CMCC distingue entre cambio climático atribuido a actividades humanas que alteran la composición atmosférica y variabilidad climática atribuida a causas naturales.

1.1.5.2. Causas del cambio climático

El clima de la Tierra ha estado siempre en proceso de cambio. En el pasado se ha visto alterada a consecuencia de causas naturales, como durante el periodo de las

grandes glaciaciones. Hoy se habla de cambio climático para describir en general las variaciones climáticas de los últimos cien años aproximadamente.

De acuerdo al Quinto Informe de Evaluación del IPCC, la influencia humana en el clima ha sido la causa dominante (con una probabilidad superior al 95%) de más de la mitad del aumento observado en la temperatura superficial media global en el periodo 1951-2010, lo que ha originado el calentamiento de los océanos, la fusión de hielo y nieve, la elevación del nivel del mar y cambios en algunos extremos climáticos en la segunda mitad del siglo XX. El calentamiento observado desde 1951 ha sido atribuido a una serie de factores naturales y antropogénicos. Los gases de efecto invernadero contribuyen al calentamiento entre 0.5°C y 1.3°C en el periodo 1951-2010.

Los GEI provienen principalmente de la quema de combustibles fósiles -en la generación de energía, transporte, industria-, agricultura, deforestación o ganadería. Los GEI son gases integrantes de la atmósfera, de origen natural y antropogénico, que absorben y emiten radiación en determinadas longitudes de onda del espectro de la radiación infrarroja emitida por la superficie de la Tierra, atmósfera y nubes. Esta propiedad causa el efecto invernadero (Figura 1.6).



Figura 1.6. Esquema del efecto invernadero. Fuente: UNEP, AGRID-Arendal.

En promedio, alrededor de un tercio de la radiación solar que llega a la tierra se refleja de nuevo en el espacio. Del resto, algunos son absorbidos por la atmósfera pero la mayor parte es absorbida por la tierra y los océanos. La superficie de la Tierra se calienta y, como resultado, emite radiación infrarroja. Los GEI atrapan la radiación infrarroja calentando así la atmósfera. Los GEI naturales incluyen el vapor de agua, el dióxido de carbono, el ozono, el metano y el óxido nitroso, y juntos crean un efecto invernadero natural. Sin embargo, las actividades humanas están causando que los niveles de gases de efecto invernadero en la atmósfera aumenten.

1.1.5.3. Modelos climáticos y escenarios de emisión

Los modelos climáticos globales constituyen actualmente la herramienta más confiable para simular los procesos que determinarán el cambio climático futuro en escalas globales y regionales, en particular predicciones climáticas mensuales, estacionales e interanuales (Rodríguez-Magaz, 2013).

Estos modelos se consideran como una representación numérica basada en propiedades físicas, químicas y biológicas de los componentes del sistema climático, sus interacciones y procesos de retroalimentación (IPCC, 2013). Actualmente, los MCG incluyen modelos de funcionamiento de los océanos mediante los Modelo de Circulación General Atmósfera – Océano, que se integran en todo el planeta, en escalas espaciales y temporales razonablemente amplias, en rejillas de decenas a cientos de kilómetros. Estos modelos globales proporcionan características a grandes rasgos de las proyecciones climáticas debido a su baja resolución. El tamaño de celda de los MCG hace que muchos procesos físicos de menor resolución no puedan resolverse de forma explícita, por lo que es necesario introducirlos de forma aproximada empleando parametrizaciones.

Para aumentar la resolución de los MCG se aplican diversas técnicas de regionalización o reducción de escala (downscaling) para generar modelos climáticos regionales, que cuentan con una mayor resolución espacial (entre 50 y 20 km). Estas técnicas de regionalización pueden clasificarse en dos grupos: dinámicos y estadísticos. Los *métodos dinámicos* se basan en el anidamiento de modelos climáticos que trabajan en cada región tomando las condiciones de contorno de los resultados de los modelos de circulación global. Los *métodos estadísticos* se basan en relaciones cuantitativas entre variables atmosféricas de gran escala (predictores) y las variables locales de superficie (predictandos), usualmente precipitación y temperatura máxima y mínima.

Estas técnicas adaptan las salidas de los modelos globales a las características fisiográficas de una determinada región vistas con una resolución apta para ser directamente utilizada por las distintas aplicaciones que tienen como datos de entrada las proyecciones climáticas. Los MCR conllevan incertidumbres asociadas a las distintas opciones y composición de los modelos climáticos globales, de las técnicas de parametrización, de resolución numérica y proyección regional. Se considera que un modelo es regional cuando su resolución espacial en la horizontal está por debajo de 50 km.

Dentro del AR5, las simulaciones climáticas globales son realizadas en el marco del proyecto internacional CMIP5 que incluye 33 MCG desarrollados por diferentes laboratorios y agencias meteorológicas.

Un *escenario de emisión* se define como una representación plausible de la evolución futura de las emisiones de sustancias que podrían ser radiativamente activas (por ejemplo, GEI, aerosoles), basada en un conjunto coherente de supuestos sobre las fuerzas que las determinan (por ejemplo, el desarrollo demográfico y socioeconómico y la evolución tecnológica) y las principales relaciones entre ellos. Los escenarios de concentraciones, obtenidos a partir de los escenarios de emisión, se introducen en un modelo climático para obtener proyecciones climáticas (IPCC, 2013).

En el Quinto Informe de Evaluación del IPCC se han definido cuatro nuevos escenarios de emisión denominados *Trayectorias de Concentración Representativas* (Representative Concentration Pathway "RCP"). Se identifican por su forzamiento radiativo total para el año 2100 que varía desde 2.6 a 8.5 W/m². Los escenarios de emisión utilizados en el Cuarto Informe (denominados SRES, de sus siglas en inglés) no contemplaban los efectos de las posibles políticas o acuerdos internacionales tendentes a mitigar las emisiones, representando posibles evoluciones socio-económicas sin restricciones en las emisiones. Por el contrario, los nuevos RCP contemplan los efectos de las políticas orientadas a limitar el cambio climático del siglo XXI. A pesar de ello, el cambio proyectado basado en los RCP es similar al mostrado por los escenarios del Cuarto informe de Evaluación (Figura 1.7).

El forzamiento radiativo es la cantidad media de energía solar absorbida por metro cuadrado sobre la tierra y se mide en W/m². De los gases de efecto invernadero, el CO₂ ha causado un mayor forzamiento en las últimas décadas.

RCP 8.5 representa una trayectoria alta para la cual el forzamiento radiativo alcanza valores superiores a 8.5 W/m² (~1370 ppm CO₂ eq) en 2100 y sigue aumentando

durante un tiempo (la correspondiente trayectoria de concentración ampliada en el supuesto de que sean constantes las emisiones después de 2100).

RCP 6.0 y RCP 4.5 son trayectorias de estabilización intermedias cuyo forzamiento radiativo se estabiliza aproximadamente a 6 W/m^2 (~850 ppm CO_2 eq) y 4.5 W/m^2 (~650 ppm CO_2 eq) después de 2100.

RCP 2.6 representa niveles muy bajos de GEI. Trayectoria en la que el forzamiento radiativo alcanza el valor máximo a $\sim 3 \text{ W/m}^2$ (~490 ppm CO_2 eq) antes de 2100 y posteriormente disminuye. Con el fin de alcanzar tales niveles de forzamiento radioactivo, las emisiones de GEI son reducidas sustancialmente.

Cada RCP tiene asociada una base de datos de alta resolución espacial de emisiones de sustancias contaminantes (clasificadas por sectores), de emisiones y concentraciones de gases de efecto invernadero y de usos de suelo hasta el año 2100, basada en una combinación de modelos de distinta complejidad de la química atmosférica y del ciclo del carbono (van Vuuren et al., 2011).

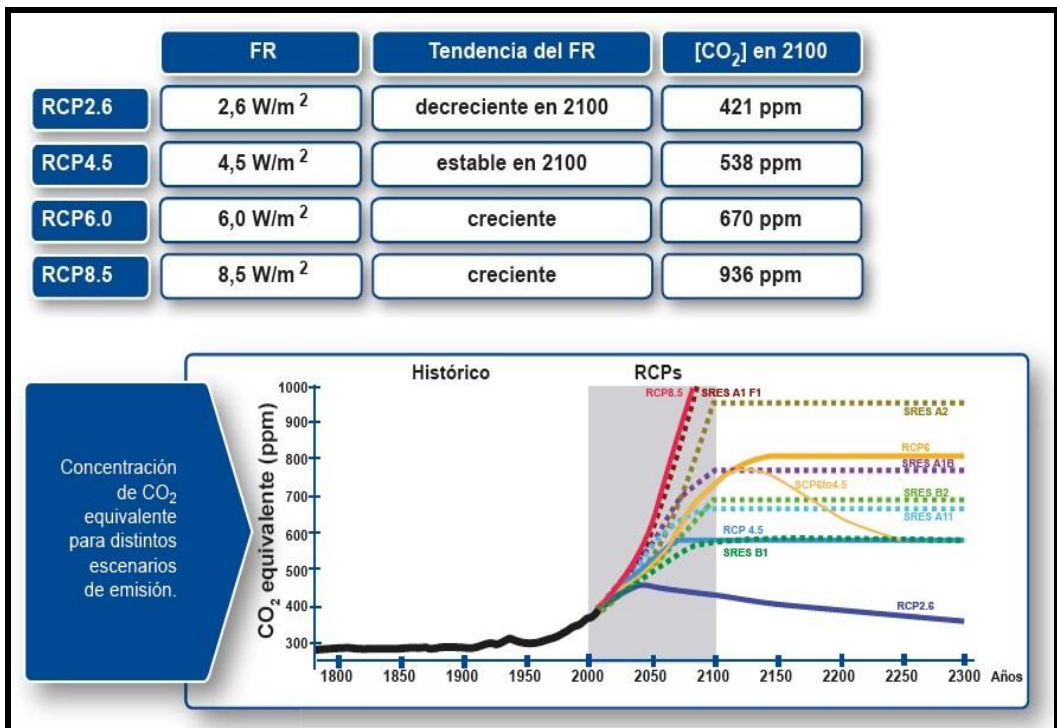


Figura 1.7. Tendencia de la concentración CO₂ para distintos escenarios de emisión.
Fuente: IPCC, 2013.

1.1.5.4. Sensibilidad de los recursos hídricos a los cambios climáticos

El agua existente en la naturaleza forma parte de un ciclo donde pasa continuamente de estado líquido o sólido a vapor y viceversa. El clima gobierna este ciclo hidrológico y por tanto los cambios climáticos proyectan necesariamente cambios en el tiempo y en el espacio de los recursos hídricos disponibles. Cambios en las precipitaciones determinarán variaciones en las características de la escorrentía. Los cambios en la temperatura modifican los balances en evapotranspiración, humedad en el suelo e infiltración a capas más profundas.

La capacidad de retener agua por parte del suelo, y de ser utilizada por las plantas, trae como consecuencia que el agua de precipitación o una parte de ella sea retenida a expensas de que las plantas la evapotranspiren. La reserva de agua utilizable por las plantas, que es función de la capacidad de campo, punto de marchitez permanente, densidad aparente y profundidad radicular media, incorpora agua de precipitación y devuelve agua a la atmósfera por evapotranspiración de un modo continuo llenándose o vaciándose, hasta que se llega a un punto en que el suelo no admite más agua, se llena la reserva y se genera la escorrentía o la recarga de los acuíferos con los excedentes. Las características de la vegetación también determinan los intercambios de agua y energía, no sólo por la profundidad de las raíces sino también por la biomasa aérea y la rugosidad aerodinámica (Iglesias et al., 2005).

Teniendo en cuenta que sólo se produce escorrentía cuando el suelo tiene excedentes, o bien la intensidad de precipitación es superior a la capacidad de infiltración, la distribución temporal y el régimen de las precipitaciones incide sobre la generación de escorrentía tanto o más que el volumen de precipitación en sí mismo. Por tanto, una modificación de la temperatura o de la precipitación debida a un cambio climático repercutirá sobre los recursos hídricos de un territorio, ya que a largo plazo sus recursos renovables son igual a la diferencia entre la precipitación y la evapotranspiración.

1.1.5.5. Sensibilidad a sucesos extremos: sequías y crecidas

Si la precipitación y temperatura sufrieran modificaciones aproximadamente lineales, un aumento de la temperatura y una reducción de la precipitación causarían un aumento de la frecuencia y severidad de las sequías. El aumento de la demanda evapotranspirativa relacionado con el calentamiento representará un aumento de los retornos a la atmósfera, así como unas condiciones antecedentes más secas de los

suelos durante los eventos lluviosos, de modo que cabe esperar una reducción de la escorrentía y de la recarga de los acuíferos, y con ello una pérdida de calidad del recurso debido a una menor dilución. Sin embargo, las crecidas no siguen este patrón relativamente sencillo.

Hay evidencias de que las precipitaciones extremas han aumentado ligeramente durante las últimas décadas en diversas áreas del mundo (IPCC, 2007a). En las áreas donde una parte significativa de la precipitación es en forma de nieve, cabe esperar un adelanto de la estación de fusión como consecuencia del calentamiento global, lo que puede causar cambios en la magnitud de las crecidas si coincide el periodo de fusión con un periodo de precipitaciones de gran magnitud. Por otra parte, en un escenario de calentamiento global y de aumento de la sequía estival, cabe esperar una degradación de la cubierta vegetal y un aumento de la frecuencia de los incendios forestales. Estas condiciones pueden representar un aumento de la frecuencia y severidad de las crecidas y de los fenómenos de erosión de los suelos en cuencas de pequeño tamaño.

1.1.5.6. Impactos del cambio climático sobre recursos hídricos

Los registros de observaciones y las proyecciones climáticas aportan evidencia de que los recursos hídricos son vulnerables y pueden resultar gravemente afectados por el cambio climático (Bates et al., 2008).

Los impactos del cambio climático sobre los recursos hídricos se manifestarán en la cantidad, calidad y distribución temporal (UNESCO, 2011). Si, de acuerdo con los escenarios climáticos disponibles para España, las precipitaciones anuales disminuyen y las temperaturas aumentan, se producirá una disminución de los recursos hídricos (Iglesias et al., 2005).

Un menor volumen de agua disponible provoca un empeoramiento de la calidad de las aguas. Las alteraciones en la estabilidad térmica del agua afectan su calidad. Se ha observado un aumento de la eutrofización y una disminución del oxígeno disuelto, un aumento de la salinidad, un mayor contenido de nutrientes y de carbono orgánico disuelto y una menor dilución de contaminantes durante las sequías. Igualmente, la calidad del agua se puede afectar por un aumento de sedimentos, nutrientes y contaminantes durante inundaciones.

En todos los continentes se han observado impactos sobre el ciclo hidrológico, que afectan a la disponibilidad de agua dulce y a su calidad. Se han registrado cambios en los caudales de los ríos que resultan coherentes con los cambios producidos en las

precipitaciones y en las temperaturas a partir de 1950. En Europa, en el periodo 1962-2004, los caudales han disminuido en el sur y en el este, incrementándose en el norte. En España varios estudios señalan un descenso significativo de los aportes de agua de los ríos principales durante la segunda mitad del siglo XX, algunos de los cuales no pueden justificarse por un aumento de los usos consuntivos (Iglesias et al., 2005).

1.1.5.7. Impactos del cambio climático en recursos edáficos

Los suelos están sujetos a diferentes procesos de degradación como erosión, pérdida de materia orgánica, contaminación, salinización, compactación, pérdida de la biodiversidad del suelo, sellado, inundaciones o deslizamientos. Dichos procesos, podrían verse acelerados por el cambio climático, ya que la temperatura, precipitación (tanto la cantidad como su distribución temporal), así como las propiedades químicas de la atmósfera (especialmente el contenido en dióxido de carbono y los compuestos de nitrógeno y azufre) inciden directamente en los procesos edáficos.

Carbono orgánico del suelo. La cantidad de carbono presente en los horizontes más superficiales de los suelos depende de la cantidad de materia orgánica presente en los mismos. Los suelos agrícolas y forestales en la mayoría de los casos han perdido parte de su C orgánico debido a los sistemas de manejo intensivos empleados durante décadas (Mijangos et al., 2010; Gartzia-Bengoetxea et al., 2009). Además, el IPCC considera que el aumento de la descomposición de la materia orgánica debida a un calentamiento del suelo puede retroalimentar el propio cambio climático (IPCC, 2007b). Se estima que, en promedio, por cada aumento de temperatura de 1 °C la pérdida de carbono orgánico en el suelo puede ser del 6-7 %, valor que puede aumentar o disminuir según sea el cambio en la precipitación y también según las características propias del suelo y sus usos. Con el cambio climático, el contenido en carbono de los suelos españoles disminuirá, lo cual afectará de forma negativa a las propiedades físicas, químicas y biológicas de los mismos. Las zonas donde cabe esperar pérdidas mayores de carbono orgánico serán las más húmedas y en los usos de suelo que comportan contenidos en carbono orgánico más elevados (prados y bosques) (Moreno-Rodríguez et al., 2005).

Pérdida de suelo. Cabe esperar un aumento en la erosión eólica en la medida en que aumente la frecuencia de los eventos tempestuosos y disminuya la cubierta vegetal. Además, el cambio en el régimen de precipitaciones inducirá incrementos en el grado de erosión potencial de los suelos. El previsible aumento de los incendios supondría

pérdidas de carbono orgánico edáfico y aumento del riesgo de erosión. Incrementos en la erosión del suelo suponen pérdida de los horizontes del suelo más ricos en carbono orgánico, retroalimentando la degradación del mismo.

1.1.5.8. Proyecciones futuras de cambio climático a nivel regional

El AR5 del IPCC refuerza los resultados de anteriores informes y concluye que el cambio climático está teniendo lugar ya y continuará en las próximas décadas. Se espera que la magnitud del impacto del cambio climático varíe según la zona geográfica y los escenarios de emisión. Entre las tendencias futuras de cambio climático para la Península Ibérica se espera:

- ★ Un incremento de temperaturas máximas y mínimas, más pronunciado en los meses estivales que en los invernales. Los inviernos serán más cálidos e incluso el número de nevadas pueden reducirse en más de un 50% con respecto a las cantidades de nevadas de hoy en día, lo que provocará un mayor estrés hídrico tanto en verano como en invierno. Aumentos de temperatura de 4 ó 5 °C crearán veranos extremos más largos. No se descarta que los veranos pasen a tener una temperatura media de más de 30 °C con olas de calor que podrían llegar fácilmente a los 50 °C (Figura 1.8).

- ★ Se proyecta una ligera reducción del número de días con precipitación y un aumento de la longitud máxima de los periodos secos. Las precipitaciones se reducirán principalmente en los meses estivales y será más acusada en el sur de la región. Por efecto de las altas temperaturas del verano, las tormentas de otoño serán mucho más grandes y frecuentes debido a la gran cantidad de vapor (Gómez-Cantero, 2015). Esto desequilibrará los balances hídricos y provocará periodos de estrés hídrico, y en ocasiones sequías estivales mucho más frecuente que ahora. Conforme vaya aumentando la temperatura media, los fenómenos de precipitación extrema serán más intensos y frecuentes.

- ★ En cuanto a los recursos hídricos, debido a la tendencia a la baja de las precipitaciones y una mayor evapotranspiración por aumento de temperaturas, se estima que para el 2050 éstos podrán reducirse un 16% de media, lo que equivaldría a unos 20 000 hm³ de agua (Gómez-Cantero, 2015) (Figura 1.9).

- ★ Un aumento de la frecuencia de eventos climáticos extremos relacionados con la temperatura (olas de calor) y las precipitaciones de origen tormentoso. El incremento de la duración de los periodos secos y el aumento de las temperaturas conducen a un incremento de la frecuencia y severidad de las sequías (IPCC, 2013). Las

precipitaciones fuertes serán más frecuentes e intensas con algunas variaciones estacionales y regionales.

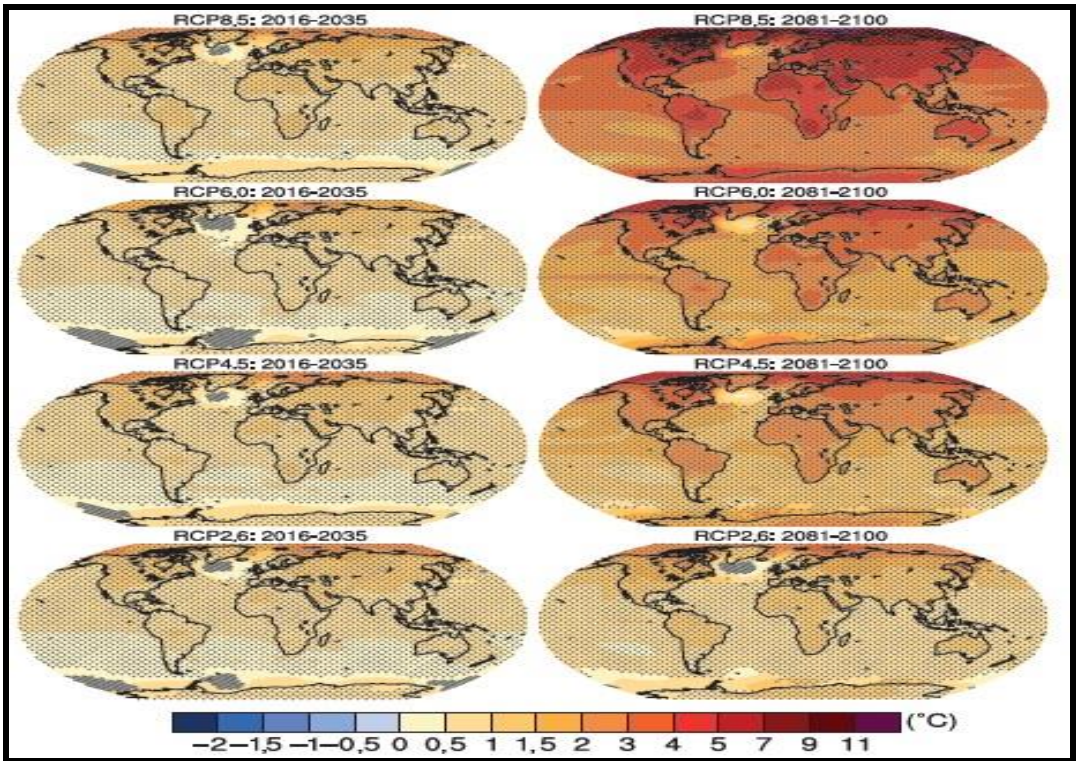


Figura 1.8. Mapa del cambio anual de temperatura media en superficie correspondiente al periodo 2016-2035 y 2061-2100 en relación con el periodo 1986-2005 obtenida cada RCP del CMIP5. Fuente: IPCC, 2013.

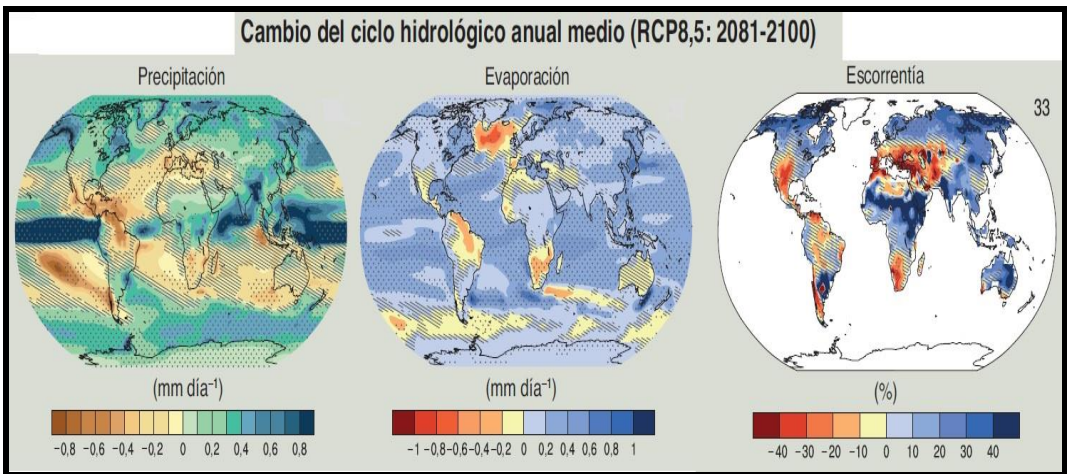


Figura 1.9. Media anual de los cambios en precipitación, evaporación y escorrentía para el periodo 2081-2100 respecto al periodo 1986-2005 según RCP 8.5. Fuente: IPCC, 2013.

Además se espera el adelanto anual en el reverdecimiento de la vegetación (brote de las hojas y fructificación arbórea), el incremento en la superficie quemada y el desplazamiento hacia el norte de especies marinas (peces, aves marinas). Por tanto, se puede esperar que los principales sectores socio-económicos afectados sean las actividades de agricultura, pesca y silvicultura, así como el turismo. La figura 1.10 resume de forma esquemática los impactos proyectados del cambio climático sobre el ciclo hidrológico.

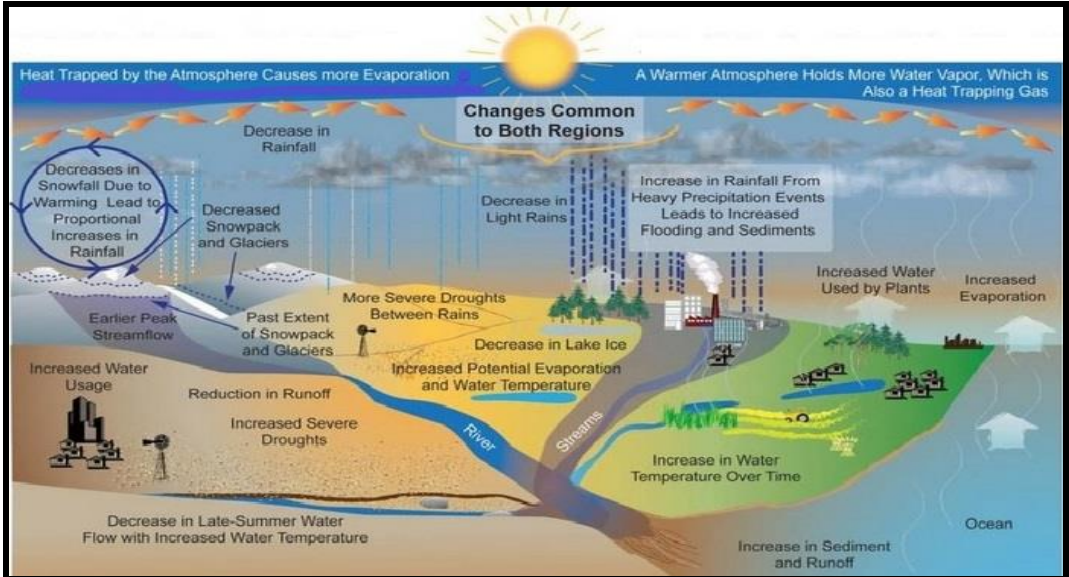


Figura 1.10. Impactos proyectados en el ciclo hidrológico. Fuente: www.epa.gov.

1.1.6. CAMBIOS DE USO DEL SUELO

El cambio del uso del suelo ha constituido uno de los factores implicados en la degradación ambiental de tipo local, sin embargo su magnitud y ocurrencia lo han convertido en un problema global, pues interfiere en procesos eco-sistémicos, altera los ciclos de los nutrientes, modifica el balance hídrico en las cuencas hidrográficas y aporta en el cambio del clima mundial (Pineda et al., 2009).

Conviene hacer la diferenciación entre cobertura y usos del suelo. *La cobertura*, son aquellos cuerpos naturales o artificiales que cubren la superficie del suelo, por lo tanto pueden originarse de ambientes naturales como resultado de la evolución ecológica (bosques, sabanas, lagunas) o partir de ambientes artificiales creados y mantenidos por el ser humano (cultivo, represas, ciudades). Mientras que el *uso del suelo* se define como el resultado de las actividades productivas y asentamientos humanos que se

desarrollan sobre la cobertura del suelo para satisfacer las necesidades materiales o espirituales de los seres humanos, la característica principal de este concepto es la interrelación entre factores físicos o naturales y los factores culturales o humanos (Mendoza et al., 2001).

Lambin et al. (2008) explica que el cambio de uso del suelo consiste en la transición de una categoría por otra, como es el caso la deforestación, la expansión agrícola o el cambio en la extensión urbana, y está en función de la presión (población de usuarios de los recursos), oportunidades (precios de mercado, costos de producción, costos de transporte y tecnología), políticas (subsidios, impuestos, derecho de propiedad, infraestructura), vulnerabilidad (exposición a las perturbaciones externas, sensibilidad y capacidad de resistencia), y la organización social (acceso a los recursos, distribución del ingreso, características de los hogares, y las interacciones urbano-rurales); estas funciones tienen una fuerte interacción que causan el cambio de uso del suelo.

Los impactos del cambio de uso del suelo pueden presentarse mediante las variaciones estacionales sobre la hidrología de la cuenca y su equilibrio, están en función de la distribución de la vegetación y su interacción con el agua y el suelo, cualquier alteración modifica el ciclo hidrológico (Guo et al., 2008). El uso del suelo tiene un efecto en los procesos de la infiltración, evapotranspiración y erosión; y por ende, en la calidad y cantidad de agua. La deforestación, sobrepastoreo y prácticas agrícolas inadecuadas han deteriorado los suelos enormemente, afectando no sólo la productividad de estas actividades económicas sino también la calidad y cantidad de agua.

La agricultura reduce el contenido de materia orgánica en los suelos en un 25 %, a la vez, reduce la fuente de aporte de residuos de las plantas e incrementa la descomposición por elevadas temperaturas, aireación y humedad. Los cambios de vegetación, además de alterar el ciclo hidrológico resultan en un incremento de los escurrimientos y erosión, pérdida de nutrientes, disminución de la porosidad y capacidad de infiltración y de recarga de agua de los suelos, así como alteraciones a los reservorios de aguas sub-superficiales.

Asimismo, la conversión de los bosques para agricultura o pastos puede reducir los caudales de los ríos en estaciones secas y se intensifican en invierno; estos cambios de uso del suelo agravan los problemas relacionados con la escasez del agua en periodos de sequía y la erosión de las laderas en estaciones lluviosas (Guo et al., 2008), de modo

que la conversión de la superficie forestal para cultivos o pastizales, incrementan la escorrentía superficial anual (11% ó 59%) y provocan fuertes inundaciones.

1.1.6.1. Deforestación y cambio climático

Según la FAO, deforestación es una pérdida de cobertura boscosa permanente o de largo plazo, y significa una transformación del bosque a otro uso de la tierra. Incluye áreas de bosque que han sido convertidas a agricultura, pastos, reservorios de agua, matorrales y áreas urbanas. La deforestación, en la mayoría de los casos, es causada por la acción del ser humano, principalmente debido a las talas realizadas por la industria maderera, así como para la obtención de suelo para cultivos agrícolas.

La deforestación es también un factor coadyuvante del cambio climático. Los suelos de los bosques son húmedos, pero sin la protección de la cubierta arbórea, se secan rápidamente. Los árboles también ayudan a perpetuar el ciclo hidrológico devolviendo el vapor de agua a la atmósfera.

La eliminación de la capa vegetal arrebatada a los bosques de sus palios naturales, que bloquean los rayos solares durante el día y mantienen el calor durante la noche. Este trastorno contribuye a la aparición de cambios de temperatura más extremos que pueden ser nocivos para las plantas y animales.

El Protocolo de Kyoto reconoce el papel de los bosques en la lucha contra el cambio climático, ya que contribuyen a reducir la concentración de CO₂ en la atmósfera al extraer este gas mediante la fotosíntesis. Parte del carbono secuestrado mediante la fotosíntesis se libera a la atmósfera en los procesos de respiración y de descomposición, mientras que el resto del carbono se acumula en la madera y en la materia orgánica del suelo. Sin embargo, los bosques también pueden contribuir al cambio climático, ya que cuando se destruyen, talan o queman, ese CO₂ es liberado. Tener menos bosques significa emitir más cantidad de GEI a la atmósfera y una mayor velocidad y gravedad del cambio climático. La capacidad de las masas forestales para secuestrar el CO₂ las han convertido en un elemento importante a la hora implantar estrategias de mitigación y adaptación del cambio climático ya que una adecuada ordenación y gestión de los mismos puede potenciar que su capacidad de secuestro de carbono sea más elevada con el consiguiente beneficio ambiental.

1.1.6.2. Servicios ambientales de las plantaciones forestales

Los servicios ambientales son los beneficios que el ser humano obtiene de la naturaleza. Estos incluyen servicios de provisión tales como alimentos y agua, servicios de regulación como el control de inundaciones y enfermedades, servicios culturales como beneficios espirituales, recreativos y culturales, y apoyo al ciclo de los nutrientes, que mantienen las condiciones vida en la Tierra (MEA, 2003). Muchos servicios de los ecosistemas se derivan de agua dulce y se denominan comúnmente servicios hidrológicos del ecosistema. Estos beneficios incluyen provisión de agua potable, producción de energía, uso industrial e irrigación, así como servicios de regulación como la purificación del agua y el control de la erosión (de Groot et al., 2010).

Los ecosistemas forestales del País Vasco aportan un elevado y variado número de beneficios a sus habitantes como la obtención de madera, el aprovechamiento de la leña en los caseríos para generar calor, la recolección de setas, disfrute del paisaje, senderismo, o regulación del clima. En la figura 1.11 se exponen los principales servicios ambientales proporcionados por las plantaciones forestales.

Otros servicios ambientales proporcionados por las plantaciones forestales son:

Fertilidad del suelo: La materia orgánica que aportan las plantaciones al suelo es una importante fuente de nutrientes.

Agua dulce: Las raíces contribuyen al filtrado de contaminantes del agua. Algunas especies, como el eucalipto, pueden reducir el agua disponible debido a su alta tasa de evapotranspiración característica de las especies de rápido crecimiento.

Energía renovable: La biomasa obtenida en estos ecosistemas sirve como fuente de energía.

Materia prima biótica: La explotación de las plantaciones ofrece distintos materiales como resinas, madera para construcción, papel, muebles.

Alimentos: En las plantaciones se pueden encontrar diferentes tipos de alimentos (setas, frutos silvestres...) tanto para animales como para el ser humano.

Polinización: Las plantaciones forestales ofrecen hábitat y alimento a los polinizadores, contribuyendo al mantenimiento de sus poblaciones.

Recreo: Las plantaciones forestales ofrecen la oportunidad de realizar distintas actividades de ocio como el senderismo, la recolección de hongos y setas, la caza recreativa.

Conocimiento científico: La investigación en las plantaciones forestales va encaminada a una mayor productividad y rentabilidad de las mismas.

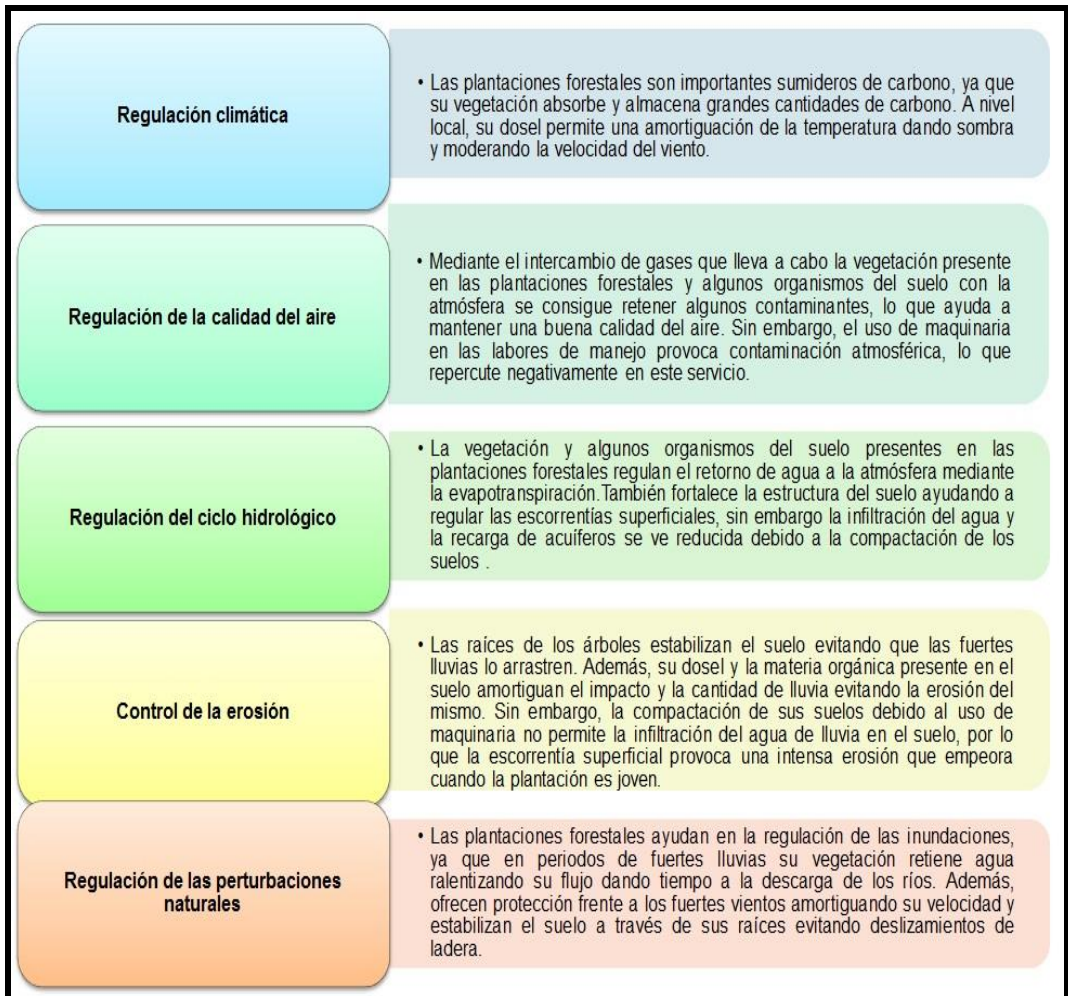


Figura 1.11. Servicios ambientales de las plantaciones forestales. Fuente: Onaindia-Olalde, 2015.

Educación ambiental: La educación ambiental sobre estos ecosistemas está relacionada con su explotación sostenible y el cambio del paisaje que ha provocado.

Disfrute estético del paisaje: Parte de la población de Bizkaia valora positivamente el paisaje que forman las plantaciones forestales debido a su asociación con lo verde.

Identidad cultural y sentido de pertenencia: La cultura y el deporte de las zonas rurales están relacionados con la explotación que se ha realizado en las plantaciones forestales.

Se debe tener en cuenta que todos estos servicios desaparecen cuando la plantación es talada. Una plantación forestal debidamente gestionada basada en criterios de sostenibilidad (como evitar el uso de maquinaria pesada, mantener algunos

árboles viejos, evitar el retiro de la madera muerta, respetar la biodiversidad, no revolver en exceso el suelo para permitir que se mantengan las micorrizas o llevar a cabo plantaciones mixtas, puede llegar a cumplir importantes servicios de regulación, culturales y abastecimiento (Palacios, 2011).

1.2. ANTECEDENTES

La elección de la cuenca Oka se debe al conocimiento previo de la zona gracias a varios trabajos que se han llevado a cabo anteriormente por el Grupo de Hidrogeología de la UPV-EHU. La presente tesis viene a ampliar ese conocimiento previo aplicando el modelo hidrológico SWAT. Además, se cuenta con extensos datos hidro-meteorológicos y físico-químicos generados por la Diputación Foral de Bizkaia y la Agencia Vasca del Agua.

La Diputación Foral de Bizkaia ha dispuesto dos estaciones meteorológicas en Ereño y Mundaka destinadas a medir parámetros como precipitación, temperatura del aire y humedad relativa, y una estación de aforo y muestreo en Muxika, la cual controla el caudal a la salida de la cuenca de cabecera del río Oka y cuenta con equipo para mediciones hidrológicas, meteorológicas y de calidad de agua (pH, temperatura del agua, conductividad, materia orgánica y turbidez) (Figura 1.12).



Figura 1.12. Red hidrometeorológica de Bizkaia. Fuente www.bizkaia.net.

Por otra parte, el Gobierno Vasco instaló la red de control de la calidad de aguas superficiales de la Comunidad Autónoma del País Vasco (RED). Dentro de este contexto, la Agencia Vasca del Agua ejecuta dos programas de seguimiento del estado de los ríos, uno para evaluar su estado biológico y el otro para evaluar su estado químico. El artículo 4 de la Directiva Marco del Agua establece como objetivo medioambiental que las masas de aguas superficiales deben alcanzar el buen estado.

Para la consecución de dicho objetivo resulta necesario el establecimiento de programas de seguimiento del estado de las aguas, tal y como indica el artículo 8 de la DMA. Los programas de seguimiento del estado tienen como propósito obtener una visión completa del estado de las masas de agua, determinar el grado de cumplimiento de los objetivos medioambientales y determinar el grado de eficiencia de las medidas del Plan Hidrológico. La forma de determinar si se alcanza el buen estado es mediante las redes de seguimiento o control.

Para las 24 unidades hidrológicas definidas, la RED posee 142 puntos de control. La Unidad Hidrológica Oka está conformada por cuatro masas de agua de la categoría ríos para las que se dispone seis puntos de control: tres en el eje principal del Oka (masa denominada OKA-A y que caracteriza la cuenca en estudio) -OKA66 en Areatza, OKA075 en Muxika y OKA114 en Gernika- y otros tres en sus tributarios: OkG120 en el Golako, OKM056 en el Mape y OKR020 en el Artigas (Figura 1.13). De los puntos de muestreo del Oka, únicamente en OKA114 se han analizado las tres matrices (agua, sedimento y biota); en el resto, sólo se han realizado analíticas en la matriz agua (URA, 2016).

Para la campaña 2015, todas las masas de agua pertenecientes a la U.H.O alcanzaron el buen estado físico-químico. La estación OKA114 se determina un estado de aguas no apto para la vida piscícola y se detecta presencia de arsénico, cobre, selenio, cromo, zinc y fluoruros, no obstante, no exceden en ninguna ocasión las Normas de Calidad Ambiental, por lo tanto se diagnostica un buen estado químico en todos los casos.

En cuanto a trabajos relacionados con la contaminación del agua y/o sedimentos por metales pesados se hace referencia al realizado por Irabien y Velasco. (1999), quienes determinaron la distribución de metales pesados como el Fe, Mn, Zn, Pb, Cu, Cr, Ni y Co en los sedimentos superficiales de la zona. Asimismo, evaluaron las formas geoquímicas de metales asociados en el sedimento e identificaron los posibles puntos de unión de los metales en éste, dando así unas primeras aproximaciones de la situación ambiental en la cuenca del río Oka.

Tueros et al. (2009) identificó las presiones antrópicas más relevantes de dieciocho cuerpos de agua -costeros y estuarios- del País Vasco para determinar la respuesta de dichos sistemas a los programas de tratamiento de aguas. Igualmente, evaluó el estado químico usando la metodología propuesta por DMA y por Borja et al. (2004, 2008) con el fin de considerar las implicaciones de cada enfoque. Observó que el Estuario de

Urdaibai y sus aguas costeras alcanzan un buen estado químico la mayoría de los años dentro del periodo 1995 al 2007. Detectó cadmio en las aguas y mercurio en los sedimentos. Relacionó las concentraciones de mercurio presentes en los sedimentos del estuario con la presencia de la industria metalúrgica en Gernika, así como prácticas antiguas e inadecuadas de conservación de la madera en la industria de extracción y transformación de maderera en la zona. Sin embargo, la presión total sobre este estuario es mejor en comparación con otros estuarios vascos.

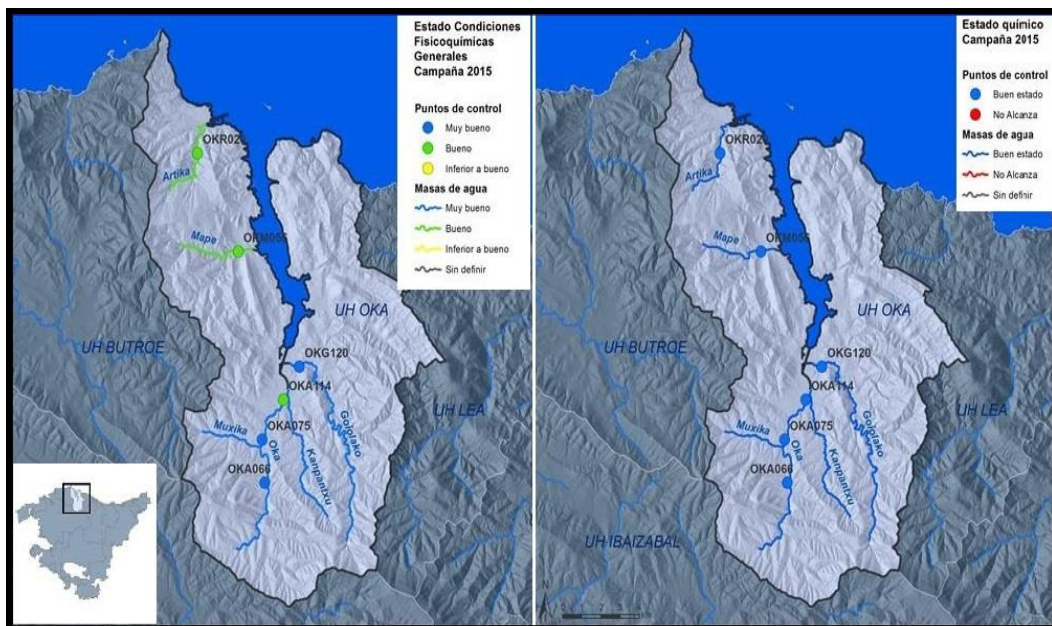


Figura 1.13. Ubicación de los puntos de control de la RED y estado físico-químico y químico en la Unidad Hidrológica Oka durante la campaña 2015. Fuente: URA, 2016.

La tesis “Efectos de las crecidas en el transporte de material particulado y contaminantes asociados: aplicación al caso del río Oka (Urdaibai), País Vasco” realizada por Montoya-Armenta. (2013) figura como precedente a este trabajo, ya que se desarrolló en el mismo tramo del río. Su objetivo principal fue estudiar el efecto de los eventos de crecidas en el transporte de material particulado y la degradación de la calidad físico-química del agua y sedimentos en la cuenca del río Oka durante tres años hidrológicos (2009-2012). Para ello estudió las características físicas de las crecidas, separó los componentes de flujo, agua del pre-evento y evento por el método gráfico y el basado en la conductividad eléctrica. Analizó la hidro-química de los eventos observando la variabilidad mostrada por los iones mayoritarios, los sólidos en suspensión, el carbono orgánico disuelto y particulado, la concentración de metales en la columna de agua y su

contenido en los sólidos en suspensión. Concluye que en los eventos de crecidas se da la disminución de la concentración de los elementos más relacionados con el flujo base (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^{+2} , HCO_3 , Cl^- , SO_4 y conductividad eléctrica) y el incremento de parámetros relacionados con los aportes superficiales y sub-superficiales más someros (NTU, MPS, COP, COD, NT y K^+). La situación más seria y de mayor trascendencia referente a los metales se presenta durante los momentos de decrecida y que la concentración de metales en la columna de agua durante las crecidas es atenuada por la dilución.

Por otra parte, en los últimos años, los trabajos de modelización hidrológica con SWAT en el País Vasco han ido en aumento, especialmente dentro de la figura de tesis doctoral bajo la tutela del Grupo de Hidrogeología de la UPV-EHU. Entre ellas se citan:

Cerro-Cia. (2013) con su tesis titulada *“Impacto de las Crecidas en la Calidad del Agua (Cuenca Agrícola del río Alegria, País Vasco). Aplicación del modelo agro-hidrológico SWAT”* calibró y validó satisfactoriamente el modelo agro-hidrológico SWAT a partir de los datos de campo, lo cual permitió simular diferentes escenarios futuros (alternando las prácticas agrícolas) y estimar la carga que transcurre por puntos no controlados, correspondientes a la derivación de agua de la parte alta de la cuenca al embalse de Ullibarri-Ganboa, destinada al abastecimiento.

Epelde-Beraza. (2015) en su tesis *“Modelización de procesos hidrológicos y de contaminación por nitratos mediante dos códigos numéricos (SWAT y MOHID) en la cuenca agrícola del río Alegria (País Vasco)”* evaluó el impacto de los cambios en las prácticas agrícolas (usos del suelo, dosis de fertilizantes y gestión del riego) sobre la calidad de las aguas y la dinámica del nitrógeno del sistema. Lo cual sirvió para evidenciar el efecto de los cambios sobre la concentración de nitratos de las aguas subterráneas y superficiales, y también el lapso temporal que puede discurrir entre el inicio de una práctica de mitigación y la puesta en evidencia de una mejora en la calidad de las aguas. Concluye que los modelos suponen una importante herramienta para optimizar la gestión en términos de producción y de mitigación de la contaminación en cuencas cuyo principal uso es el agrícola. De esto resulta que la administración competente en la materia debería incluir la modelización de forma activa en los planes de gestión agrícola.

Actualmente Meaurio-Arrate. (2016) realiza la tesis *“Estudio de los procesos hidrológicos y aplicación del modelo SWAT en pequeñas cuencas forestales del País Vasco. Análisis de los posibles efectos hidro-sedimentarios del cambio climático”*. Se

evalúa cómo la información obtenida directamente de datos de campo influye en la calidad de la modelización hidro-sedimentaria a diferentes escalas de tiempo (estacional, diaria y sub-diaria) de la cuenca Aixola. Asimismo, para la cuenca GoiNerbioni analiza los impactos hidrológicos de la última generación de escenarios de cambio climático, su incertidumbre y estudia las tendencias de caudales bajos y altos mediante un análisis de la duración y severidad.

Zabaleta et al. (2013) publica el trabajo *“Simulation climate change impact on runoff and sediment yield in a small watershed in the Basque Country, Northern Spain”*, en el cual evalúa el desempeño del modelo SWAT en la cuenca de Aixola, una pequeña cuenca de cabecera y las potenciales tendencias a largo plazo en la producción de sedimentos debido al cambio climático utilizando los escenarios generados por AEMET. Identifica una disminución en la media anual de esorrentía y producción de sedimentos con respecto al periodo de referencia y en algunos casos relaciona dicha disminución con variaciones en la precipitación anual.

Por último, el proyecto AGUAMOD –el cual finaliza en el año 2019 y es financiado por el Programa de Cooperación Territorial del Espacio Sudoeste Europeo (INTERREG-SUDOE)- tiene como objetivo construir una plataforma de gestión integrada de los recursos hídricos dentro del territorio SUDOE mediante la incorporación de herramientas de simulación hidro-agro-climatológicas a escala de cuenca. Esta simulación será complementada con una evaluación económica de los recursos hídricos según sus usos y con la evaluación de la gobernanza del agua. Además, proporcionará herramientas de apoyo para la toma de decisiones en la gestión, a través de escenarios de adaptación al horizonte 2050 que incluyan cambios en el clima, los usos del agua o la gobernanza.

La primera etapa consiste en recopilar y analizar los datos socio-económicos, antropogénicos y ambientales (climatología, hidrología, vegetación tipos de suelo, prácticas agrícolas, relieve, usos del agua) para posteriormente integrar en un modelo los procesos hidrológicos, prácticas agrícolas, prácticas de conservación y las proyecciones de cambio climático. Dichos resultados quedarán plasmados en un mapa que contendrá información como la cantidad de agua almacenada en acuíferos o en el suelo, esorrentía superficial, tasas de evapotranspiración, entre otros. Además, la modelización proporcionará estimaciones cualitativas y cuantitativas de la calidad del agua (sólidos en suspensión y nitratos). Los modelos SWAT y MOHID LAND se utilizarán para llevar a cabo la simulación de las Demarcaciones Hidrográficas consideradas.

Se desarrollará una plataforma web que integrará los resultados de la modelización agro-hidrológica junto con la valoración económica de los recursos hídricos y la evaluación de la gobernanza del agua. Con este proyecto se busca comprender los riesgos sobre los recursos hídricos, especialmente para la provisión de agua potable y riego, preservando a su vez las funciones ecológicas de los ecosistemas acuáticos.

1.3. OBJETIVOS Y ESTRUCTURA DE LA TESIS

La presente tesis se desarrolla en la cuenca del Río Oka (País Vasco, Norte de España) y consta de tres objetivos principales:

1. Evaluar el comportamiento de contaminantes asociados a MPS durante crecidas y establecer una clasificación en función del transporte de metales en fase particulada.
2. Aplicar el modelo agro-hidrológico SWAT con el fin de evaluar la variabilidad temporal de la descarga de agua, MPS y metales asociados a la materia particulada, así como cuantificar sus cargas de exportación.
3. Evaluar, por separado y de forma combinada, la respuesta hidro-sedimentaria y de COP mediante la modelización de diferentes escenarios de cambio climático y deforestación.

Esta memoria comprende 3 publicaciones (2 aceptadas y 1 en revisión) y es dividida en 6 capítulos principales:

El **capítulo 1** es una introducción a las crecidas, contaminación de aguas superficiales por metales pesados, dinámica del carbono orgánico, modelización hidrológica, cambio climático y usos del suelo. Se hace una descripción de los trabajos previos realizados en la cuenca con relación a los temas de estudio. Finalmente, se reseñan los objetivos y se detalla la estructura de la presente memoria.

El **capítulo 2** se enfoca en los materiales y métodos utilizados para alcanzar los objetivos planteados. Se describe el área de estudio y el funcionamiento del modelo SWAT, así como los datos de entrada al modelo. También se define la construcción de los escenarios de cambio climático y deforestación.

El **capítulo 3** presenta los resultados relacionados con el objetivo 1. Este capítulo se ha escrito en forma de publicación, la cual ha sido publicada en la revista *Science of the Total Environment*.

El **capítulo 4** incluye los resultados obtenidos de la modelización de la descarga de agua, MPS y Ni; estos resultados son presentados en una publicación aceptada en la revista *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. Además se hace una extensión del capítulo con la cuantificación de las cargas de otros metales pesados como Cu, Pb, Cr, Zn, Mn y Zn.

El **capítulo 5** recoge los resultados correspondientes al objetivo 3, referentes a la modelización de los escenarios de cambio climático y deforestación. Este capítulo ha sido enviado en forma de publicación a la revista *Journal of Hydrology* (bajo revisión).

El último capítulo incluye las conclusiones generales obtenidas de este trabajo, así como las principales perspectivas para futuros trabajos.

1.4. REFERENCIAS

- Adriano, D.C., 1986. Trace metals in the terrestrial environment. Springer Verlag. New York.
- Anderson, M.P., Woessner, W.W, Hunt, R.J., 2015. Applied Groundwater Modeling: Simulation of Flow and Advective Transport, 2nd ed. San Diego, California.
- Ankers, C., Walling, D.E., Smith, R.P., 2003. The influence of catchment characteristics on suspended sediment properties, in Kronvang, B. (Ed.), The Interactions between Sediments and Water: Proceedings of the 9th International Symposium on the Interactions between Sediments and Water, Held 10 may 2002 in Banff, Alberta, Canada. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 159-167.
- Arnold, J.G., Fohrer, N., 2005. SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrol. Process.* 19, 563-572.
- Baize, D., 1997. Teneurs en éléments traces métalliques dans les sols (France). Références et stratégies d'interprétation. INRA Editions, Paris.
- Balakrishna, K., Probst, J.L., 2005. Organic carbon transport and C/N ratio variations in a large tropical river: Godavari as a case study, India. *Biogeochemistry* 73, 457-473.
- Bates, B.C., Kundzewicz, Z. W., Wu S., Palutikof, J.P., 2008. El Cambio Climático y el Agua. Documento técnico del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, Secretaría del IPCC, Ginebra.
- Benavides, S. J., 1998. Calibración y validación del modelo hidrológico SWRRB en la cuenca forestal El Carrizal, Tapalpa, Jalisco. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Instituto de Recursos Naturales. Especialidad de Ciencias Forestales. Montecillo, México.
- Benner, R., 2002. Chemical composition and reactivity. En:Hansell, D., Carlson, C. (Eds.), *Biogeochemistry of Marine Dissolved Organic Matter*. Academic Press, New York, pp. 59–90.
- Borja, A., Mader, J., Muxika, I., Rodríguez, J. G., Bald, J., 2008. Using M-AMBI in assessing benthic quality within the Water Framework Directive: Some remarks and recommendations. *Mar. Pollut. Bull.* 56, 1377-1379.
- Borja, A., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxika, I., Belzunce, M. J., Solaun, O., 2004. Implementation of the European water framework directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach. *Mar. Pollut. Bull.* 48, 209-218.
- Bradl, H.B., 2005. Heavy Metals in the environment. Chapter 1: Sources and origins of heavy metals. Ed. H.B. Bradl.
- Calace, N., Petronio, B.M., Pietroletti, M., 2006. Metal Bioavailability: How Does its Significance Change in the Time? *Ann. Chim.* 96, 131-136.
- Calmano, W., Hong, J., Förstner, U., 1993. Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential. *Water Sci Technol.* 28, 223-235.
- Cerro-Cia, I., 2013a. Impacto de las Crecidas en la Calidad del Agua (Cuenca Agrícola del río Alergia, País Vasco). Aplicación del modelo agro-hidrológico SWAT. Tesis Doctoral. Departamento de Geodinámica. Universidad del País Vasco-Euskal Herriko Unibertsitatea, España.
- Cerro, I., Sanchez-Perez, J.M., Ruiz-Romera, E., Antigüedad, I., 2014. Variability of particulate (SS, POC) and dissolved (DOC, NO3) matter during storm events in the Alegria agricultural watershed. *Hydrol. Process.* 28, 2855-2867.
- Chow, V.T., Maidment, D.R., Mays, L.W. 1998. Applied Hydrology. Mc Graw-Hill, New York.

- de Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemsen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7, 260-272.
- Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.
- Di Toro, D.M., 2001. *Sediment Flux Modeling*. Wiley-Interscience New York.
- Díaz-de Alba, M., Galindo-Riaño, M.D., Casanueva-Marengo, M.J., García-Vargas, M., Kosore, C.M., 2011. Assessment of the metal pollution, potential toxicity and speciation of sediment from Algeciras Bay (South of Spain) using chemometric tools. *J. Hazard. Mater.* 190, 177-187.
- Duchauffour, P., 2000. *Pédologie: I. Pédogénèse et classification*. Masson, Paris.
- Du Laing, G., Rinklebe, J., Vandecasteele, B., Meers, E., Tack, F., 2009. Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: a review. *Sci. Total Environ.* 407, 3972-3985.
- Domènech, X, Peral, J., 2006. *Química Ambiental de sistemas terrestres*. Ed. Reverté, España.
- Epelde-Beraza, A., 2015. Modelización de procesos hidrológicos y de contaminación por nitratos mediante dos códigos numéricos (SWAT y MOHID) en la cuenca agrícola del río Alegria (País Vasco). Tesis Doctoral. Departamento de Geodinámica. Universidad del País Vasco-Euskal Herriko Unibertsitatea, España.
- Fairbrother, A., Wenstel, R., Sappington, K., Wood, W., 2007. Framework for metals risk assessment. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 68, 145-227.
- Fernández, M., Vela, A. and Castaño, S., 1997. La utilización de modelos en hidrología. *Revista de la Facultad de Educación de Albacete*, 12: 361-318.
- Ford, W.I III., 2011. Particulate organic carbon fate and transport in a lowland, temperate watershed. Tesis de Maestría. University of Kentucky, Estados Unidos.
- Förstner, U., Wittman, G.T., 1983. *Metal pollution in the aquatic environment*. 2nd revised edition. Springer.
- Förstner, U., 2004. Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers: an interdisciplinary approach. *Lakes & Reservoirs: Research & Management* 9, 25-40.
- Galantini, J.A., Suñer, L., 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. *Agriscientia* 25.
- Gartzia-Bengoetxea, N., González-Arias, A., Merino, A., Martínez de Arano, I., 2009. Soil organic matter in soil physical fractions in adjacent semi-natural and cultivated stands in temperate Atlantic forests. *Soil Biol. Biochem.* 41, 1674-1683.
- Gimbert, L. J., Worsfold, P. J. y Haygarth, P. M., 2007. Processes affecting transfer of sediment and colloids , with associated phosphorus , from intensively farmed grasslands: colloid and sediment characterization methods. *Hydrol Process.* 21, 275-279. doi:10.1002/hyp.
- Gómez-Cantero, J., 2015. El cambio climático en Europa: Percepción e impactos 1950-2050, Los Verdes-ALE / EQUO.
- Guo, H., Hu, Q., Jiang, T., 2008. Annual and seasonal streamflow responses to climate and land-cover changes in the Poyang Lake basin, China. *J Hydrol.* 355, 106-122.
- Horowitz, A.J., 1991. A primer on sediment-trace element chemistry.
- Iglesias, A., Estrela, T., Gallart, F., 2005. Impactos sobre los recursos hídricos. En J.M. Moreno (coord.) *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. pp. 303-353.
- IPCC., 2007a. *Cambio Climático 2007: Bases físicas*. Contribución del Grupo de trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. [Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M.,

- Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido y Nueva York, NY, Estados Unidos de América.
- IPCC., 2007b. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el cambio climático [Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Ginebra, Suiza.
- IPCC., 2013. Cambio Climático 2013: Bases físicas. Contribución del Grupo de trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. [Stocker, T. F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex y P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido y Nueva York, NY, Estados Unidos de América.
- Irabien, M.J., Velasco, F., 1999. Heavy metals in Oka river sediments (Urdaibai National Biosphere Reserve, northern Spain): lithogenic and anthropogenic effects. *Environ. Geol.* 37, 54-63.
- Jacinthe, P., Lal, R., Owens, L.B., Hothem, D.L., 2004. Transport of labile carbon in runoff as affected by land use and rainfall characteristics. *Soil Tillage Res.* 77, 111-123.
- Jin, K., Cornelis, W.M., Gabriels, D., Baert, M., Wu, H.J., Schiettecatte, W., Cai, D.X., De Neve, S., Jin, J.Y., Hartmann, R., Hofman, G., 2009. Residue cover and rainfall intensity effects on runoff soil organic carbon losses. *Catena* 78, 81-86.
- Lambin, E.F., Geist, H.J., 2008. *Land-use and Land-Cover Change: Local Processes and Global Impacts*. Springer Science & Business Media.
- Lenhart, T., Eckhardt, K., Fohrer, N., Frede, H.-., 2002. Comparison of two different approaches of sensitivity analysis. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 27, 645-654.
- Lopez-Carratalá, J., 2014. Influencia del cambio de uso sobre la erosión del suelo, carbono transportado por erosión y stocks de carbono en ambientes semiáridos mediterráneos. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia, España.
- MA., 2003. *Ecosystems and Human Well-being: a Framework for Assessment*. Island Press, Washington, D.C.
- Martínez-Santos, M., Probst, A., García-García, J., Ruiz-Romera, E., 2015. Influence of anthropogenic inputs and a high-magnitude flood event on metal contamination pattern in surface bottom sediments from the Deba River urban catchment. *Sci. Total Environ.* 514, 10-25.
- Meaurio-Arrate, M., 2016. Estudio de los procesos hidrológicos y aplicación del modelo SWAT en pequeñas cuencas forestales del País Vasco. Análisis de los posibles efectos hidro-sedimentarios del cambio climático. Tesis Doctoral. Departamento de Geodinámica. Universidad del País Vasco-Euskal Herriko Unibertsitatea, España.
- Mendoza, M., López, E., Bocco, G., 2001. Regionalización ecológica, conservación de recursos naturales y ordenamiento territorial en la cuenca del Lago de Cuitzeo, Michoacán (en línea). Morelia, México.
- Miao, S., DeLaune, R.D., Jugsujinda, A., 2006. Influence of sediment redox conditions on release/solubility of metals and nutrients in a Louisiana Mississippi River deltaic plain freshwater lake. *Sci. Total Environ.* 371, 334-343.
- Mijangos, I., Albizu, I., Garbisu, C., 2010. Beneficial Effects of Organic Fertilization and No-Tillage on Fine-Textured Soil Properties Under Two Different Forage Crop Rotations. *Soil Sci.* 175.
- Montoya-Armenta, L.H., 2013. Efectos de las avenidas en el transporte de material particulado y contaminantes asociados: aplicación al caso del río Oka (Urdaibai),

- País Vasco. Tesis Doctoral. Departamento de Ingeniería Química y de Medio Ambiente. Universidad del País Vasco-Euskal Herriko Unibertsitatea, España.
- Morais, M., Pinto, P., Guilherme, P., Rosado, J., Antunes, I., 2004. Assessment of temporary streams: the robustness of metric and multimetric indices under different hydrological conditions. *Hydrobiologia* 516, 229-249.
- Namiesnik, J., Szefer, P., 2009. *Analytical Measurements in Aquatic Environments*. CRC Press.
- Ni, H., Lu, F., Luo, X., Tian, H., Zeng, E.Y., 2008. Riverine inputs of total organic carbon and suspended particulate matter from the Pearl River Delta to the coastal ocean off South China. *Mar. Pollut. Bull.* 56, 1150-1157.
- Nierop, K.G., Jansen, B., Vrugt, J.A., and Verstraten, J.M., 2002. Copper complexation by dissolved organic matter and uncertainty assessment of their stability constants. *Chemosphere*, 49(10), 1191-1200.
- Nordberg, M., Templeton, D.M., Andersen, O., Duffus, J.H., 2009. Glossary of terms used in Ecotoxicology (IUPAC Recommendations 2009). *Pure Appl Chem.* 81, 829-970.
- Palleiro, L., Rodríguez-Blanco, M.L., Taboada-Castro, M.M., Taboada-Castro, M.T., 2014. Hydrological response of a humid agroforestry catchment at different time scales. *Hydrol. Process.* 28, 1677-1688.
- Oeurng, C., Sauvage, S., Coynel, A., Maneux, E., Etcheber, H., Sánchez-Pérez, J., 2011. Fluvial transport of suspended sediment and organic carbon during flood events in a large agricultural catchment in southwest France. *Hydrol. Process.* 25, 2365-2378.
- Ollero-Ojeda, A., 1996. El curso medio del Ebro: geomorfología fluvial, eco-geografía y riesgos. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Zaragoza.
- Ollero-Ojeda, A., 1997. Crecidas e inundaciones como riesgo hidrológico un planteamiento didáctico. *Lurralde: investigación y espacio*. ISSN 0211-5891. Vol 20, pag 261-283.
- Olivera, F., Valenzuela, M., Srinivasan, R., Choi, J., Cho, H., Koka, S., Agrawal, A., 2006. ARCGIS-SWAT: A GEODATA MODEL AND GIS INTERFACE FOR SWAT1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 42, 295-309.
- Onaindia-Olalde, M., Madariaga-Garamendi, I., Palacios-Agundez, I., Arana-Berastegi, X., 2015. Naturaleza y bienestar en Bizkaia. La evaluación de los servicios de los ecosistemas, investigación aplicada a la gestión.
- Onaindia, M., Madariaga, I., Palacios, I., Arana, X. (coord.), 2015. Naturaleza y bienestar en Bizkaia. La Evaluación de los Servicios de los Ecosistemas; investigación aplicada a la gestión. Universidad del País vasco (UPV/EHU). Leioa, España. ISBN: 978-84-9082-179-4.
- Oñate, F., Duque, E., León, P., Duque, F., Rojas, W., Tenesaca, F., 2007. Caracterización climática, meteorológica e hidrológica de la cuenca binacional Catamayo-Chira previo a la implementación de los modelos SWAT y WATEM/SEDEM con fines de planificación territorial. IX Congreso Nacional de Hidráulica, I de Manejo de Recursos Hídricos, Quito, Ecuador.
- Owens, P.N., Xu, Z., 2011. Recent advances and future directions in soils and sediments research. *Journal of Soils and Sediments* 11, 875.
- Palacios, I., 2011. Los Bosques del País Vasco y Cambio Climático. En Hernando Bernal Zamudio, Carlos Hugo Sierra, Miren Onaindia Olalde y Tirso A. Gonzales Vega. *Bosques del mundo, cambio climático y Amazonia*. Catedra UNESCO / UNESCO KATEDRA. pp 23-33.
- Pineda, N., Bosque, J., Gómez, M., Plata, W., 2009. Análisis de cambio del uso del suelo en el Estado de México mediante sistemas de información geográfica y técnicas

- de regresión multivariantes: una aproximación a los procesos de deforestación. México.
- Ponce, V.M., 1989. *Engineering Hydrology*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Rasmussen, P.E., Goulding, K.W.T., Brown, J.R., Grace, P.R., Janzen, H.H., Körschens, M., 1998. Long-Term Agroecosystem Experiments: Assessing Agricultural Sustainability and Global Change. *Science* 282, 893.
- Raymond, P.A., 2005. The composition and transport of organic carbon in rainfall: Insights from the natural (¹³C and ¹⁴C) isotopes of carbon. *Geophys. Res. Lett.* 32, L14402, doi:10.1029/2005GL022879.
- Rodríguez-Blanco, M.L., Taboada-Castro, M.M., Taboada-Castro, M.T., 2010a. Factors controlling hydro-sedimentary response during runoff events in a rural catchment in the humid Spanish zone. *Catena* 21, 206–217.
- Rodríguez-Magaz, L., 2013. Estimaciones objetivas sobre la evolución regional y global del cambio climático. *Polígonos: Revista de Geografía*. 24, 133-162.
- Rodríguez-Moreno., 2005. Principales Conclusiones de la Evaluación Preliminar de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España.
- Rosas, H., 2001. Estudio de la Contaminación de Metales Pesados en la Cuenca del Llobregat. Tesis Doctoral. Instituto de Ingeniería Minera y Recursos Naturales. Universidad Politécnica de Catalunya. Barcelona.
- Salomons, W., 1995. Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention. *J. Geochem. Explor.* 52, 5-23.
- Salomons, W., Förstner, U., 1980. Trace metal analysis on polluted sediments. *Environmental Technology Letters* 1, 506-517.
- Solomons W, Brils J (eds.). 2004. Contaminated Sediment in European River Basins. *European Sediment*.
- Research Network, SedNet: TNO Den Helder, The Netherlands;
- Schnitzer, M., 1991. Soil organic matter-the next 75 years. *Soil Sci.* 151.
- Sigg, L., Behra, P., Stumm, W., 2006. *Chimie des milieux aquatiques*. Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. 4e édition, Dunod, Paris.
- Schaller, J., Brackhage, C., Mkandawire, M., Dudel, E.G., 2011. Metal/metalloid accumulation/remobilization during aquatic litter decomposition in freshwater: A review. *Sci. Total Environ.* 409, 4891-4898.
- Steegeen, A., Govers, G., Takken, I., Nachtergaele, J., Poesen, J., Merckx, R., 2001. Factors controlling sediment and phosphorus export from two Belgian agricultural catchments. *J. Environ. Qual.* 30, 1249-1258.
- Strickland, T.C., Truman, C.C., Frauenfeld, B., 2005. Variable rainfall intensity effects on carbon characteristics of eroded sediments from two coastal plain ultisols in Georgia. *J Soil Water Conserv.* 60(3), 142-147.
- Tueros, I., Borja, Á., Larreta, J., Rodríguez, J.G., Valencia, V., Millán, E., 2009. Integrating long-term water and sediment pollution data, in assessing chemical status within the European Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.* 58, 1389-1400.
- UNESCO., 2011. The impact of Global Change on Water Resources: The response of UNESCO's International Hydrological Programme. UNESCO, Division Water Sciences. Paris. Francia.
- URA, Agencia Vasca del Agua., 2012. Red de seguimiento del estado químico de los ríos de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Informe de resultados. Campaña 2011.

- URA, Agencia Vasca del Agua., 2016. Red de seguimiento del estado químico de los ríos de la comunidad Autónoma del País Vasco. Informe de resultados. Campaña 2015.
- van Vuuren, D.P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G.C., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Smith, S.J., Rose, S.K., 2011. The representative concentration pathways: an overview. *Clim. Change* 109, 5.
- WBGU–German Advisory Council on Global Change., 1998. Word in transition: ways towards sustainable management of freshwater resources. Annual Report, Berlin, Heidelberg, Springer, New York
- Xu, Chong-yu., 2002. Textbook of hydrologic models. Uppsala University. Uppsala, Sweden.
- Zabaleta, A., Meaurio, M., Ruiz, E., Antigüedad, I., 2014. Simulation climate change impact on runoff and sediment yield in a small watershed in the Basque Country, northern Spain. *J. Environ. Qual.* 43, 235-245.

Otras Fuentes:

Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos. www.epa.gov

Bay of plenty. Regional Council. www.boprc.govt.nz.

Diputación Foral de Bizkaia. www.bizkaia.net

UNEP, AGRID-Arendal. www.grida.no/graphicslib/detail/greenhouse-effect_7bdb.

CAPÍTULO 2

MATERIALES Y MÉTODOS

Este capítulo describe los materiales y métodos utilizados para alcanzar los objetivos. En primer lugar, se introduce la zona de estudio (localización, régimen hidro-climático, edafología, usos del suelo y actividad socio-económica). Detalla el funcionamiento del modelo SWAT así como la obtención de los datos de entrada al modelo, el procedimiento de calibración y el diseño de los escenarios de cambio climático y deforestación. Finalmente, se describe el cálculo de las cargas y el tratamiento estadístico de los datos.

- 2.1. Zona de estudio
- 2.2. Descripción del modelo SWAT
- 2.3. Proceso de modelización
- 2.4. Cálculo de cargas
- 2.5. Tratamiento estadístico

2.1. ZONA DE ESTUDIO

2.1.1. Descripción general de la cuenca

El área de estudio se encuentra dentro de la Unidad Hidrológica del Oka, en el Territorio Histórico de Bizkaia (País Vasco, España). Limita al Este y al Oeste con los valles del Lea-Artibai y del Butroe, respectivamente. Esta Unidad Hidrológica posee una superficie aproximada de 132 km² con una dirección preferente sur-norte.

La cuenca del río Oka (13°17'13"N - 2°41'21"O), objeto de estudio de la presente tesis, se encuentra situada en la zona de cabecera de la U.H.O y posee una superficie de 31.5 km². El río Oka es el eje vertebrador de esta Unidad Hidrológica, tiene un recorrido corto de 14 km de longitud y desemboca en el estuario de Urdaibai (Mar Cantábrico) (Figura 2.1). Nace de la unión de varios arroyos procedentes de los montes Goroño (645 m), Oiz (1029 m), Arburu (552 m) y Bizkargi (564 m) que se unen en las proximidades de Zugaztieta (parte alta de la cuenca) dando lugar al cauce principal, el cual discurre hasta Muxika por un cauce pedregoso provisto de pequeñas cascadas (www.bizkaia.net). La elevación de la cuenca asciende desde los 20 m.s.n.m en la estación de aforo de Muxika hasta 645 m.s.n.m del pico más alto (Garoño).

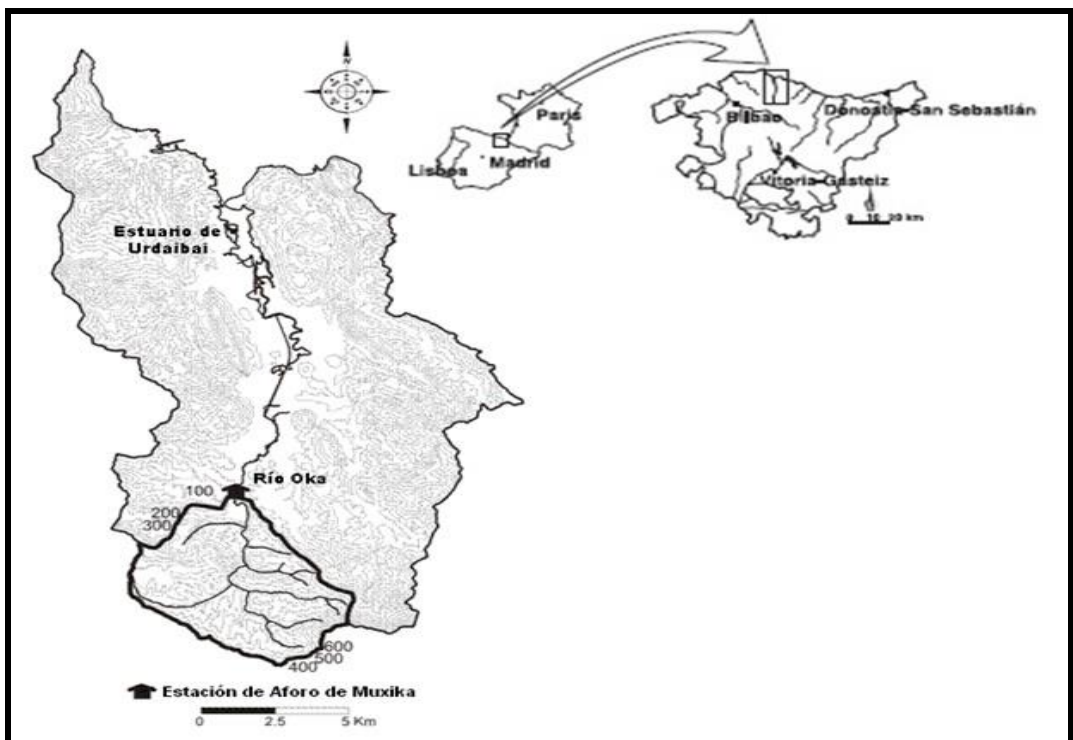


Figura 2.1. Localización geográfica de la Unidad Hidrológica Oka, cuenca del río Oka y estación de aforo Muxika. Fuente: Elaboración propia.

El río Oka se caracteriza en su tramo inicial por fuertes pendientes y una intensa acción erosiva. Aguas abajo, en su curso medio, sus pendientes son moderadas y la competencia del flujo es menor. A partir de Astelarra (Muxika) el río pierde energía y desarrolla llanuras de inundación que están más o menos urbanizadas (Monge, 2008).

La U.H.O por su gran riqueza ecológica fue declarada Reserva de la Biosfera de Urdaibai por la UNESCO en 1984, lo cual permite armonizar su utilización tradicional con la conservación de sus valores naturales, con especial atención al estuario, al litoral y sus islas y a los encinares cantábricos y zonas kársticas. La red fluvial de Urdaibai dispone de medidas de protección, incluyéndose en la Red Natura 2000. También el estuario dispone de varias figuras de protección, como Reserva de la Biosfera, Zona Especial de Protección para Aves, Lugar de Interés Comunitario y Humedal de Importancia Internacional en Euskadi (Humedal RAMSAR) (Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial, 2015; URA, 2016a).

Desde el punto de vista hidrogeológico, la U.H.O se encuentra ubicada sobre las masas de agua subterránea Anticlinorio Norte, Ereñozar, Gernika y Sinclinorio de Bizkaia.

2.1.2. Contexto hidro-climático

La U.H.O abarca 22 municipios (Figura 2.2.a) y se divide en cinco cuencas: Oka, Golako, Mape, Artigas y Laga (Figura 2.2.b).

El río Oka a su paso por Gernika-Luma se convierte en el estuario, en el cual tributarios directos como el río Mape y el Golako vierten sus aguas. El río Golako es su principal afluente y nace en el monte Oiz a 500 m de cota.

En general, los cursos de agua que vierten al río Oka se originan en tramos de calizas arenosas, atravesando posteriormente sustratos calcáreos y terrenos aluviales bordeados por tramos de arcillas, yesos y basaltos. El sustrato es pedregoso, con predominio de roca madre en tramos altos, grandes bloques o cantos rodados en tramos medios y un mayor predominio de sedimento blando en las vegas próximas a Gernika-Lumo.

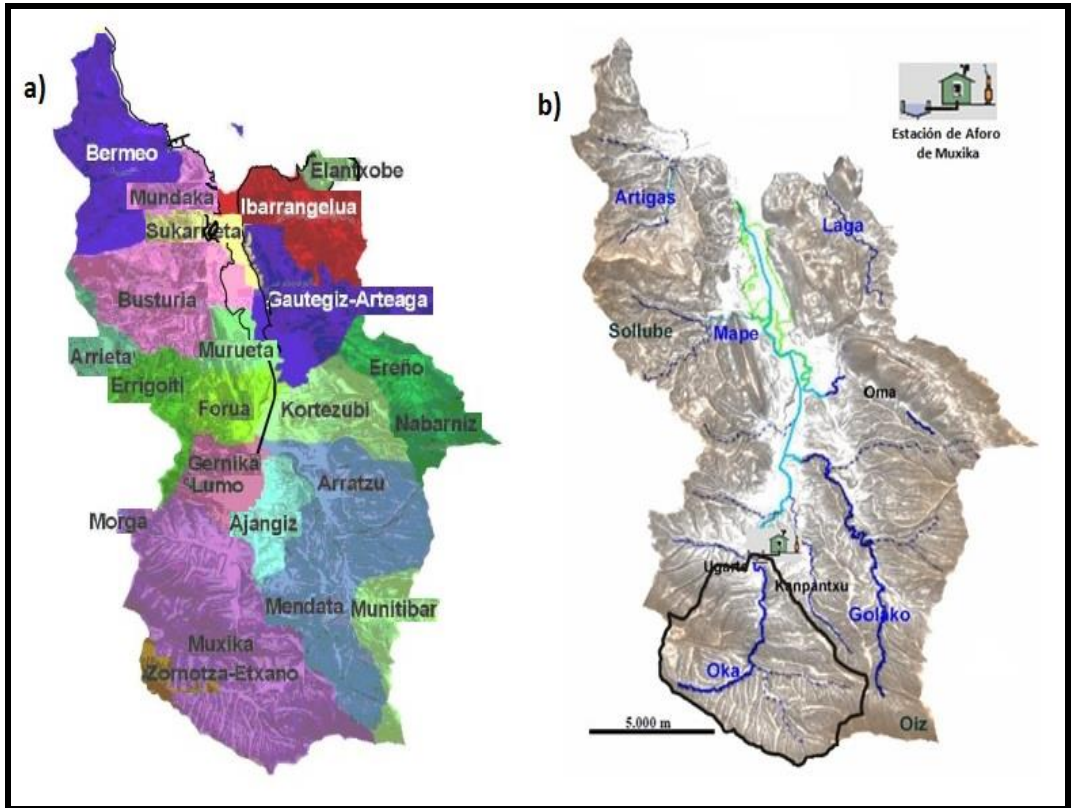


Figura 2.2. a) Municipios y b) mapa hidrológico de la Unidad Hidrológica Oka. Fuente: Monge, 2008 y Montoya-Hernández., 2013.

Desde el año 1998, existe una estación de aforos en Muxika (indicada en la Figura 2.1) situada a cota 20 m, con el fin de controlar el caudal de salida y la calidad del agua. En la misma se ha registrado un caudal medio para el río Oka de $0.70 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, con mínimos de $0.02 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (junio 2014) y máximos de $40 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Enero 2015) para el período comprendido entre 1999 y 2015. La Figura 2.3 muestra los caudales medios anuales; los últimos tres años hidrológicos junto con 2008-2009 presentaron los caudales medios superiores a la media del periodo completo.

Los regímenes de caudales ecológicos deben permitir mantener de forma sostenible la funcionalidad y estructura de los ecosistemas acuáticos y de los ecosistemas terrestres asociados, mantener la integridad biológica de los ecosistemas y contribuir a alcanzar el buen estado o potencial ecológico en ríos y aguas de transición. En este sentido, el caudal mínimo ecológico establecido para el tramo Oka- Muxika es para aguas altas $0.054 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, aguas medias $0.034 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y aguas bajas $0.021 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (URA, 2016d).

La respuesta de la escorrentía a la precipitación en la cuenca es rápida, indicando que los cauces fluviales regulan poco el volumen de agua aportado a la cuenca. Los registros de la estación de aforos de Muxika muestran que desde el momento en que la precipitación tiene lugar, en menos de tres horas e incluso antes y dependiendo del estado de saturación de los suelos, se produce un aumento de caudal en los cauces fluviales que paulatinamente va decreciendo en función de la cantidad de lluvia aportada (Monge, 2008).

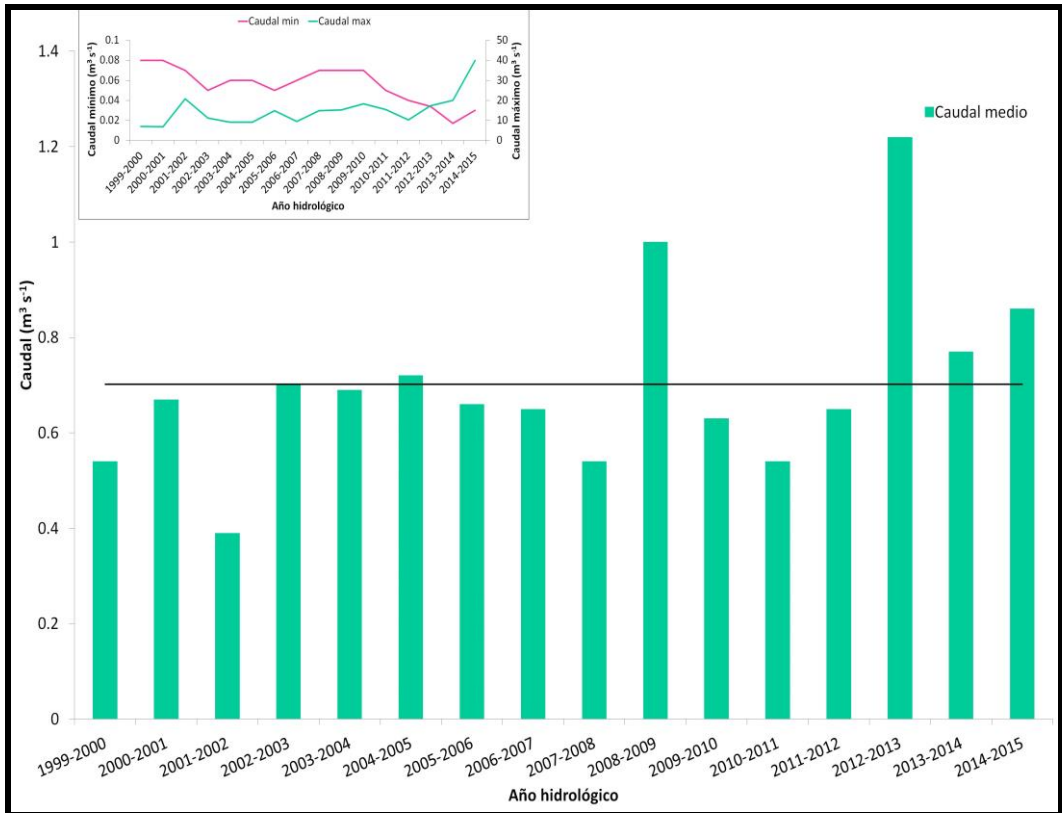


Figura 2.3. Caudal medio anual, máximo y mínimo en la cuenca del río Oka para los años hidrológicos 1999 a 2015. Fuente: Elaboración propia a partir de datos de la Diputación Foral de Bizkaia.

Martínez-Santos et al. (2014) determinó para el periodo octubre 2009-abril 2011 que aproximadamente el 43% del caudal total en la salida de cuenca (estación de aforos de Muxika) corresponde a caudal preventivo (flujo base). También concluyó que los eventos de crecidas estudiados en esta cuenca no muestran la misma magnitud y, por ende, la contribución de caudal pre-evento y caudal evento (caudal superficial) varía. Es decir, en eventos de baja magnitud, el caudal pre-evento (60%) predomina en comparación al

caudal evento (40%). Por el contrario, en crecidas de alta intensidad, la contribución del agua evento sobrepasa (70-80%) en relación al caudal pre-evento.

Cuando la precipitación es intensa, los cauces fluviales ocupan sus llanuras de inundación parcialmente urbanizadas. Con estos desbordamientos, llegan al estuario volúmenes importantes de agua dulce, que pueden producir una leve estratificación, y de sólidos en suspensión, que en parte son exportados fuera del estuario. Diversas obras de ingeniería realizadas en los cauces (escolleras, puentes, vados), así como la deficiente gestión forestal en las cabeceras de la cuenca (pistas innecesarias, cortas a matarrasa, decapados y subsolados paralelos a la línea de máxima pendiente) dan lugar a que la capacidad de regulación de la cuenca sea menor y a que la erosión y el transporte de sedimentos hacia el estuario se incrementen (Monge, 2008).

El clima de la zona de estudio se encuentra integrado en la franja climática que corresponde a la vertiente atlántica, la cual posee un clima atlántico mesotérmico, templado y húmedo, regulado por el mar, sin temperaturas extremas y con heladas limitadas. Según la clasificación climática de Köppen es un clima templado-húmedo sin estación seca.

La influencia del mar hace que las temperaturas medias sean moderadas durante todo el año, se expresa fundamentalmente en la suavidad de los inviernos. Oscilan entre los 20 °C de agosto a los 8 °C de febrero. La temperatura media anual se encuentra entre los 13 y 14 °C. En verano se da una temperatura media de 19 °C. El mes más caluroso suele ser agosto y aunque los veranos sean frescos, las máximas pueden llegar hasta 40 °C. En primavera y otoño se mantienen unas temperaturas moderadas (Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial).

Las precipitaciones son abundantes y se producen, normalmente, en forma de lluvia. El granizo y la nieve no suelen ser frecuentes. La precipitación anual media para el periodo 1999-2016 fue de 1280 mm (Figura 2.4). Los últimos tres años hidrológicos junto con 2008-2009 presentaron precipitaciones superiores a la media anual del periodo completo. El periodo más lluvioso corresponde a los meses de noviembre y diciembre, en los que se recogen unos 153 mm de precipitación media mensual. En el mes de abril se llegan a recoger 125 mm. En verano se produce el periodo menos lluvioso, con una media de 42 mm. El factor orográfico explica la gran cantidad de lluvias de toda la vertiente atlántica del País Vasco.

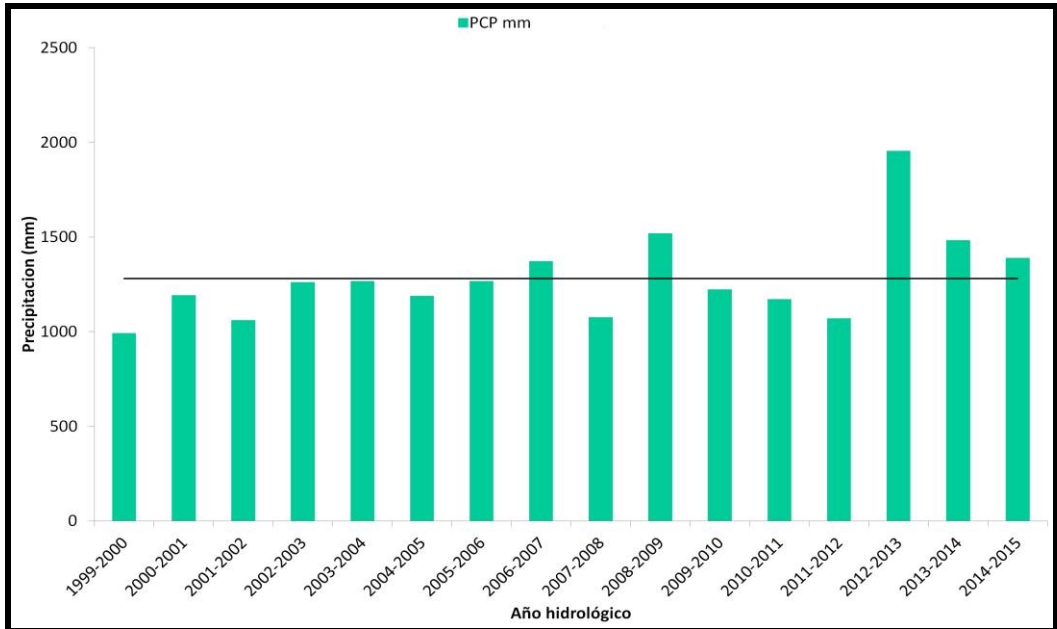


Figura 2.4. Precipitación anual en la cuenca del río Oka para los años hidrológicos 1999 a 2015. Fuente: Elaboración propia a partir de datos de la Diputación Foral de Bizkaia.

La humedad relativa oscila entre el 80 y el 70%. El periodo más húmedo corresponde a los meses de otoño e invierno, mientras que el menos húmedo es el correspondiente al de primavera y verano. La zona de estudio mantiene un régimen de vientos de dirección oeste. Este componente direccional se ve afectada por vientos y brisas locales de componente norte que dan como resultado una componente de noroeste. En invierno soplan vientos de componente norte con velocidades medias que oscilan sobre los 4 m s^{-1} y máximas que llegan a 11 m s^{-1} . En primavera y verano la componente dominante es la del este-sudeste con una velocidad media que oscila entre $1\text{-}2 \text{ m s}^{-1}$ con máximos de hasta 7 m s^{-1} .

2.1.3. Descripción edafológica

En la cuenca se aprecia la existencia de un suelo primitivo (paleosuelo). Este suelo originario, llamado comúnmente “terra fusca” puede permanecer aún visible en la base de algunos perfiles, o encontrarse erosionado, llegando incluso a su total desaparición (Patronato de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, 1998).

Al ser suelos antiguos, los procesos erosivos a los que se han visto sometidos difieren dependiendo de la pendiente y posición topográfica. Así, en las áreas más elevadas de las laderas y en las cumbres, este paleosuelo ha desaparecido totalmente,

observándose un litosuelo, es decir, un suelo muy joven conformado por un horizonte muy rico en materia orgánica situado directamente sobre la roca madre.

Al igual que en toda la vertiente atlántica de la Comunidad Autónoma del País Vasco, en la cuenca del río Oka domina el tipo Cambisol, que son suelos desarrollados sobre materiales de alteración procedentes de un amplio abanico de rocas, destacando los depósitos de carácter eólico, aluvial o coluvial. En concreto, sobre nuestra área de estudio dominan los siguientes cinco tipos de Cambisoles (Figura 2.5):

Cambisol húmico: domina en el sur de la cuenca. Posee un horizonte húmico, es decir, con más de un 1% de carbono orgánico a lo largo de los primeros 50 cm.

Cambisol éutrico: se extiende por la zona costera, alrededor de la ría y en una pequeña franja al sur del Cambisol gleico. El horizonte éutrico, presenta una saturación en bases del 50% o superior entre 20 cm y un metro de profundidad.

Cambisol dístrico: en el sur se aprecian las dos manchas grandes de este tipo de suelo. El horizonte dístrico se caracteriza por una saturación en bases menor del 50% en alguna parte situada entre 20 y 100 cm.

En torno a la ría de Gernika y en su tramo alto aparecen los suelos de tipo Luvisol crómico caracterizados por el lavado de arcilla de los horizontes superiores, sobre depósitos aluviales y por presentar un horizonte superficial rojizo - y Fluvisol éutrico- que se encuentran alrededor de los principales cursos de agua; se caracterizan por la presencia de suelos poco evolucionados, desarrollados a partir de materiales fluviales recientes y con un horizonte superficial éutrico.

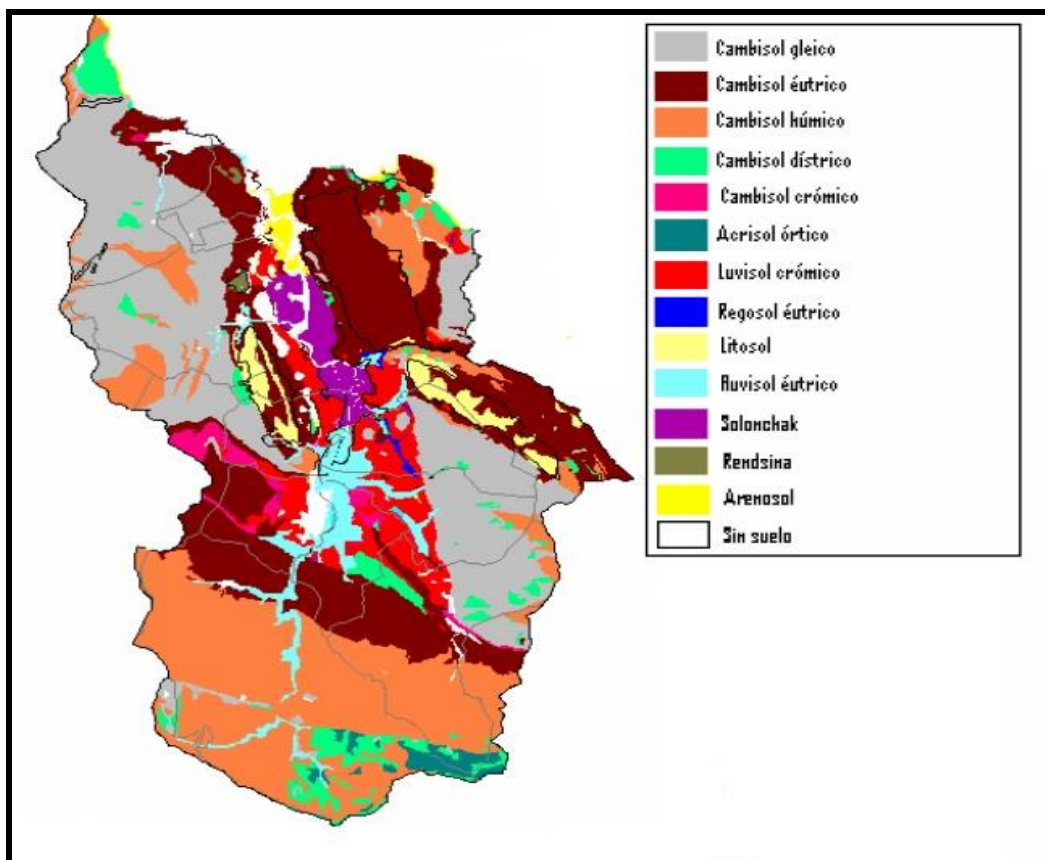


Figura 2.5. Mapa edafológico de la Unidad Hidrológica Oka. Fuente: Patronato de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, 1998.

2.1.4. Descripción litológica y geológica

Desde el punto de vista litológico, en la cuenca predominan los materiales sedimentarios como las areniscas en las zonas más altas, mientras que en la parte media hacia el estuario aparecen crestones calizos. En los fondos del valle del Oka se desarrollan suelos fértiles donde predominan las arcillas provenientes del aporte del material sedimentario de los ríos, aflorando en muchos de ellos la base de roca caliza (Patronato de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, 1998).

A la altura de Gernika se aprecia una banda de rocas volcánicas, esto indica la existencia de un estrecho campo de lavas que se extiende por Baldatika (Forua) y Metxika (Errigoiti). Al sur de la cuenca, el río Oka atraviesa litologías pertenecientes al Cretácico superior, compuesto por calizas impuras y calcarenitas, atravesadas por bandas horizontales de alternancia de margo-calizas, margas calizas y calcarenitas de naturaleza flyschoides, y al flysch calcáreo de edad terciaria. Este último se caracteriza

por rocas areniscas, algunas de granulometría gruesa, que originan los resaltes morfológicos principales en el área de Oiz, lutitas y margas (Figura 2.6).

La formación del valle del Oka está ligada a una extrusión diapírica, es decir, un proceso geodinámico que consiste en el empuje vertical de las arcillas de edad triásica, que debido a su baja densidad, produjeron también el empuje de las capas superiores. El ascenso de estas arcillas tuvo lugar a favor de una línea de fractura de dirección Norte-Sur que luego por los procesos erosivos desarrollados generó una depresión (Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial).

Posteriormente, el proceso erosivo experimentado durante miles de años sobre los materiales ha dado lugar al afloramiento, a ambos lados del valle y en orientación este y oeste, de materiales jurásicos, cretácicos y terciarios. Se puede considerar al río Oka como el elemento fundamental de este proceso erosivo ya que, aprovechando la menor resistencia de las arcillas triásicas y mediante un proceso de desgaste continuado, conformó la estructura actual.

Las características geológicas están establecidas mayormente por materiales sedimentarios de edad cretácica (caracterizados por su baja permeabilidad), calizas arenosas, sustratos calcáreos pedregosos, con predominio de roca madre (calcáreas) en tramos altos y terrenos aluviales bordeados por tramos de arcillas y yesos.

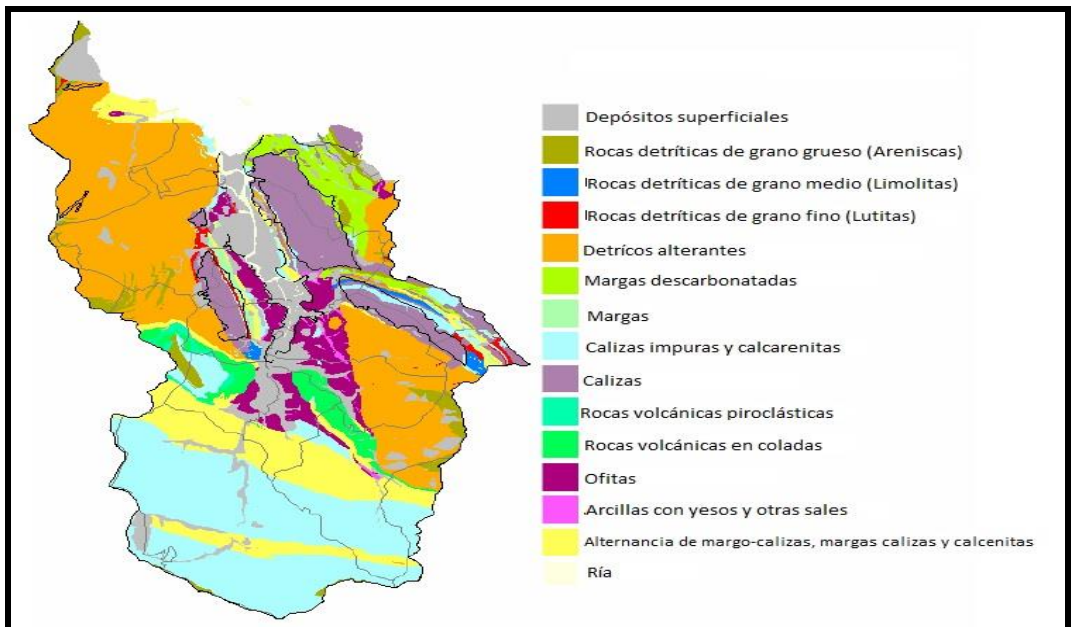


Figura 2.6. Mapa litológico de la Unidad Hidrológica Oka. Fuente: Patronato de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, 1998.

2.1.5. Usos del suelo y actividad forestal

La dedicación de la cuenca del río Oka es mayoritariamente agropecuaria y forestal, a excepción de la zona de Gernika y proximidades donde existe una importante actividad industrial (metalúrgica, naval, química y conservera, entre otras). La parte alta está dominada por monocultivos vegetales de especies de crecimiento rápido (principalmente pino y eucalipto) destinados a la explotación forestal y se sitúan en las cabeceras de la cuenca y a media ladera. En las partes inferiores el uso es agropecuario. La figura 2.7 muestra la distribución de la cobertura vegetal.

La vegetación que se desarrolla en la cuenca tiene una base netamente atlántica y depende de los diferentes ambientes que se dan en la zona. La salinidad del agua, la naturaleza del terreno, la orientación, por ejemplo son factores que influyen en el tipo de vegetación predominante. En las zonas altas de la cuenca, junto a las plantaciones comerciales de pino y eucalipto, se conservan algunos tramos de bosque atlántico de castaños, robles y fresnos, y de bosque de galería donde abunda el aliso junto con el roble, el fresno, el arce, el olmo y sauces.

La mayoría de las tierras medias están ocupadas por la campiña atlántica, que es el área que ha sido intervenida directamente por el ser humano. La propia formación de la misma se debe a la explotación agrícola y ganadera de los caseríos. En este ambiente se da una gran riqueza ecológica al alternar los cultivos con prados, landas y bosques. Se está produciendo un proceso de deterioro de este ambiente debido al abandono de las labores agrícolas y la plantación de pinos. Esporádicamente es posible observar manchas dispersas de robledal, bosque atlántico y bosque de ribera en los lindes de los cauces fluviales.

El *Pinus radiata* –conífera de rápido crecimiento- fue introducido en la vertiente atlántica del País Vasco a mediados del siglo XIX; tras su éxito de productividad obtenido en un ensayo experimental con fines repobladores, a inicios del siglo XX se emprende una dinámica repobladora. El resultado es que los pinares junto con el eucalipto ocupan la mayor parte de la superficie arbolada del lugar, coincidentes con el nicho ecológico del robledal (Ibarrondo y González, 2008).

En 1954 abarcaba el 11% de la superficie arbolada de la comarca, tan sólo 20 años después ocupaba ya el 75% de la misma. A finales del siglo XX los cultivos de este pino ocupan el 60% de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai. En 2006, las especies de crecimiento rápido ocupan el 75% (11ha): 65% (9632 ha) son coníferas y 10% (1495 ha) son eucaliptos (Figura 2.8).

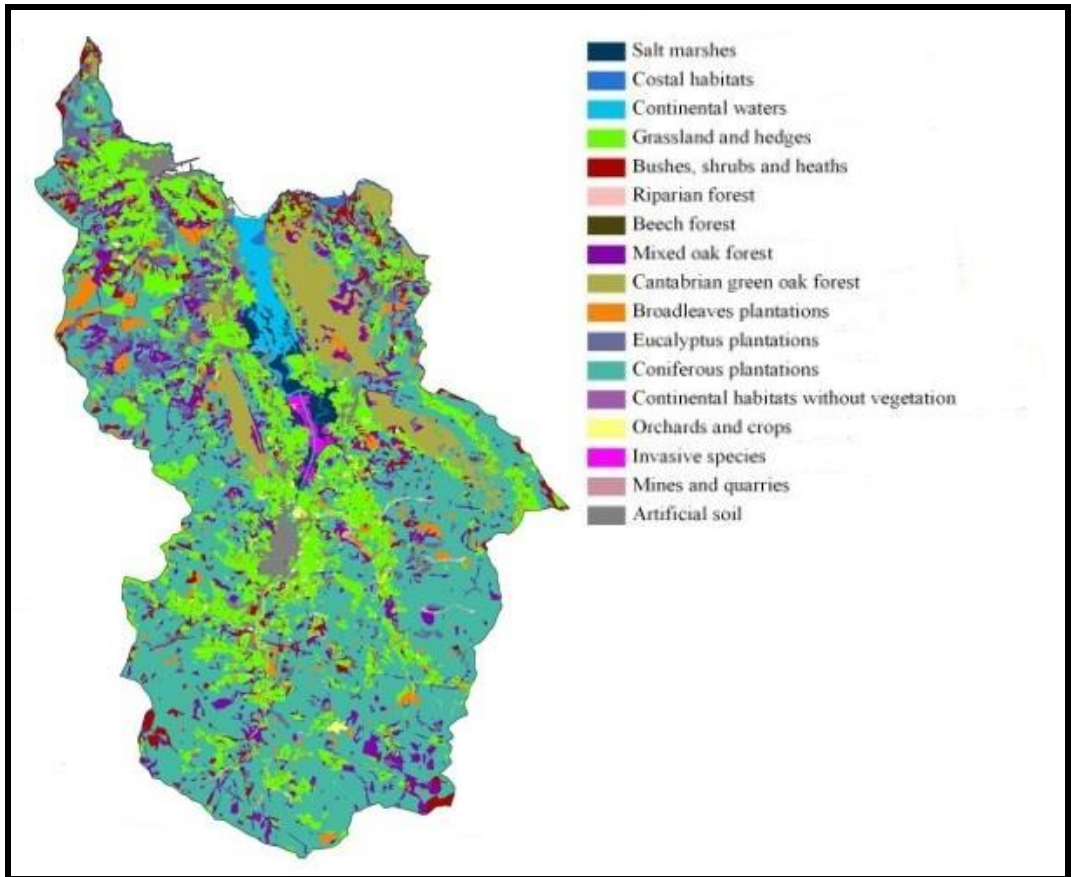


Figura 2.7. Mapa de cobertura vegetal de la Unidad Hidrológica Oka. Fuente: Onaindía y Rodríguez, 2008.

La madera del *Pinus radiata* se destina principalmente a los aserraderos del entorno, exceptuando una parte (30%) que se envía a los aserraderos de fuera (Burgos, Soria, por ejemplo). Esta madera se emplea en carpintería, muebles, construcción con madera laminada, embalaje. Por otra parte, la madera procedente de las claras del pino (la apea) así como la madera residual de la actividad de los aserraderos (costero y astilla) se utilizan en la industria papelera (Papelera de Durango) y en la industria del aglomerado (empresa Inama situada en el municipio de Muxika). Mientras que la madera de eucalipto se destina a la industria de desintegración, siendo actualmente la mayor proveedora de las papeleras (Papelera de Durango).

Estas plantaciones no constituyen bosques o repoblaciones, dado que ni albergan una comunidad dinámica peculiar en el sentido biológico del término, ni se plantan para recuperar la cubierta vegetal propia de la zona. Se trata sencillamente de cultivos forestales estrictamente dedicados a abastecer de madera a la industria papelera y de

transformación y producción de aglomerados. Los pinos se cortan cada 25 a 35 años, mediante una técnica conocida como “corta a hecho” o “matarrasa” que consiste en talar todos los árboles a un tiempo. Paralelo a dicho trabajo se trazan anchas pistas de acceso a la explotación en las laderas, la limpieza de ramas en los árboles una vez cortados y el traslado de sus troncos en camiones a los aserraderos o papeleras. La broza y restos de ramas sin valor quedan sobre el terreno donde en ocasiones son quemados liberando todo el CO₂ acumulado a la atmósfera. Para replantar se roturan las laderas, habitualmente a favor de pendiente, con lo que se facilita el arrastre y erosión del suelo forestal. La técnica de matarrasa se emplea discrecionalmente, dejando vía libre al lavado de grandes superficies de suelo por las escorrentías, y sin realizarse labor alguna de control en los porcentajes de superficie sometida a matarrasa respecto del total de la cuenca. Dicha técnica genera considerables impactos ecológicos y paisajísticos (Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial).

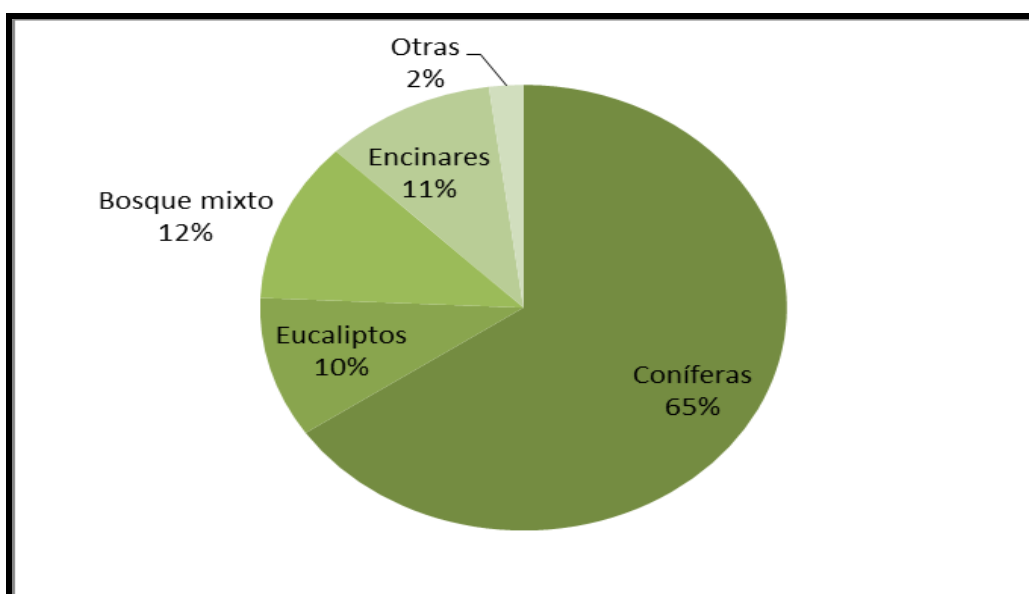


Figura 2.8. Superficie arboleada de la Unidad Hidrológica Oka. Fuente: Inventario Forestal, 2006.

La maquinaria pesada utilizada en las labores de corta y extracción del material provoca importantes alteraciones en el suelo, ocasionadas por el incremento en su densidad aparente y consiguiente reducción de la conductividad hidráulica; el resultado es un aumento de la escorrentía ya de por sí elevados. Por otra parte, las labores de decapado y subsolado posteriores a la tala privan al terreno de una cubierta vegetal mínima provocando grandes pérdidas por erosión (Ibarrondo y González, 2008). Los

restos vegetales de la superficie del suelo se eliminan mediante un arado profundo que a veces llega a fragmentar el substrato rocoso. Estas técnicas reducen la productividad de los suelos acidificándolos y generando procesos de pérdida de nutrientes.



Figura 2.9. a) plantación de *Pinus radiata*, b) troncos depositados y listos para llevar al aserradero y ser transformados en tablas y otros elementos de madera, c) terreno en la que se ha llevado a cabo una matarrasa.

Fuente: Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial, 2014.

La cuenca del río Oka al estar protegida bajo la figura de Reserva de la Biosfera de Urdaibai, los usos se rigen por el Plan Rector de Uso y Gestión, uno de los instrumentos que desarrolla la Ley de Protección y Ordenación de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai. El primer Plan Rector se puso en vigor en diciembre de 1993 y fue modificado en el año 2003. Este plan es un régimen jurídico especial al primer espacio protegido de la Comunidad Autónoma del País Vasco en razón a su interés natural, científico, educativo, cultural, recreativo y socio-económico.

Sin dejar de contemplar la explotación forestal como una de las grandes oportunidades de Urdaibai, se pretende una ordenación hidrológico-forestal que reduzca el riesgo de deterioro ambiental, en el convencimiento de que una explotación racional

además de constituirse en un indudable factor de renta, puede rendir importantes beneficios ambientales. Desde esos supuestos se plantean dos líneas de actuación prioritarias. La primera, máxima protección a los bosques de especies autóctonas, con incremento de su superficie y recuperación de los bosques de ribera; y la segunda, control de la actividad forestal productiva, referida tanto al tipo de manejo como a su localización y extensión territorial (Ibarrondo y González, 2008).

El Plan Rector intenta consensuar a todos los afectados por la protección de la Reserva de la Biosfera, conservando el patrimonio natural y cultural del área protegida y permitiendo un desarrollo sostenible de sus habitantes. El plan rector es una herramienta de gestión y planificación territorial que permite conocer objetivos, instrumentos, zonificación y regulación del uso del suelo rústico protegido. El objeto del plan rector es proteger y recuperar el conjunto de ecosistemas que existen en el área protegida de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, haciendo especial hincapié en las aguas (subterráneas y superficiales) y en las masas de vegetación autóctonas, así como en impulsar y promover un uso racional del suelo rural.

2.1.6. Planificación hidrológica

La planificación hidrológica es un requerimiento legal que se establece con los objetivos generales de conseguir el buen estado y la adecuada protección del dominio público hidráulico y las aguas, la satisfacción de las demandas de agua, el equilibrio y armonización del desarrollo regional y sectorial, incrementando las disponibilidades del recurso, protegiendo su calidad, economizando su empleo y racionalizando sus usos, en armonía con el ambiente y los demás recursos naturales.

De manera más detallada, los objetivos ambientales para las masas de agua superficial se concretan de la siguiente manera (URA, 2016a):

- ★ Prevenir el deterioro del estado de las masas de agua superficial.
- ★ Proteger, mejorar y regenerar todas las masas de agua superficial con el objeto de alcanzar un buen estado de las mismas, considerando tanto el estado ecológico como el químico.
- ★ Reducir progresivamente la contaminación procedente de sustancias prioritarias y eliminar o suprimir gradualmente los vertidos, las emisiones y las pérdidas de sustancias peligrosas prioritarias.

Según el mandato establecido por DMA y su transposición a la legislación española, el proceso de planificación es iterativo y se desarrolla en ciclos de 6 años. El Plan

Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental correspondiente al ciclo 2015-2021 ha sido aprobado mediante el Real Decreto 1/2016. Dicho plan constituye la revisión del PH 2009-2015 aprobado por Real Decreto 400/2013.

De acuerdo con lo establecido en el Real Decreto 29/2011 por el que se define la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental, este PH ha sido elaborado mediante la integración armónica de los planes hidrológicos de dos ámbitos competenciales. Por un lado, el ámbito de competencias de la Comunidad Autónoma del País Vasco -las Cuencas Internas- cuya planificación realiza URA y, por otro lado, el ámbito de competencias del Estado, las Cuencas Intercomunitarias, cuya planificación acomete la Confederación Hidrográfica del Cantábrico. La red hidrográfica en la DH del Cantábrico Oriental se divide en 13 zonas: Barbadun, Nervión-Ibaizábal, Butroe, **Oka**, Lea, Artibai, Deba, Urola, Oria, Urumea, Olartzun, Bidasoa y Ríos Pirenaicos (Nive y Nivelle) (Figura 2.10). Según el PH, la U.H.O está conformada por los ríos Oka-Golako-Mape y Artigas, por el Estuario Oka y los acuíferos de Ereñozar y Gernika.



Figura 2.10. Red hidrográfica de la DH del Cantábrico Oriental. Fuente: URA, 2016b.

El proceso de planificación está compuesto por una serie de elementos que se suceden unos a otros y que en su conjunto configuran la identificación de los problemas, el diagnóstico de la situación y el establecimiento de las soluciones. Entre ellos se encuentran el análisis de presiones e impactos y la evaluación del riesgo, los programas de seguimiento, la evaluación del estado, la determinación de los objetivos ambientales y

el establecimiento de los programas de medidas. Cada uno de los siguientes elementos se aborda en un epígrafe específico del Plan Hidrológico:

- ★ Caracterización de la masa de agua: para las masas superficiales se indica la categoría, la naturaleza, la tipología y la unidad hidrológica.

- ★ Análisis de presiones e impactos y evaluación del riesgo: se muestran las presiones en los escenarios de referencia 2008 y 2013, diferenciando entre presiones significativas y otras presiones. En el apartado de impactos se diferencia entre los escenarios de referencia 2008 y 2013. De la combinación de las presiones y los impactos se obtiene la evaluación del riesgo, señalándose si el riesgo de no alcanzar los objetivos ambientales es alto, bajo, medio o nulo.

- ★ Evaluación del estado: incluye la evaluación del estado de la masa de agua, tanto para la situación de referencia 2008 que sirvió de diagnóstico para el ciclo de planificación hidrológica 2009-2015, como para la referencia 2013 que se corresponde con el diagnóstico inicial del presente ciclo de planificación hidrológica 2015-2021. También se presentan los diagnósticos anuales del periodo 2009-2013.

En el caso de las masas superficiales se presenta el estado ecológico, químico y total.

- ★ Objetivos ambientales y excepciones: Se indican los objetivos establecidos en el PH 2009-2015 y en el PH 2015-2021.

- ★ Programas de control: Se presentan las estaciones de control de la masa y los programas de seguimiento a los que pertenecen.

- ★ Medidas: Se recogen las medidas previstas y su horizonte de implementación, indicando si van dirigidas a presiones significativas o a otras presiones.

A continuación se presenta la ficha resumen del PH correspondiente al río Oka (masa de agua OKA-A) (URA, 2016c):

-CARACTERIZACIÓN: dicha masa de agua tiene categoría de río natural incluido dentro de la tipología de ríos cántabro-atlánticos calcáreos.

-ANÁLISIS DE PRESIONES E IMPACTOS Y EVALUACIÓN DEL RIESGO:

Presiones: En este apartado se identifica dificultades para compatibilizar la satisfacción de las demandas y el cumplimiento del régimen de caudales ecológicos. No se registran cambios significativos en el nivel y naturaleza de las presiones:

Tipo de presión	Escenario 2008		Escenario 2013	
	Presiones significativas	Otras Presiones	Presiones significativas	Otras Presiones
1.1 Vertidos urbanos	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
1.3 Vertidos industriales (IPPC)	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
3 Extracción de agua	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
4.8 Alteración hidromorfológica - Azudes	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
5.1 Alteración del canal	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>

Impactos: No se han detectado impactos en el escenario de referencia 2013. Probablemente debido al cambio de la estación representativa del estado de la masa de agua (la estación OKA075 sustituye a la estación OKA114):

Tipo de Impacto	Escenario 2008		Escenario 2013	
	Impactos significativos	Otros impactos	Impactos significativos	Otros impactos
Contaminación por sustancias prioritarias	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		
Habitat alterado	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		

Riesgo: En consecuencia, el riesgo de no alcanzar los objetivos ambientales es bajo.

-EVALUACIÓN DEL ESTADO: La masa mejora su estado ecológico y químico alcanzando los objetivos ambientales:

Escenario 2008			Escenario 2013			Estado Ecológico					Estado Químico					Estado Total				
EE	EQ	E	EE	EQ	E	9	10	11	12	13	9	10	11	12	13	9	10	11	12	13
D	NA	PB	B	B	B	U	U	U	B	B	U	U	U	B	B	U	U	U	B	B

Estado Ecológico (EE): Muy bueno o máximo potencial (MB); Bueno (B); Moderado (Mo); Deficiente (D); malo (M); Desconocido (U).

Estado Químico (EQ): Bueno (B); no alcanza el buen estado químico (NA); Desconocido (U).

Estado total (E): Bueno (B); Peor que bueno (PB).

-OBJETIVOS AMBIENTALES: El PH 2009-2015 pretende alcanzar el buen estado ecológico y químico en el año 2015; por su parte el PH 2015-2021 mantener el buen estado ecológico y químico en 2021.

-MEDIDAS: se establecen dos tipos de medidas: unas dirigidas al cumplimiento de los objetivos ambientales (Colector Gernika-Bermeo, Colector Muxika-Gernika y Ordenación de las captaciones para regadío en la cuenca del río Golako) y otras dirigidas a otros objetivos de la planificación hidrológica (Desarrollo de las obras del PAT de abastecimiento de Urdaibai. Fase I y II, Defensa frente a inundaciones en Gernika: casco urbano y polígono industrial Txanparta).

Cabe mencionar que el diagnóstico anterior se realiza también para otras masas de aguas superficiales que conforman la U.H.O (Golako, Mape, Artigas). Así como Oka interior y Oka exterior que corresponden a dos puntos de control ubicados en el estuario de Urdaibai.

2.1.7. Evaluación del Cambio Climático dentro del Plan Hidrológico

El apartado 2.4.6 de las Disposiciones de la Instrucción de Planificación Hidrológica establece que el PH evaluará el posible efecto del cambio climático sobre los recursos hídricos naturales de la demarcación. Por ello, estimará mediante modelos de simulación hidrológica, los recursos que corresponderían a los escenarios climáticos previstos.

En relación con la planificación hidrológica, el cambio climático podría tener una influencia relevante en dos elementos esenciales: los recursos hídricos y la inundabilidad.

Con respecto a los recursos hídricos, la incorporación del efecto del cambio climático en la planificación hidrológica ha de estar basada en estudios técnicos a una escala adecuada. Las previsiones climáticas del IPCC resultan adecuadas como marco general, sin embargo, tienen una resolución escasa a nivel de demarcación hidrográfica. Los modelos desarrollados a escala europea durante los últimos años ofrecen una mayor resolución y, aunque sus resultados varían en función del escenario considerado, coinciden en la previsión de un descenso de las precipitaciones medias anuales en la región cantábrica. También es previsible, para esta misma región, un incremento de la evapotranspiración debido al aumento de la temperatura. Los diferentes trabajos disponibles prevén también un incremento de la estacionalidad, lo que también tiene consecuencias en relación con los recursos hídricos.

Los estudios realizados para el primer ciclo de planificación prevén un descenso progresivo de las precipitaciones, con una tasa que se incrementa considerablemente para horizontes temporales más lejanos. En este sentido, el PH 2015-2021, de acuerdo

con lo estipulado en la Instrucción de Planificación Hidrológica, consideró una reducción de las aportaciones del 2% para el horizonte 2027.

Es importante tener en cuenta que las predicciones de cambio climático son muy sensibles a los escenarios y modelos utilizados. Los recursos hídricos se estiman con base en estas previsiones, lo que añade aún más incertidumbre a las proyecciones futuras, especialmente a medio y largo plazo. Por lo tanto, estas previsiones han de tomarse con cautela, especialmente en el ámbito de la planificación hidrológica.

La información sobre caudales circulantes sugiere que el porcentaje de reducción del 11 % de aportes para la DH del Cantábrico Oriental es una estimación pesimista. En cualquier caso, se ha optado por utilizar este porcentaje de reducción para el horizonte temporal de 2033 y utilizar un valor del 4 % para el horizonte 2027, que resulta más cercano y congruente con la previsión del anterior Plan Hidrológico (URA, 2106b).

Es preciso señalar que se están implementando estrategias de planificación y gestión del cambio climático dentro del ámbito de la DH del Cantábrico Oriental. En este sentido, destacan las iniciativas desarrolladas dentro del territorio de la Comunidad Autónoma del País Vasco, que constituye la mayor parte de la demarcación. El VI Programa Marco Ambiental 2020 del País Vasco incluye el cambio climático como uno de los principales retos ambientales de la región. La estrategia de adaptación a este proceso se ha definido en la Estrategia Vasca frente al Cambio Climático, en la que se han determinado las medidas de carácter local y regional más adecuadas para facilitar la adaptación a este fenómeno de carácter global, entre las que destacan:

- ★ Apuesta por un modelo energético bajo en carbono, aumentando la cuota de energías renovables.

- ★ Aumento de la eficiencia energética de todos los sectores consumidores.

- ★ Consumo de derivados del petróleo 0 en 2050.

- ★ Transformación del transporte hacia otras tecnologías que permitan un 50% de consumo eléctrico, un 30% de gas natural y un 20% de bio-carburantes.

- ★ Edificios con 0 emisiones de gases de efecto invernadero en 2050.

En lo que se refiere a inundabilidad, se pudo identificar la gran incertidumbre de los resultados obtenidos en diversos estudios relacionados con el efecto del cambio climático en el patrón de lluvias, lo que no permite cuantificar actualmente la alteración que el cambio climático podría suponer en la frecuencia y magnitud de las avenidas. No obstante, se han de tener en cuenta las siguientes conclusiones complementarias:

★ Las previsiones del VI Documento Técnico del IPCC (Bates et al., 2008) en latitudes medias -similares a la que se sitúa la zona de estudio- indican como probable el aumento de la frecuencia e intensidad de los episodios de precipitación extrema. De hecho, para el norte peninsular y mediante simulaciones multi-modelo del periodo 2080-2099 para el escenario A1B de emisiones de GEI efectuadas con nueve modelos globales de clima, se obtuvieron variaciones respecto al período 1980-1999 en la intensidad de la precipitación superiores al 25% y en los días sin lluvia del orden del 100%.

En el recientemente aprobado Quinto Informe de Evaluación del IPCC se señala, en relación a fenómenos observados, que es probable que la frecuencia o intensidad de las precipitaciones intensas haya aumentado en Europa y, con relación a cambios futuros, que los eventos de precipitación extrema sobre la mayoría de las tierras de latitudes medias serán muy probablemente más intensos y más frecuentes. Como consecuencia, se proyecta que las crecidas que actualmente sobrevienen cada 100 años lo hagan con mayor frecuencia en las partes atlánticas de la Península Ibérica.

El efecto de esta variación en la frecuencia de las inundaciones es, sin embargo, más incierto debido a factores como la escasez de registros fiables, las alteraciones antrópicas del régimen fluvial, el tamaño de las cuencas en comparación con la resolución de los modelos de clima, la interacción entre el cambio de vegetación, la evapotranspiración y la escorrentía.

En cualquier caso y dado que el plazo de actualización de la planificación es de 6 años, se entiende que pueden desarrollarse sucesivas actualizaciones del grado de exposición del territorio en la medida que se disponga de series pluviométricas y fonorómicas más extensas y se confirmen o maten las conclusiones antes indicadas, disponiéndose del suficiente tiempo de respuesta para implementar medidas adicionales de mitigación del eventual incremento del riesgo (URA, 2016b). Además, paralelo al Plan Hidrológico se desarrolla la estrategia de Gestión del Riesgo de Inundación y Sequía 2015-2021.

2.1.8. Calidad del agua en la cuenca

El artículo 4 de la DMA establece como objetivo ambiental que las masas de aguas superficiales deben alcanzar el buen estado. Para la consecución de dicho objetivo resulta necesario el establecimiento de programas de seguimiento del estado de las aguas, tal y como indica el artículo 8. De este modo, se obtiene una visión general,

coherente y completa del estado de las masas de agua; asimismo, permite identificar las presiones e impactos que impiden alcanzar los objetivos ambientales y, por otro lado, sirve de evaluación del grado de eficiencia de los programas de medidas determinados en el Plan Hidrológico.

El estado de una masa de agua viene determinado por el estado químico y el estado ecológico. La DMA define un 'buen estado químico de las aguas superficiales' como el estado químico que alcanza una masa de agua superficial en el que las concentraciones de contaminantes no superan las normas de calidad ambiental establecidas en las normas comunitarias pertinentes que fijen los objetivos de calidad ambiental.

Por otro lado, el estado ecológico da idea de la calidad de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas. La valoración del estado ecológico se efectúa en función de indicadores biológicos, hidromorfológicos y fisicoquímicos, otorgándose una mayor preponderancia a los indicadores biológicos.

Tal como se mencionó en el apartado 1.2, la masa de agua que caracteriza la cuenca en estudio se ha denominado OKA-A, en ella se disponen tres puntos de control: OKA66 en Areatza (para el control de la protección psíquica), OKA075 en Muxika (control representativo) y OKA114 en Gernika (control de impactos). Además se han dispuesto otros tres puntos de control en sus tributarios: OKG120 en el Golako, OKM056 en el Mape y OKR020 en el Artigas.

Para el quinquenio 2011-2015 (Tabla 2.1.A) únicamente OKA114 presenta un mal estado físico-químico, es habitual que este punto no supere el umbral Bueno/Moderado. En los demás puntos de control no se detectan problemas significativos.

Sustancias preferentes (Tabla 2.1.B): no se producen problemas significativos en ninguna de las masas de agua de la Unidad para el periodo 2011-2015.

En cuanto al estado químico (sustancias prioritarias) nuevamente es OKA114 el único punto que registra problemas (Tabla 2.1.C). Se da incumplimiento de las normas de calidad para níquel en agua (superación de la NCA-MA-Normas de Calidad Ambiental, Media Anual) y para mercurio en biota, de modo que el estado químico para el periodo 2011-2015 no alcanza el buen estado químico.

Tabla 2.1. Valoración de estado para el periodo 2011-2015 en las estaciones de muestreo OKA-A: condiciones fisicoquímicas generales, sustancias preferentes y estado químico. Fuente: URA, 2016.

A)	Condiciones Físicoquímicas Generales						B) Sustancias Preferentes						c) Estado Químico						
	Estación	11	12	13	14	15	11-15	11	12	13	14	15	11-15	11	12	13	14	15	11-15
OKA066	MB	B	MB	MB	MB	MB	MB	MB	B	MB	MB	MB	B	B	B	B	B	B	B
OKA075	NE	B	MB	MB	MB	MB	NE	MB	MB	MB	MB	MB	NE	B	B	B	B	B	B
OKA114	<B	<B	<B	<B	B	<B	B	NA	B	B	MB	B	NA	NA	NA	NA	B	NA	NA
OKG120	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	B	B	B	B	B	B
OKM056	MB	MB	MB	MB	B	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	B	B	B	B	B	B
OKR020	MB	MB	MB	MB	B	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	B	B	B	B	B	B

Condiciones Físico-Químicas Generales: Muy bueno (MB); Bueno (B); Moderado o peor que bueno (Mo); Deficiente o peor que bueno (D); malo o peor que bueno (M).
Sustancias preferentes y Estado Químico: Muy bueno (MB); Bueno (B); no alcanza (NA)

Específicamente en el punto OKA075 (Muxika) los indicadores complementarios indicaron para el periodo 2012-2015 (Tabla 2.2) lo siguiente: Por lo que se refiere a la Directiva de Vida, el año 2012 presentó peores resultados de calidad (clase III). El resto de los años son de clase II. El índice de Prati no detectó problemas de consideración durante 2012-2015. Por el contrario, el ICG detecta problemas (clase moderado) en 2013 y 2015.

Tabla 2.2. Resultados de los indicadores físico-químicos para OKA durante 2012-2015. Fuente: URA, 2016.

Año	ICG	Prati	Vida
2012	B	MB	III
2013	Mo	MB	II o C
2014	B	MB	II o C
2015	Mo	MB	II o C

Para el mismo punto de control, con lo que respecta sustancias preferentes (Cu, Cr y Zn) y prioritarias (Ni y Pb) en la figura 2.11 se muestra la evolución de dichas sustancias en la matriz agua para el periodo 2012-2015. Para todas las campañas se cumplen las Normas de Calidad Ambiental establecidas en el Anexo I y II del Real Decreto 60/2011. El Cu y Cr presentan una tendencia al alza, el Zn tiende a disminuir y el Pb se mantiene constante durante 2012-2015.

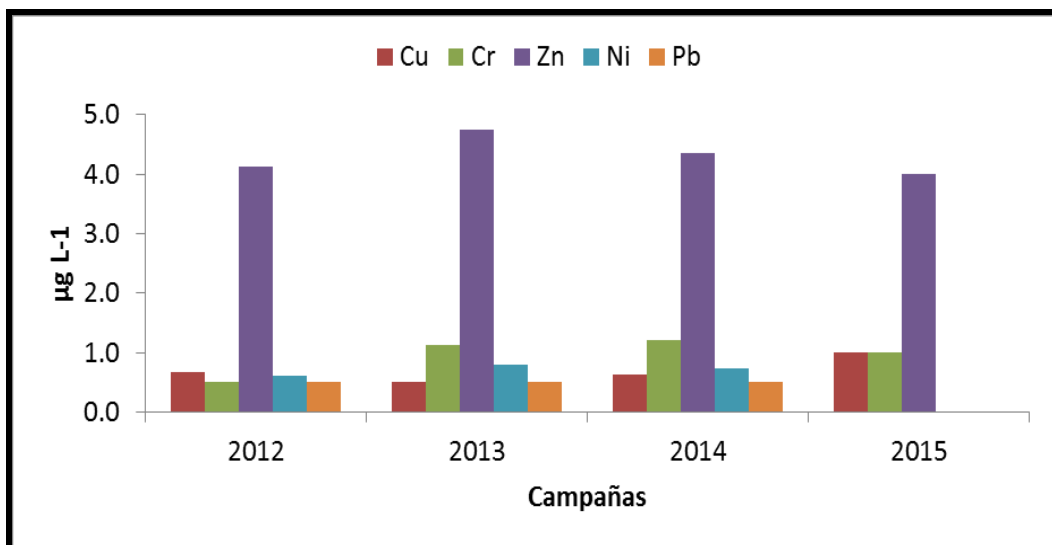


Figura 2.11. Evolución interanual de metales pesados en la matriz agua de OKA075.
Fuente: Elaboración propia a partir de datos de URA, 2013, 2014, 2015 y 2016.

Como se mencionó anteriormente, la matriz sedimento solamente fue analizada en el punto de control OKA114 (Gernika). En la tabla 2.3 se representa la evolución interanual de metales pesados en la matriz sedimento determinados en el punto OKA114 para el último quinquenio (2011-2015). Se concluye que el plomo y zinc son sustancias con presencia importante a lo largo de la serie, sin una tendencia clara definida. En cuanto al cobre y cromo se observa cierta tendencia ascendente, ya que en los últimos años se registran mayores concentraciones (URA, 2016). Las campañas 2012 y 2014 mostraron mayores contenidos de metales en el sedimento. Por el contrario, la campaña 2015 mostró los menores contenidos. Estas tendencias se han de confirmar en las próximas campañas.

Tabla 2.3. Evolución interanual de metales pesados en la matriz sedimento de OKA114.
Fuente: URA, 2012, 2013, 2014, 2015 y 2016.

Sustancia (mg kg ⁻¹)	Campañas				
	2011	2012	2013	2014	2015
Cu	116	1001	14	1180	7
Cr	200	3078	68	3995	21
Zn	110	177	43	291	34
Pb	53	28	24	136	12

2.2. SELECCIÓN Y DESCRIPCIÓN DEL MODELO SWAT

La elección del modelo SWAT se debe fundamentalmente a las siguientes consideraciones:

- ★ Es ampliamente utilizado a nivel mundial para evaluar la hidrología, transporte de sedimentos y efectos del cambio climático, tanto en cuenca pequeñas como de mayor tamaño en diferentes regiones.

- ★ Es un modelo de base física, semi-distribuido y continuo que trabaja a escala de cuenca y es capaz de analizar múltiples procesos necesitando pocos datos de entrada, los cuales generalmente son de fácil adquisición.

- ★ Es un modelo de libre descarga (<http://swatmodel.tamu.edu>) que cuenta con una amplia comunidad virtual de apoyo e intercambio de ideas, compuesto por usuarios de diversas partes del mundo. Además, los desarrolladores del modelo tienen participación activa dentro de los grupos a fin de dar una adecuada respuesta o soporte técnico.

- ★ Opera bajo la interface de ArcSWAT, lo cual es una extensión del sistema de información geográfica ArcGis, lo cual permite organizar fácilmente los datos geográficos de entrada, visualizar las salidas del modelo a escala temporal y espacial contando con la funcionalidad de la herramienta SIG.

- ★ Los cálculos/procesos de computación pueden ser llevados por equipos informáticos habituales. La modelización, por ejemplo, de cuencas grandes o de una variedad de estrategias de manejo pueden ser llevadas a cabo sin necesidad de una excesiva inversión de tiempo y dinero.

SWAT fue desarrollado por USDA-ARS (Agricultural Research Service) para predecir el impacto del manejo del suelo en la producción de agua, sedimentos y químicos agrícolas en cuencas no aforadas con variación de suelos, uso de suelo y condiciones de manejo en largos periodos de tiempo. El modelo tiene como principal objetivo predecir el efecto de la toma de decisiones en el manejo de la producción de agua, sedimentos, nutrientes y pesticidas (Arnold et al., 1998).

Este modelo ha sido ampliamente utilizado a nivel mundial como herramienta que permite interactuar con sistemas de información geográfica y con potencial en lo referente a temas de cambio climático, ordenamiento territorial, zonificación, manejo de cuencas, planificación de cultivos, diagnóstico de áreas susceptibles a erosión, conservación de los recursos naturales.

SWAT es un modelo agro-hidrológico, conceptual y semi-distribuido basado en principios físicos que opera a escala diaria, sin embargo la opción de simular a escala sub-diaria se ha incorporado en las últimas versiones (Gassman et al., 2007). Esta partición temporal facilita el estudio de procesos que no pueden ser evaluados a escala diaria.

Es un modelo físico ya que en lugar de integrar ecuaciones de regresión para describir la relación entre las variables de entrada y salida necesita datos específicos de la cuenca, como climatología, topografía, propiedades del suelo, vegetación y prácticas de manejo. Los procesos físicos asociados al movimiento del agua y sedimentos, crecimiento de cultivos, ciclo de nutrientes, entre otros son directamente simulados por SWAT usando los datos de entrada. El hecho de que requiera más información de base que las ecuaciones de regresión, aporta mayor confianza a los resultados del modelo, incluso en cuencas sin aforar.

Los principales componentes del modelo incluyen parámetros climáticos, hidrológicos, propiedades del suelo, crecimiento de las plantas, nutrientes, pesticidas, bacterias y gestión de las actividades agrícolas, de manera que presenta una notable versatilidad, pudiendo ser utilizado con distintos objetivos. SWAT genera resultados de caudal, sedimentos, nutrientes (Nitrógeno y Fósforo), pesticidas y bacterias.

Se le atribuye la característica de semi-distribuido debido al fraccionamiento espacial que realiza, ya que divide las sub-cuencas en Unidades de Respuesta Hidrológica, las cuales consisten en unidades con una misma pendiente, usos del suelo y condiciones edáficas, y por tanto, con un comportamiento hidrológico similar (Neitsch et al., 2009) (Figura 2.12). Se obtienen por superposición de cada uno de dichos datos para luego reagrupar zonas con características similares. Cada URH es considerada como una fracción de sub-cuenca sin ubicación específica.

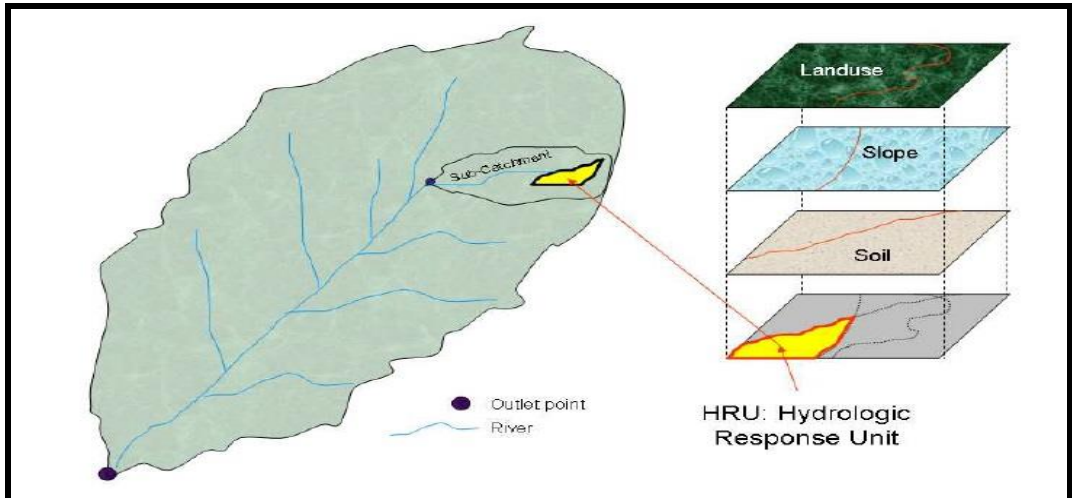


Figura 2.12. Esquema de la definición de las Unidades de Respuesta Hidrológica.

2.2.1. Descripción de los principales módulos

En este apartado se pretende realizar una breve descripción de los procesos más relevantes de la presente tesis. La totalidad de los algoritmos representados por el modelo se encuentran en el manual de usuario (Neitsch et al., 2009).

2.2.1.1. Módulo hidrológico

En SWAT, el balance hídrico es la fuerza conductora detrás de todo lo que sucede en la cuenca. La simulación hidrológica de cuenca es separada en dos grandes componentes. El primer componente es la fase terrestre del ciclo hidrológico (Figura 2.13), controla la exportación de agua, sedimentos, nutrientes y pesticidas desde cada una de las sub-cuencas hacia el canal principal. El segundo componente es la fase de tránsito del ciclo hidrológico, el cual es definido como el movimiento del agua y sedimentos a través de la red de drenaje hasta alcanzar la salida de la cuenca. El componente de la fase terrestre del ciclo hidrológico está basado en la ecuación de balance de masas:

$$SW_1 = SW_0 + \sum_{i=1}^1 (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw}) \quad (2-1)$$

donde SW_t es el contenido final de agua en el suelo (mm), SW_0 es el contenido inicial de agua del suelo (mm), t es el tiempo (días), R_{day} es la cantidad de precipitación en un día i (mm), Q_{surf} es la cantidad de escorrentía superficial en un día i (mm), E_a es la cantidad de evapotranspiración en día i (mm), W_{seep} es la cantidad de agua que entra la zona no

saturada del perfil del suelo en un día i (mm) y Q_{gw} es la cantidad de flujo de retorno en un día i (mm).

El balance hídrico para toda la cuenca está dado por la siguiente ecuación:

$$PCP = YLD + ET + (Ploss - GWQ) \quad (2-2)$$

donde PCP es la precipitación (mm), YLD es la producción de agua (mm), ET es la evapotranspiración (mm), $Ploss$: son las pérdidas por percolación (mm) y GWQ es el flujo de retorno (mm).

La producción de agua están formados por:

$$YLD = SURQ + LAT + GWQ + Tloss \quad (2-3)$$

donde YLD es la producción de agua (mm), $SURQ$ es la escorrentía superficial (mm), $LATQ$ es el flujo lateral (mm), $GWQ =$ Flujo de retorno (mm) y $Tloss$ son las pérdidas por transmisión (mm).

El balance hídrico es calculado para cada URH y posteriormente se suman los resultados para obtener el valor de la totalidad de la cuenca. Esta manera de operar aumenta la precisión del cálculo dado que no todos los suelos, cultivos y usos se comportan de la misma manera en términos hidrológicos.

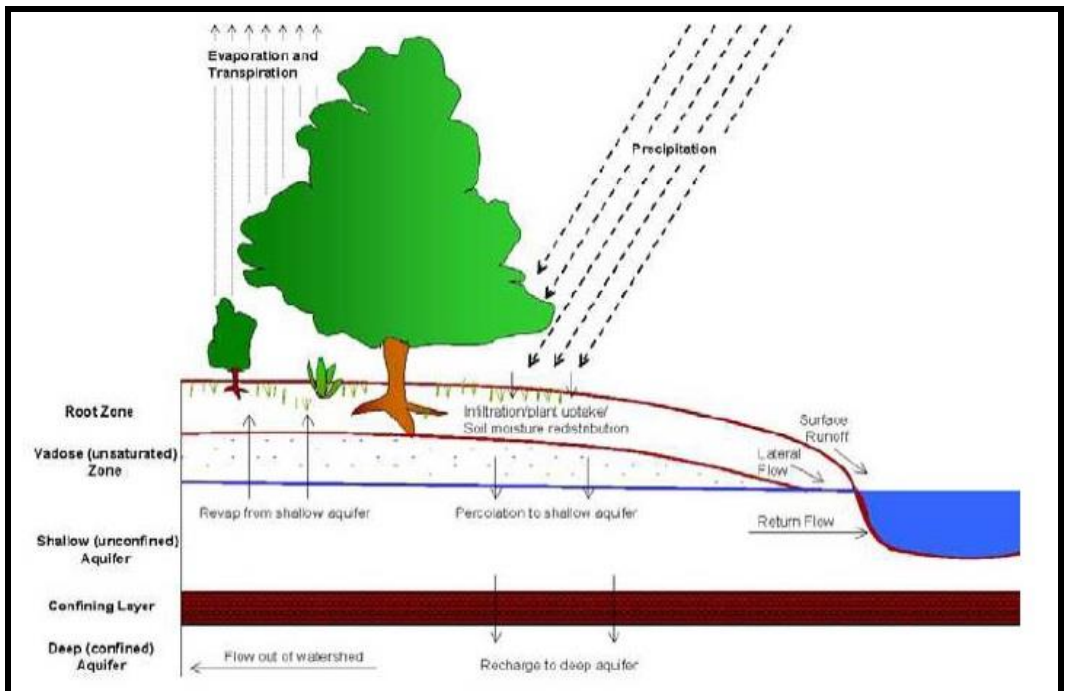


Figura 2.13. Representación esquemática del ciclo hidrológico.

Fuente: <http://swat.tamu.edu/documentation>.

2.2.1.1.a. Escorrentía superficial

La escorrentía superficial tiene cuando la intensidad de la precipitación que alcanza la superficie del suelo excede la tasa de infiltración. La infiltración disminuye cuando el suelo comienza a humedecerse y cuando el aporte de agua es mayor que la tasa de infiltración, entonces las depresiones superficiales se llenan. Si el aporte de agua. SWAT ofrece dos métodos para estimar la escorrentía superficial: el número de curva (USDA-SCS, 1972) y Green y Ampt. La primera técnica permite determinar la cantidad de escorrentía en función del contenido de agua del suelo y la segunda calcula la cantidad de agua permeada en función de la conductividad hidráulica, potencial de humectación de la matriz e infiltración acumulada, sin embargo, requiere de datos de precipitación sub-diarios. Para esta tesis se eligió el método del número de curva:

$$Q_{surf} = \frac{(R_{day} - 0.2S)^2}{(R_{day} + 0.8S)} \quad (2-4)$$

donde Q_{surf} es la escorrentía acumulada o el exceso de precipitación (mm), R_{day} es la profundidad de precipitación (mm) y S es el parámetro de retención (mm) calculado por la ecuación:

$$S = 25.4 \left(\frac{1000}{CN} \right) - 10 \quad (2-5)$$

El número de curva es una función de la permeabilidad del suelo, del uso y condiciones antecedentes de humedad. Así para cada uso del suelo se determinan tres números de curva: NC_1 condición seca (punto de marchitez), NC_2 condición de humedad media y NC_3 condición de humedad (capacidad de campo). En SWAT se puede calibrar NC_2 a partir del cual se calculan los valores de NC para los otros dos tipos de condiciones. Para mayores detalles consultar Neitsch et al. (2011). De forma general, cuanto mayor número de curva mayor escorrentía superficial.

La proporción de escorrentía máxima es un indicador de la fuerza erosiva de un evento de precipitación y es usado para predecir la pérdida de sedimento. SWAT calcula la escorrentía máxima con el método racional modificado:

$$Q_{peak} = \left(\frac{\alpha_{tc} * Q_{surf} * Area}{3.6 * T_{conc}} \right) \quad (2-6)$$

donde q_{peak} es el índice pico de escorrentía ($m^3 s^{-1}$), α_{tc} es la fracción de precipitación diaria que ocurre durante el tiempo de concentración, Q_{surf} es la escorrentía superficial (mm), Área es el área de la subcuenca (km^2), t_{conc} es el tiempo de concentración para la subcuenca (hr) y 3.6 es un factor de conversión.

El tiempo de concentración es el tiempo que necesita una gota de agua para fluir desde el punto más remoto en la subcuenca hasta la salida. El tiempo de concentración “ t_{conc} ” se calcula sumando el tiempo del flujo superficial “ t_{ov} ” (el tiempo necesario para que el flujo, desde el punto más remoto en la subcuenca, alcance el canal) y el tiempo del flujo del canal “ t_{ch} ” (el tiempo necesario para que el flujo de los canales de la parte alta de la cuenca alcance la salida):

$$T_{conc} = t_{ov} + t_{ch} \quad (2-7)$$

2.2.1.1.b. Evapotranspiración

La evapotranspiración es el proceso por el cual el agua de la superficie terrestre es convertida a vapor de agua. El modelo SWAT estima primero la ETP para luego estimar la real. Para el cálculo de la ETP proporciona tres métodos: Penman-Monteith (Monteith, 1965), Hargreaves (Hargreaves et al., 1985) y Priestley-Taylor (Priestley y Taylor, 1972). Para esta tesis se utilizó el método Hargreaves:

$$E_0 = \frac{0.0023 * H_0 * (T_{mx} - T_{mn})^{0.5} * (T_{av} + 17.8)}{(L_v)} \quad (2-8)$$

donde E_0 es la evapotranspiración potencial (mm d^{-1}), L_v es el calor latente de vaporización (MJ kg^{-1}), H_0 es la radiación extraterrestre ($\text{MJ M}^{-2} \text{d}^{-1}$), T_{mx} es la temperatura máxima del aire para un día dado ($^{\circ}\text{C}$), T_{mn} es la temperatura mínima del aire para un día dado ($^{\circ}\text{C}$) y T_{av} es la temperatura media del aire para un día dado ($^{\circ}\text{C}$).

Una vez que ETP es determinada se estima la evapotranspiración real. En primer lugar SWAT evapora la lluvia interceptada por el dosel de las plantas luego calcula el volumen máximo de transpiración y finalmente la evaporación del suelo.

Cuando el agua disponible en el dosel de vegetación ha sido evaporada, la demanda evaporativa de agua remanente es dividida entre la vegetación y el suelo. SWAT procede a calcular la transpiración en función del índice de desarrollo foliar (LAI) y el contenido real de agua en el suelo. El modelo supone que, debido a una alta densidad de raíces en las capas superficiales del suelo, la transpiración producida en esas capas es más mayor, por lo que utiliza una función exponencial para distribuir la demanda potencial de agua. Podría ocurrir que las capas superiores del suelo no tengan suficiente agua para satisfacer esa demanda; para evitar esta situación el parámetro EPCO modifica la distribución de agua y permite que las capas inferiores puedan satisfacer la demanda no satisfecha por las capas superiores.

Una vez calculada la transpiración, la evaporación del suelo es estimada en función del índice de cobertura de tierra y la biomasa y el residuo del suelo.

Cuando existe una demanda evaporativa del agua del suelo, SWAT debe dividir esa demanda entre las diferentes capas del suelo, de tal manera que el 50% de la demanda de evaporación sea extraída de los primeros 10 mm de suelo. Puede ocurrir que las primeras capas del suelo no tengan suficiente agua para la demanda evaporativa, por tal razón se incorpora el parámetro de compensación ESCO, el cual le permite al usuario modificar la distribución de la profundidad usada para satisfacer la dicha demanda del suelo:

$$E_{soil,y} = E_{soil,zl} - E_{soil,zu} * esco \quad (2-9)$$

donde $E_{soil,y}$ es la demanda de evaporación por capa ly (mm), $E_{soil,zl}$ es la demanda de evaporación en el límite más bajo de la capa del suelo (mm), $E_{soil,zu}$ es la demanda de evaporación en el límite superior de la capa del suelo (mm) y $esco$ es el coeficiente de compensación de evaporación del suelo.

El modelo establece una cantidad máxima que puede ser evaporada en cualquier momento. Esta cantidad corresponde al 80% del agua disponible en plantas, la cual es la diferencia entre el contenido de agua en el suelo y el contenido de agua de la capa en el punto de marchitez.

2.2.1.1.c. Contenido de agua en el suelo

El agua que ingresa en el perfil suelo se mueve a través de diferentes vías. El agua puede ser removida por la absorción de plantas o la evaporación. Se puede infiltrar hasta llegar a los perfiles más inferiores del suelo y convertirse en recarga del acuífero. También el agua puede moverse lateralmente en el perfil y contribuir al caudal del cauce. De todas estas vías, la absorción del agua por las plantas remueve la mayor cantidad de agua que ingresa al perfil del suelo.

El modelo simula las interacciones con las plantas y la escorrentía a partir de los parámetros: capacidad de campo y el punto de marchitez permanente. El primero corresponde a la cantidad de agua retenida en un suelo saturado después de 48 horas de escurrimiento y el segundo es el punto en el cual la vegetación no es capaz de extraer el agua de los suelos. Ambos parámetros dependen de las características físicas y la composición de los suelos. Entre los dos parámetros también se define el contenido de agua disponible.

$$AWC = FC - WP \quad (2-10)$$

donde AWC es el contenido de agua disponible, FC es el contenido de agua en la capacidad de campo y el WP es el contenido de agua en el punto de marchitez permanente. El punto de marchitez permanente para un horizonte dado (WP_{ly}) es estimado por:

$$WP_{ly} = 0.40 * \frac{m_c * \rho_b}{100} \quad (2-11)$$

donde m_c es el porcentaje del contenido de arcilla en la capa (%) y ρ_b es la densidad aparente para la capa de suelo ($Mg\ m^{-3}$).

El suelo es dividido en varios horizontes y el agua retenida en ellos puede moverse hacia abajo si el contenido de agua de un horizonte excede la capacidad de campo y el siguiente horizonte no está saturado. A este proceso se le llama percolación y ocurre cuando la conductividad hidráulica de los horizontes subyacentes es mayor a la del horizonte superior. El tiempo de percolación es único para cada horizonte y se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$TT_{perc} = \frac{SAT_{ly} - FC_{ly}}{K_{sat}} \quad (2-12)$$

donde TT_{perc} es el tiempo de percolación (hr), SAT_{ly} es la cantidad de agua en un horizonte del suelo cuando está totalmente saturado (mm), FC_{ly} es el contenido de agua del horizonte en capacidad de campo (mm) y K_{sat} es la conductividad hidráulica saturada para el horizonte ($mm\ h^{-1}$).

La cantidad de agua cuando el suelo está completamente saturado es una conversión simplificada de la porosidad del suelo, expresado como una fracción del volumen total del suelo. No es un parámetro del modelo y su cálculo depende de la densidad aparente y de la densidad de la fracción sólida del suelo, la cual asume $2.65\ Mg\ m^{-3}$ como valor por defecto:

$$SAT \approx \Phi = 1 - \frac{\rho}{\rho_s} = 1 - \frac{\rho}{2.65} \quad (2-13)$$

donde Φ es la porosidad del suelo expresada como fracción del volumen total del suelo, ρ es la densidad aparente ($Mg\ m^{-3}$) y ρ_s es la densidad de la fracción sólida ($Mg\ m^{-3}$).

2.2.1.1.d. Agua subterránea

La simulación del agua subterránea es repartida en el sistema del acuífero, es decir, en acuífero poco profundo (no confinado) y en acuífero profundo (confinado) en cada subcuenca. El primero contribuye al cauce del canal principal o tramo de la subcuenca, y el agua que entra al acuífero profundo contribuye al flujo de la corriente en algún lugar fuera de la cuenca. La recarga de los acuíferos poco profundos ocurre a través de la percolación hacia el nivel freático desde una parte considerable de la superficie terrestre. En contraste, la recarga de los acuíferos confinado por percolación desde la superficie terrestre se da solamente aguas arriba al final del acuífero confinado donde la formación geológica que contiene el acuífero está expuesta en la superficie terrestre, el caudal no está limitado y se encuentra el nivel freático.

El balance hídrico para el acuífero poco profundo está dado por la siguiente ecuación:

$$aq_{sh,i} = aq_{sh,i-1} + W_{rchrg,sh} - Q_{gw} - W_{revap} - W_{pump,sh} \quad (2-14)$$

donde $aq_{sh,i}$ es la cantidad de agua almacenada en el acuífero poco profundo el día i (mm), $aq_{sh,i-1}$ es la cantidad de agua almacenada en el acuífero poco profundo el día $i-1$ (mm), $W_{rchrg,sh}$ es la cantidad de recarga que entra al acuífero poco profundo el día i (mm), Q_{gw} es el caudal de agua subterránea o caudal base en el cauce principal el día i (mm), W_{revap} es la cantidad de agua que entra a la zona del suelo en respuesta a las deficiencias de agua el día i (mm) y $W_{pump,sh}$ es la cantidad de agua extraída del acuífero poco profundo por bombeo al día i (mm).

Cuando el agua deja el horizonte del suelo más profundo por percolación, ésta puede recargar los dos tipos de acuíferos en función de una fracción establecida por el usuario. El cálculo de la recarga está basado en una función exponencial propuesta por Sangrey et al., (1984) para justificar el retraso en la recarga del acuífero una vez que el agua sale del perfil del suelo. Depende de la capacidad del suelo para retener agua, de las condiciones antecedentes y del parámetro GW DELAY. Esta ecuación simula el tiempo que tarda el agua que sale del perfil del suelo hasta recargar los acuíferos:

$$W_{rchrg,i} = (1 - \exp\left[\frac{-1}{GW_{delay}}\right]) * W_{seep} + \exp\left[\frac{-1}{GW_{delay}}\right]) * W_{rchrg,i-1} \quad (2-15)$$

donde $w_{rchrg,i}$ es la cantidad de recarga que entra a los acuíferos el día i (mm), GW_DELAY es el tiempo de retraso de las formaciones geológicas sobreyacentes

(días), W_{seep} es la cantidad total de agua saliendo del fondo del perfil del suelo el día i (mm) y $W_{rchrg,i-1}$ es la cantidad de recarga entrando a los acuíferos el día $i-1$ (mm).

La cantidad de agua proveniente de la recarga que puede ser desviada del acuífero poco profundo al acuífero profundo por percolación y está dada por la siguiente ecuación:

$$\begin{aligned} W_{deep} &= RCHRG_DP * W_{rchrg} \\ W_{rchrg,sh} &= W_{rchrg} - W_{deep} \end{aligned} \quad (2-16)$$

donde W_{deep} es la cantidad de agua transferida al acuífero profundo el día i (mm), RCHRG_DP es el coeficiente de percolación del acuífero determinado por el usuario, W_{rchrg} es la cantidad de recarga que entra a ambos acuíferos el día i (mm) y $W_{rchrg,sh}$ es la cantidad de recarga transferida al acuífero poco profundo el día i (mm).

Por otra parte, el acuífero poco profundo puede contribuir al caudal base del río basado en una constante de recesión, expresado por el parámetro ALPHA_BF. Este parámetro es un índice directo de la respuesta del flujo subterráneo a los cambios en la recarga (Smedema y Rycroft., 1983). El flujo ocurre cuando la cantidad de agua almacenada en el acuífero poco profundo es mayor al valor establecido para el parámetro GWQMN, el cual determina el nivel umbral freático en el acuífero poco profundo para la contribución del agua subterránea al cauce principal.

$$Q_{gw,i} = Q_{gw,i-1} * \exp(-ALPHA_{BF} * \Delta t) + W_{rchrg,sh} * (1 - \exp[-ALPHA_{BF} * \Delta t]) \quad (2-17)$$

donde $Q_{gw,i}$ es el flujo de agua subterránea en el cauce principal el día i (mm), $Q_{gw,i-1}$ es el flujo de agua subterránea en el cauce principal el día $i-1$ (mm), ALPHA_BF es la constante de recesión del caudal base, Δt es el cambio de tiempo (1 día) y $W_{rchrg,sh}$ es el volumen de la recarga que entra al acuífero poco profundo el día i (mm).

2.2.1.2. Módulo de erosión

La producción de sedimentos para cada URH es calculada usando la ecuación MUSLE (Williams, 1975). A diferencia de la ecuación USLE que utiliza la precipitación como indicador de la energía erosiva, la MUSLE utiliza la cantidad de escorrentía para simular la erosión. La predicción de la producción de sedimentos mejora porque la escorrentía es función de las condiciones antecedentes de humedad y de la energía de la precipitación. La ecuación de MUSLE es:

$$sed = 11.8 * (Q_{surf} * q_{peak} * area_{hru}) * 0.56 * K_{usle} * C_{usle} * P_{usle} * LS_{usle} * CFRG \quad (2-18)$$

donde: sed es la producción de sedimento en un día dado (toneladas métricas), Q_{surf} es el volumen de escorrentía superficial (mm H₂O/ha), q_{peak} es la escorrentía máxima (m³ s⁻¹), $area_{hru}$ es el área del HRU (ha), K_{usle} es el factor de erodibilidad del suelo (0,013 tonelada métrica m² hr/ (m³-ton métrica cm)), C_{USLE} es el factor de cobertura y manejo de USLE, P_{USLE} es el factor de la práctica de apoyo de USLE, LS_{USLE} es el factor topográfico de USLE y CFRG es el factor de fragmento macro. Los detalles de los factores USLE son descritos en una forma más amplia en Neitsch et al. (2009).

Por otra parte, el transporte de sedimento en el canal es controlado por dos procesos simultáneos: degradación y deposición, los cuales pueden ocurrir en función de la fuerza erosiva de la corriente de agua, de la exposición de los laterales del canal y composición del lecho de sedimentos. También dependen de la carga de sedimentos de las partes altas de la cuenca y de la capacidad de transporte de la red de drenaje. Si la carga de sedimento en un segmento del canal es mayor que su capacidad de transporte, la deposición o sedimentación es el proceso dominante.

SWAT calcula la máxima la cantidad de sedimentos que pueden ser transportados desde un segmento del canal como una función la velocidad máxima del canal:

$$conc_{sed, ch, mx} = SPCON * V^{spexp} \quad (2-19)$$

donde $conc_{sed, ch, mx}$ es la concentración máxima de sedimento que puede ser transportada por la corriente de agua (ton m⁻³ o kg L⁻¹), es decir, la capacidad de transporte, $SPCON$ es el coeficiente definido por el usuario, $spexp$ es un exponente para el cálculo del sedimento recirculado en el canal de transporte de sedimento, es definido por el usuario. El exponente $spexp$ normalmente varía entre 1 y 2. V es la velocidad máxima del canal (m s⁻¹).

La velocidad máxima en un segmento del canal en un tiempo dado es calculada de la siguiente manera:

$$V_{ch, pk} = \frac{q_{ch, pk}}{A_{ch}} \quad (2-20)$$

donde $q_{ch, pk}$ es la proporción de flujo máximo (m³ s⁻¹) y A_{ch} es el área de superficie transversal de flujo en el canal (m²). La proporción de flujo máximo se define como:

$$q_{ch, pk} = prf * q_{ch} \quad (2-21)$$

donde prf es el factor de ajuste de proporción máximo y q_{ch} es la proporción media de flujo (m³ s⁻¹).

La concentración máxima de sedimento en un segmento es comparada con la concentración de sedimento en el segmento en el tiempo inicial $conc_{sed, ch, i}$. Si $conc_{sed, ch, i} > conc_{sed, ch, mx}$ la deposición es el proceso dominante en el segmento y la cantidad neta de sedimento depositada es calculada:

$$sed_{dep} = (conc_{sed, ch, i} - conc_{sed, ch, mx}) * V_{ch} \quad (2-22)$$

donde sed_{dep} es la cantidad de sedimento depositada en el segmento (toneladas métricas), $conc_{sed, ch, i}$ es la concentración inicial de sedimento en el segmento ($kg L^{-1}$ o $t m^{-3}$), $conc_{sed, ch, mx}$ es la concentración máxima de sedimento que puede ser transportada por agua ($kg L^{-1}$ o $t m^{-3}$) y V_{ch} es el volumen de agua en el segmento (m^3).

Si $conc_{sed, ch, i} < conc_{sed, ch, mx}$ la degradación es el proceso dominante en el segmento y la cantidad neta de sedimento retenido se calcula:

$$sed_{deg} = (conc_{sed, ch, mx} - conc_{sed, ch, i}) * V_{ch} * K_{ch} * C_{ch} \quad (2-23)$$

donde sed_{deg} es la cantidad de sedimento recirculado en el segmento (toneladas métricas), $conc_{sed, ch, mx}$ es la concentración máxima de sedimento que puede ser transportada por el agua ($kg L^{-1}$ o $t m^{-3}$), $conc_{sed, ch, i}$ es la concentración inicial de sedimento en el segmento ($kg L^{-1}$ o $t m^{-3}$), V_{ch} es el volumen de agua en el segmento (m^3), K_{CH} es el factor de erodibilidad del canal ($cm/hr/Pa$), y C_{CH} es el factor de cubierta del canal.

Una vez que la cantidad de deposición y degradación ha sido calculada, la cantidad final de sedimento en el segmento es determinada así:

$$sed_{ch} = (sed_{ch, i} - sed_{dep}) + sed_{deg} \quad (2-24)$$

donde el sed_{ch} es la cantidad de sedimento suspendido en el segmento (toneladas métricas), $sed_{ch, i}$ es la cantidad de sedimento suspendido en el segmento en un tiempo inicial (toneladas métricas), sed_{dep} es la cantidad de sedimento depositado en el segmento (toneladas métricas) y sed_{deg} es la cantidad de sedimento recirculado en el segmento (toneladas métricas).

La cantidad de sedimento transportado fuera del segmento es calculado así:

$$sed_{out} = sed_{ch} * \frac{V_{out}}{V_{ch}} \quad (2-25)$$

donde sed_{out} es la cantidad de sedimento transportado fuera del segmento (toneladas métricas), sed_{ch} es la cantidad de sedimento suspendido en el segmento (toneladas

métricas), V_{out} es el volumen de agua que sale durante el proceso (m^3) y V_{ch} es el volumen de agua en el segmento (m^3).

2.3. PROCESO DE MODELIZACIÓN

A continuación se describe la obtención de los datos de entrada al modelo el procedimiento para llevar a cabo la etapa de calibración y validación, así como el diseño de los escenarios de uso del suelo y cambio climático.

2.3.1. Datos de entrada

La información necesaria para construir un proyecto SWAT incluye información topográfica, tipo de suelo, vegetación y datos meteorológicos. Datos de caudal y sedimentos fueron usados en la etapa de calibración y validación.

- ★ La topografía es definida por el MDE que describe la elevación de un punto en un área dada con una resolución espacial específica. Es necesario para delimitar la cuenca y definir la red de drenaje. En esta tesis se utilizó un mapa con una resolución de 90mx90m (Figura 2.14.A) obtenido de <https://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp>.
- ★ Tipos de suelo: se requieren diferentes texturas y propiedades físico-químicas tal como textura del suelo, contenido de agua, contenido de materia orgánica o conductividad hidráulica para las diferentes capas de cada tipo de suelo. Así, a cada tipo de suelo le fue asignada una determinada fracción de limo, arcilla y arena, y los valores requeridos de densidad aparente, cantidad de agua disponible y conductividad saturada fueron estimados para cada textura mediante el programa Soil Water Characteristics desarrollado por el Departamento de Agricultura de Estados Unidos (Saxton y Rawls, 2009).
- ★ Se utilizó un mapa con escala 1:25.000 disponible en www.geo.euskadi.net. Las clases de suelo fueron simplificadas usando las características de los suelos dominantes (Figura 2.14.B).
- ★ El uso del suelo es uno de los factores más importantes que afectan la escorrentía, evapotranspiración y erosión en una cuenca. Se utilizó un mapa con escala 1:10 000 obtenido del inventario forestal de la Comunidad Autónoma del País Vasco (www.geo.euskadi.net, 2005) (Figura 2.14.C). Se procedió a reclasificar la información propia del mapa según el código de coberturas genéricas utilizado por el SWAT (Tabla 2.4):

Tabla 2.4. Reclasificación del uso del suelo para la cuenca del Río Oka.

Nombre común	Código SWAT	Descripción
Matorral	RNGB	Range-brush
Roquedo	RNGE	Range-grasses
Prados	PAST	Pastures
Artificial	URBN	Urban
Coníferas (Pino)/Eucalipto	FRSE	Forest-Evergreen
Fronosas	FRSD	Forest-Deciduous
Coníferas-fronosas-eucalipto/urbano	FRST	Forest-mixed
Prado-matorral		
Agrícola	AGRL	Agricultural Land-Generic

- ★ Información meteorológica: se emplearon datos diarios de precipitación, temperatura máxima y mínima de la Estación de Muxika (C063) obtenidos de la Agencia Vasca de Meteorología (<http://www.euskalmet.euskadi.net>) para el periodo 2001-2012. Dada la falta de datos de humedad relativa, velocidad del viento y radiación solar se opta por el método Hargreaves para el cálculo de la evapotranspiración potencial.

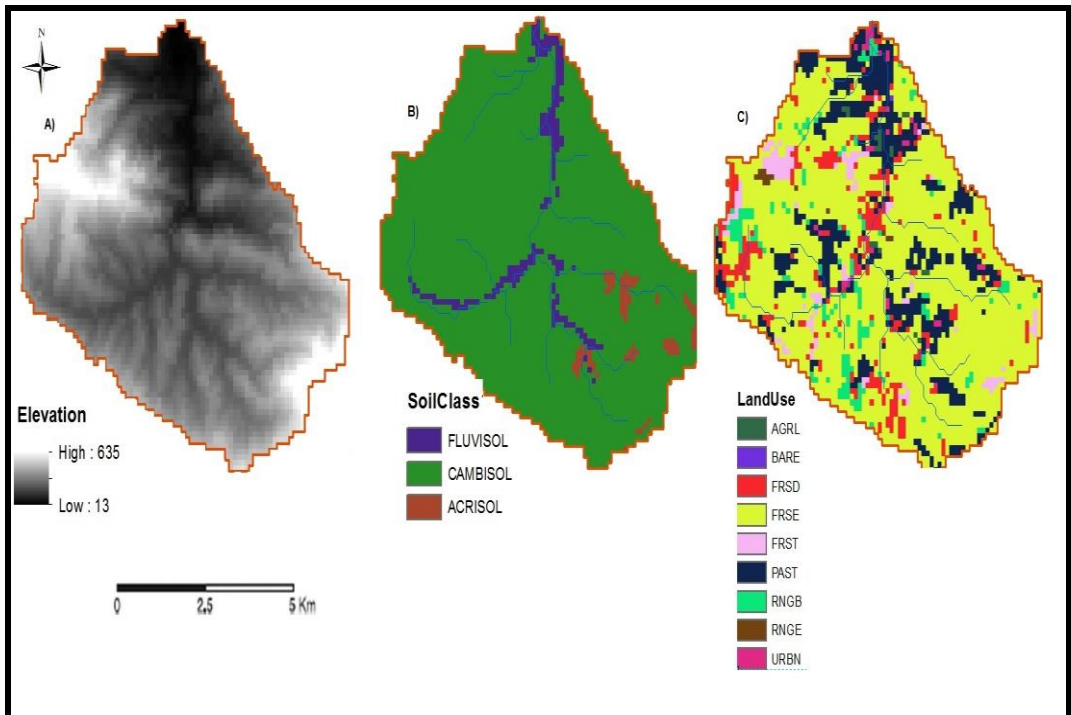


Figura 2.14. Mapas de entrada empleados por SWAT para establecer la discretización espacial del modelo: a) Modelo de Elevación Digital, b) tipos de suelo y c) usos del suelo.

Los mapas son superpuestos para obtener una combinación de pendiente (el MDE fue reclasificado en tres clases: 0-5, 5-20 y >20%), suelo y vegetación, de tal manera la cuenca fue dividida en 23 sub-cuencas y 260 URH (Figura 2.15). La extensión media de las sub-cuencas es de 1.37 km², con un rango de 0.081 a 4.852 km², y en un rango de 22-282 m de elevación.

2.3.2. Calibración y Validación

Después de haber creado el proyecto SWAT se lleva a cabo el proceso de calibración y validación. Previo al paso de calibración conviene ejecutar un análisis de sensibilidad para identificar los parámetros con mayor influencia en los resultados de la simulación. El análisis de sensibilidad se llevó a cabo a través del software libre SWAT-CUP (Abbaspour, 2013), el cual es un programa externo a SWAT y de dominio público diseñado con el fin de facilitar la manipulación y modificación de los parámetros del modelo. Se eligió el método “*One-factor-at-a-time*”, el cual muestra la sensibilidad de una variable a los cambios en un parámetro mientras los valores de los demás parámetros se mantienen constantes (Abbaspour, 2013).

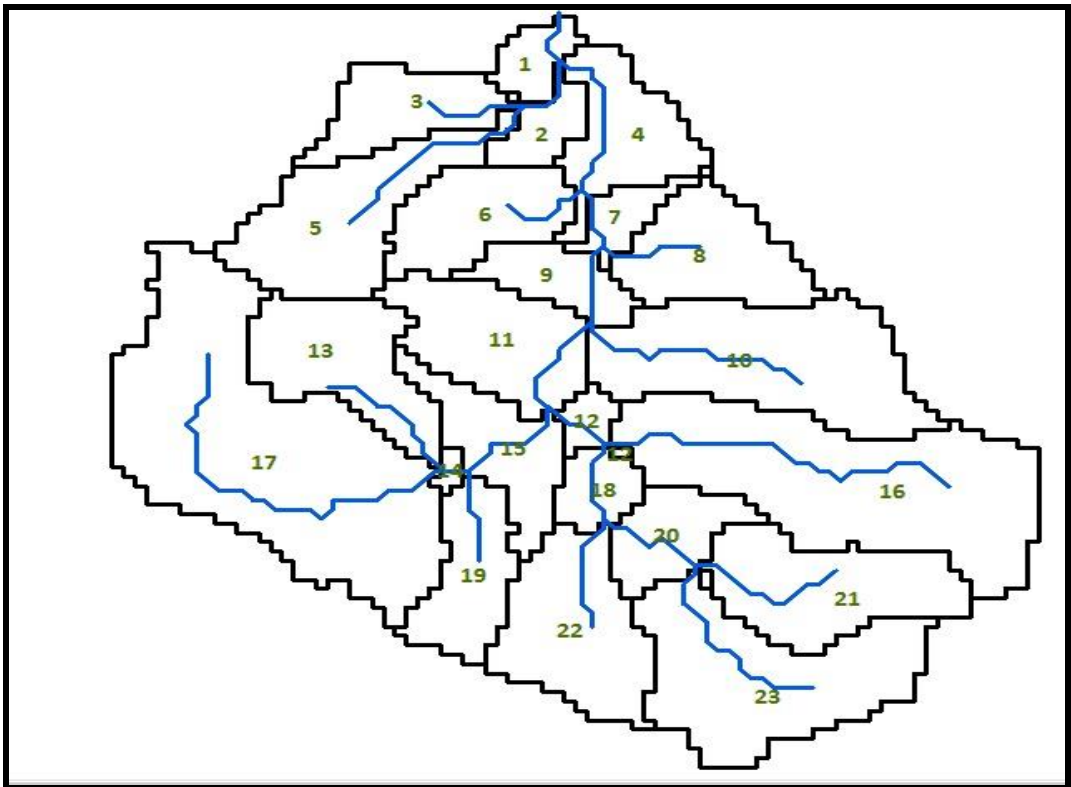


Figura 2.15. Definición de la red de drenaje y la división en sub-cuencas.

Para cada parámetro considerado se ejecutaron cinco simulaciones cambiando el valor de los parámetros y así evaluar su impacto. La selección de los valores es realizado mediante el procedimiento “*Latin hypercube*” que define el rango de los valores para cada parámetro. Los parámetros más sensibles (16) identificados están relacionados con el flujo base, la escorrentía superficial y erosión y son descritos en el Capítulo 4.

En esta tesis se utilizaron 11 años hidrológicos. El periodo 2001-2008 se destinó para la validación y 2009-2012 para la calibración. Un periodo de simulación de esta longitud fue considerada suficiente para reflejar el comportamiento temporal del sistema, dado la presencia de altos picos de caudal y años relativamente secos.

Los datos diarios de caudal y concentración de materia particulada en suspensión medidos en la estación de aforo de Muxika (salida de la cuenca) fueron utilizados en esta etapa. Se incluyó un período de “warm-up” de 1 año hidrológico (2000-2001), permitiendo a las variables de estado asumir valores iniciales reales.

Debido a que el modulo principal en SWAT es el hidrológico, el primer paso en la calibración es ajustar el balance hídrico hidrológica y posteriormente, los sedimentos, nutrientes y pesticidas. Un error en su calibración puede invalidar los resultados posteriores obtenidos con el resto de módulos.

La calibración puede llevarse a cabo de forma manual o automática. En esta tesis se empleó la calibración manual basándose en el conocimiento de la cuenca, en los resultados del análisis de sensibilidad y en las técnicas de calibración descritas en el manual de usuario del modelo.

La calibración manual es un proceso de prueba y error en la modificación de los valores de cada parámetro. Después del ajuste de cada parámetro, se evalúa la concordancia entre lo simulado y observado mediante técnicas gráficas y estadísticas (indicadas en la sección 2.3.2.c). Dado que el usuario elige el parámetro a variar y los valores a asignar, esta etapa exige un buen conocimiento de los procesos que ocurren dentro de la cuenca para así lograr una calibración realista. Este proceso requiere conocimiento de los parámetros y estructura del modelo, lo cual puede ser adquirido a través del mismo proceso de calibración manual y constatación del cambio en el balance hídrico con el programa SWAT check (sección 2.3.2.b).

2.3.2.a. SWAT check

SWAT check es un programa pensado para leer las salidas del proyecto SWAT, genera un esquema gráfico sobre el balance hídrico de la cuenca y advierte de los posibles problemas del modelo. Una advertencia no indica, necesariamente, un problema, el propósito es prestar atención a predicciones inusuales.

La ejecución de este programa se llevó a cabo para identificar a primera vista la distribución del agua que entra en la cuenta. Es una buena herramienta para una primera toma de contacto con los resultados del modelo. Más información se puede encontrar en <http://swatmodel.tamu.edu>

2.3.2.b. Evaluación del desempeño del modelo

La evaluación del modelo es realizada para determinar si los datos observados son correctamente reproducidos durante la etapa de calibración y validación. Idealmente, el rendimiento de la simulación debe ser evaluada a través de una combinación de técnicas gráficas y estadísticas (Moriasi et al., 2007). Las técnicas gráficas son esenciales para una evaluación apropiada del modelo y usualmente son una primera aproximación, ya que proporcionan una comparación visual entre los datos observados y los simulados, y una primera visión general del rendimiento.

A su vez, las técnicas estadísticas suministran una serie de criterios más precisos y consistentes, los cuales son definidos como índices numéricos establecidos para evaluar el ajuste de la simulación con respecto a los datos observados. Una discusión general de estos criterios puede ser encontrada en Moriasi et al. (2007) y Krause et al. (2005).

En esta tesis, además de la técnica gráfica, se utilizaron los siguientes índices estadísticos:

★ Coeficiente de determinación (R^2): Este coeficiente es muy sensible a los valores extremos y es ampliamente utilizado en la hidrología. Describe el grado de co-linealidad entre los datos simulados y los observados, indicando la proporción de la varianza en los datos observados explicados por el modelo. Su rango varía entre 0 y 1, valores cercanos a 1 son óptimos y el valor de 0 significa que no hay correlación. Un alto y significativo valor del coeficiente indica que el modelo está generando resultados con un alto grado de precisión y con la tendencia correcta.

$$R^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})(P_i - \bar{P})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (P_i - \bar{P})^2}} \right)^2 \quad (2-26)$$

★ Índice de Concordancia (d): fue propuesto por Willmott. (1981), representa el ratio entre el error cuadrado medio y el potencial (Willmot, 1984), es una medida estandarizada del grado de error de predicción del modelo, el rango es igual a R^2 , valores cercanos a 1 indican que los valores simulados tienen buena concordancia con los observados y es definido así:

$$d = 1 - \left(\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|P_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|)^2} \right) \quad (2-27)$$

★ Porcentaje PBIAS: mide la tendencia de los datos simulados a ser mayores o menores que los observados. Es la desviación expresada en porcentaje. Varía entre -100% y 100%, los valores negativos indican una sobreestimación y positivos subestimación. Un valor de 0 indica una descripción perfecta de la observación, por lo tanto este criterio se debe minimizar (Gupta et al., 1999). Ofrece una buena descripción de la eficacia del modelo para simular volúmenes globales.

$$PBIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i) * (100)}{\sum_{i=1}^n (O_i)} \right] \quad (2-28)$$

★ El criterio Nash-Sutcliffe (NSE) determina la magnitud relativa de la varianza residual (“ruido”) de la serie simulada comparándola con la varianza de los datos medidos (Nash y Sutcliffe., 1970). Así se cuantifica que tan bien se ajustan los valores observados a los simulados en la línea 1:1. Varía desde $-\infty$ and 1, los valores más altos indican un mejor rendimiento, un valor negativo indica que la media de los datos observados es el mejor predictor.

$$NSE = 1 - \left(\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \right) \quad (2-29)$$

donde O_i son los datos observados en un tiempo i , P_i son los datos simulados en un tiempo i , \bar{O} es la media aritmética de los datos observados y \bar{P} es la media aritmética de los datos simulados.

El coeficiente de determinación, el índice de concordancia, el criterio Nash-Sutcliffe y el porcentaje PBIAS fueron calculados para la descarga, SPM (concentración y carga) y carga de níquel durante la calibración y validación. El rendimiento de la simulación, respecto a R^2 , d y E_{NS} , fue evaluado según la clasificación establecida por Parajuli et al. (2009): excelente > 0.90 , muy buena $0.75 - 0.89$, buena $0.50 - 0.74$, aceptable $0.25 -$

0.49, pobre 0 - 0.24 e insatisfactoria < 0. Para evaluar el PBIAS se utilizaron los criterios de Moriasi et al. (2007) (Tabla 2.5):

Tabla 2.5. Rangos recomendados de rendimiento del modelo para PBIAS.

	Caudal	SPM
Muy bueno	< ±10	< ±15
Bueno	±10 ≤ PBIAS ≤ ±15	±10 ≤ PBIAS ≤ ±15
Satisfactorio	±15 ≤ PBIAS ≤ ±25	±15 ≤ PBIAS ≤ ±25
Insatisfactorio	> ±25	> ±25

2.3.3. Construcción de los escenarios de uso del suelo

Se han definido tres escenarios hipotéticos de deforestación basados en la actividad forestal de la U.H.O descrita en la sección 2.1.5, en donde la mayor parte del territorio consiste en plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucalyptus* destinados a la extracción de madera y producción de pulpa de papel. Para lo anterior, solamente los usos del suelo de tipo FRSE y FRST (según tabla 2.4) fueron considerados para la construcción de tales escenarios. Este tipo de bosque conforma cerca del 69% (~22 km²) del área de la cuenca. Los escenarios son:

- i. Escenario 1: 10% del área total de bosque es deforestada
- ii. Escenario 2: 25% del área total de bosque es deforestada
- iii. Escenario 3: 50% del área total de bosque es deforestada

Las clases fueron manipuladas en el mapa disponible del año 2005 y en todos los escenarios se mantienen constantes los demás usos del suelo. El modelo previamente calibrado y validado se tomó como base o referencia para evaluar los efectos de la implementación de los escenarios hipotéticos. La información climática y de tipo de suelos se mantuvo constante tanto para la simulación base y la simulación de los escenarios, a fin de proveer una base consistente de comparación para el periodo completo 2001-2012. El año 2000-2001 fue empleado como periodo de calentamiento o *warm up*.

2.3.4. Construcción de los escenarios de cambio climático

Para estimar los posibles impactos del cambio climático en la cuenca estudiada se utilizaron los últimos MGC provenientes del CMIP5, regionalizados por AEMET mediante técnicas análogas y regresiones estadísticas. CMIP5 identifica cuatro escenarios de

mitigación llamados “Representative Concentration Pathways” (descritos en el capítulo 1), de los cuales dos fueron empleados en la presente tesis: RCP 8.5 y RCP 4.5.

Los datos diarios de precipitación y temperatura mínima máxima, tanto del periodo de referencia (1970 al 2000) como de la proyección a futuro (2011 al 2050) fueron descargados para la estación meteorológica 1075E localizada, aproximadamente, a 17 km de la zona de estudio, debido a que es la única estación cercana con características similares a Múxica que cuenta con proyecciones climáticas.

Se utilizó la media aritmética para generar un conjunto de los tres MGC, dos RCP y dos métodos de regionalización elegidos (Tabla 2.6).

Tabla 2.6. Modelos Generales de Circulación, institución, país, método de regionalización y “Representative Concentration Pathways”.

GCM	Institución	País	Método regionalización	RCP
BNU_ESM	College of Global Change and Earth System Science	China	SDSM	4.5 8.5
MPI_ESM_MR	Max-Planck-Institut fur Meteorologie	Alemania	SDSM	4.5 8.5
MIROC_ESM	Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology, Atmosphere and Ocean Research Institute and National Institute for Environmental Studies	Japón	AEMET analogue	4.5 8.5

Dado que las proyecciones climáticas serán utilizadas a nivel de cuenca es necesaria una corrección del sesgo, ya que la regionalización de los MGC hecha por AEMET resultaría en una deficiente simulación, aunque utilizada a gran escala reproduce adecuadamente las tendencias. Esta corrección es conveniente para eliminar el sesgo entre el modelo climático y los datos medidos en la estación. Para esta tesis se aplicó el método “linear scaling factor” (Teusschbein et al., 2013). Este método aplica un factor de corrección mensual a los valores diarios de un mes dado. El factor de corrección es determinado por diferencia en el caso de la temperatura y por cociente para la precipitación entre la media observada durante el periodo de referencia y la media del modelo climático para el mismo periodo. Una vez aplicada la corrección del sesgo a las series de precipitación y temperatura máxima y mínima, éstas son introducidas al proyecto SWAT calibrado y validado.

A continuación se muestran las respectivas ecuaciones para el método “linear-scaling approach”:

$$*P_{CP}(d) = P_{CP}(d) * (P_{OBS_MEAN}/P_{CP_MEAN}) \quad (2-30)$$

donde,

* $P_{CP}(d)$ es el sesgo corregido de la precipitación del modelo climático (2011-2050) a escala diaria.

$P_{CP}(d)$ es la precipitación del modelo climático (2011-2050) a escala diaria.

P_{OBS_MEAN} es la media mensual observada de precipitación (1970-2000).

P_{CP_MEAN} es la media mensual de precipitación para el modelo climático (1970-2000).

$$*T_{CP}(d) = T_{CP} + T_{OBS_MEAN} - T_{cp_MEAN} \quad (2-31)$$

donde,

* $T_{CP}(d)$ es el sesgo corregido de la temperatura del modelo climático (2011-2050) a escala diaria.

T_{CP} es la temperatura del modelo climático (2011-2050) a escala diaria.

T_{OBS_MEAN} es la media mensual observada de la temperatura (1970-2000).

T_{CP_MEAN} es la media mensual de la temperatura para el modelo climático (1970-2000).

2.4. CÁLCULO DE CARGAS ANUALES

Las cargas anuales de MPS, COD, COP y metal particulado fueron calculadas mediante el método propuesto por Walling y Webb. (1985), recomendado por la Comisión de París para la estimación de cargas fluviales. El método permite la obtención de las cargas como el producto del caudal y concentración de cada elemento para cada intervalo de tiempo:

$$\text{Carga} = V * \sum_{i=1}^n Q_i * C_i / \sum_{i=1}^n Q_i \quad (2-32)$$

donde C_i es la concentración instantánea de un elemento en una muestra (mg L^{-1}), Q_i es el caudal en ese momento ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), V es el volumen de agua (m^3) durante el periodo considerado y n es el número de muestras.

Las tasas ($\text{t km}^{-2} \text{año}^{-1}$) se calcularon a partir de las cargas anuales divididas por el área de la cuenca (31.56 km^2).

2.5. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO

El tratamiento estadístico de los datos discutidos en el capítulo 4 se llevó a cabo con el software SPSS 22 (IBM, 2013). Los coeficientes de correlación de Spearman (prueba no paramétrica) y un análisis de componentes principales (ACP) se realizaron para establecer relaciones entre las variables y posibles patrones en la distribución de los datos medidos. El ACP con un valor propio mayor a 1 fue sometido a una rotación varimax ortogonal, esto maximiza la varianza para obtener un patrón de cargas para que cada factor sea lo más diverso posible, así se facilita su interpretación.

También se generaron gráficos de diagrama de caja o bigotes (Boxplot) para identificar la distribución de los datos respecto a la mediana, percentiles 25 y 75 y valores mínimos y máximos.

2.6. REFERENCIAS

- Abbaspur, K.C., 2013. SWAT-CUP 2012: SWAT Calibration and Uncertainty Programs-A user manual.
- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S., Williams, J.R., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development1. JAWRA 34, 73-89.
- ASTER, 2011. Global Digital Elevation Model V2 90mx90m. In NASA, METI (Eds.).
- Bates, B., Kundzewicz, Z.W., Wu, S., Palutikof, J., 2008. El Cambio Climático y el Agua. Documento técnico del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, Secretaría del IPCC, Ginebra.
- Eraso, A., Arrate, I. y Ruiz, F., 2001. Mapa hidrológico de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Escala 1:150.000. Ente Vasco de la Energía (EVE), 71 p.
- EVE., 1996. Mapa hidrogeológico del País Vasco a escala 1:100.000. Ente Vasco de la Energía-Basque Energy Agency, 337 pp + maps.
- Gassman, P. W., Reyes, M. R., Green, C. H., Arnold, J. G., 2007. The Soil and Water Assessment Tool: historical development, applications, and future research directions. Trans. ASABE. 50(4), 1211-1250.
- GESPLAN. Sistema de cartografía ambiental de la Comunidad Autónoma del País Vasco. 1997. Departamento de ordenación del territorio, vivienda y medio ambiente del Gobierno Vasco. CD-Room. Universidad del País Vasco, Vitoria-Gasteiz.
- Gupta, H. V., Sorooshian, S. and Yapo, P. O., 1999. Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. J. Hydrol. Eng. 4(2), 135-143.
- Hargreaves, G. and Samani, Z.A., 1985. Reference crop evapotranspiration from temperature. Appl Eng Agric. 1, 96-99.
- Ibarrondo, M.J., González, M.J., 2008. Gestión de montes en la reserva de la biosfera de urdaibai: una oportunidad perdida. Boletín de A.G.E. 46, 329-344.
- Krause, P., Boyle, D., Base, F., 2005. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. Advances in Geosciences, 5: 89-97.
- Martínez-Santos, M., Antigüedad, I., Ruiz-Romera, E., 2014. Hydrochemical variability during flood events within a small forested catchment in Basque Country (Northern Spain). Hydrol. Process. 28, 5367-5381.
- Monge, M., 2008. Evolución temporal de la dinámica sedimentaria en el estuario inferior del Oka (Reserva de la Biosfera de Urdaibai): una herramienta geológica para la Gestión Integrada de Zonas Costeras. Tesis Doctoral. Departamento de Estratigrafía y Paleontología. Universidad del País Vasco- Euskal Herriko Unibertsitatea.
- Montoya-Armenta, L.H., 2013. Efectos de las avenidas en el transporte de material particulado y contaminantes asociados: aplicación al caso del río Oka (Urdaibai), País Vasco. Tesis Doctoral. Departamento de Ingeniería Química y Medio Ambiente. Universidad del País Vasco- Euskal Herriko Unibertsitatea.
- Monteith, J.L. 1965. Evaporation and the environment. In The state and movement of water in living organisms. 19 th Symposia of the Society for Experimental Biology. Cambridge Univ. Press. London, U.K. 205-234.
- Moriasi, D.N., Arnold, J.G., Van Liew, M.W., Bingner, R.L., Harmel, R.D., Veith, T.L., 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. Trans. ASABE. 50(3), 885-900.
- Nash, J.E. and J.V. Sutcliffe., 1970. River flow forecasting through conceptual models. Part I-a: discussion of principles. J Hydrol 10, 282-290.

- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R. and Williams, J.R., 2009. Soil and Water Assessment Tool user's manual version 2009. Available in: wwwswat.tamu.edu.
- Neitsch, S.L., J.G. Arnold, J.R. Kiniry, J.R. Williams, and K.W. King. 2011. Soil and Water Assessment Tool theoretical documentation, version 2009. Grassland, Soil and Water Research Lab., Agric. Research Service, Temple, TX. . Available in: wwwswat.tamu.edu.
- Onaindia, M., Rodríguez, G., 2008. Metodología de Valoración Ecológica del Territorio Basada en Unidades Ambientales. Proyecto Eko-Lurraldea: Gestión Medioambiental y Sostenible del Territorio. Programa ETORTEK (EKOBASK), Gobierno Vasco. Informe inédito, pp. 87
- Parajuli, P.B., Nelson, N.O., Frees, L.D., Mankin, K.R., 2009. Comparison of AnnAGNPS and SWAT model simulation results in USD-CEAP agricultural watersheds in south• central Kansas. *Hydrol. Process.* 23, 748-763.
- Patronato de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai., 1998. Evaluación Periódica de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai. Comité Español del Programa Hombre y Biosfera (MaB). UNESCO.
- Priestley, C.H. and Taylor, R.J., 1972. On the assessment of surface heat flux and evaporation using large scale parameter. *Mon. Wea. Rev.* 100, 81-92.
- Sangrey, D.A., Harrop-Williams, K.O. and Klaiber, J.A., 1984. Predicting ground-water response to precipitation. *J Geotech Eng-ASCE.* 110(7), 957-975.
- Saxton, K.E. and Rawls, W.J., 2009. Soil Water Characteristics: Hydraulic properties calculator [Computational program]. USDA Agricultural Research Service. Version 6.02.74.
- Smedema, L.K. y Rycroft, D.W., 1983. Land drainage: planning and design of Agricultural Drainage System. London: Batsford.
- Teutschbein, C. and Seibert, J., 2013. Is bias correction of regional climate model (RCM) simulations possible for non-stationary conditions? *Hydrol Earth Syst Sc.* 17, 5061-5077. doi:10.5194/hess-17-5061-2013.
- USDA Soil Conservation Service., 1972. National Engineering Handbook, Hydrology Section 4 (Chapters 4–10).
- URA, Agencia Vasca del Agua., 2016. Red de seguimiento del estado químico de los ríos de la comunidad Autónoma del País Vasco. Informe de resultados. Campaña 2015.
- URA, Agencia Vasca del Agua., 2015. Red de seguimiento del estado químico de los ríos de la comunidad Autónoma del País Vasco. Informe de resultados. Campaña 2014.
- URA, Agencia Vasca del Agua., 2014. Red de seguimiento del estado químico de los ríos de la comunidad Autónoma del País Vasco. Informe de resultados. Campaña 2013.
- URA, Agencia Vasca del Agua., 2013. Red de seguimiento del estado químico de los ríos de la comunidad Autónoma del País Vasco. Informe de resultados. Campaña 2012.
- URA, Agencia Vasca del Agua., 2012. Red de seguimiento del estado químico de los ríos de la comunidad Autónoma del País Vasco. Informe de resultados. Campaña 2011.
- URA, Agencia Vasca del Agua., 2016a. Memoria Plan Hidrológico de la Demarcación hidrográfica del Cantábrico Oriental 2015-2021. Ámbito de las cuencas Internas del País Vasco.
- URA, Agencia Vasca del Agua., 2016b. Memoria Plan Hidrológico de la Demarcación hidrográfica del Cantábrico Oriental 2015-2021. Ámbito de las cuencas Internas del País Vasco. Anexo II: Inventario de recursos hídricos.

- URA, Agencia Vasca del Agua., 2016c. Memoria Plan Hidrológico de la Demarcación hidrográfica del Cantábrico Oriental 2015-2021. Ámbito de las cuencas Internas del País Vasco. Anexo XV: Ficha resumen por masa de agua.
- URA, Agencia Vasca del Agua., 2016d. Memoria Plan Hidrológico de la Demarcación hidrográfica del Cantábrico Oriental 2015-2021. Ámbito de las cuencas Internas del País Vasco. Anexo V: Caudales ecológicos.
- Walling, D.E., Webb, B.W., 1985. Estimating the discharge of contaminants to coastal waters by rivers: Some cautionary comments. *Mar. Pollut. Bull.* 16, 488-492.
- Williams, J.R., 1975. Sediment-yield prediction with Universal Equation using runoff energy factor. En *Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yield and Sources*. Dept. Agric. U.S. ARS-S-40.
- Willmot, C. J., 1981. On the validation of models. *Phys Geogr.* 2, 184–194.
- Willmot, C. J., 1984. On the evaluation of model performance in physical geography. *Spatial Statistics and Models*, 40, 443–460.

Otras fuentes:

Agencia Vasca de Meteorología (EUSKALMET). <http://www.euskalmet.euskadi.net>

Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial. www.ingurumena.ejgv.euskadi.eu

Diputación Foral de Bizkaia (DFB)-Bizkaiko Foru Aldundia. <http://www.bizkaia.net>.

Sistema de Información Territorial del Gobierno Vasco (GeoEuskadi). <http://www.geo.euskadi.net>.

Soil and Water Assessment Tool (SWAT). <http://swat.tamu.edu/>

CAPÍTULO 3

RESULTADOS Y DISCUSION I

Effect of flood events on transport of suspended sediments, organic matter and particulate metals in a forest watershed in the Basque Country (Northern Spain)

PERAZA-CASTRO^{1,2}, M., SAUVAGE^{3,4}, S., SÁNCHEZ-PÉREZ^{3,4}, J.M., RUIZ-ROMERA¹, E*

¹ Department of Chemical and Environmental Engineering, School of Engineering of Bilbao, University of the Basque Country (UPV/EHU), Alameda de Urquijo s/n, 48013 Bilbao, Spain

² School of Health Technologies, Faculty of Medicine, University of Costa Rica, Rodrigo Facio Campus, San Pedro de Montes de Oca, San José, Costa Rica

³ University of Toulouse, INPT, UPS, Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement (Ecolab), Avenue de l'Agrobiopole, 31326 Castanet Tolosan Cedex, France

⁴ CNRS, Ecolab, 31326 Castanet Tolosan Cedex, France

*Corresponding author: estilita.ruiz@ehu.es

Este capítulo está orientado a evaluar el comportamiento de los contaminantes asociados a MPS durante las crecidas y a establecer una clasificación en función del transporte de metales en fase particulada. Su contenido ha sido publicado en la revista *Science of the Total Environment* 569-570, 784-797 (2016).



- 3.1. Abstract
- 3.2. Introduction
- 3.3. Material and methods
- 3.4. Results and Discussion
- 3.5. Conclusions
- 3.6. References

3.1. Abstract

An understanding of the processes controlling sediment, organic matter and metal export is critical to assessing and anticipating risk situations in water systems. Concentrations of suspended particulate matter (SPM), dissolved (DOC) and particulate (POC) organic carbon and metals (Cu, Ni, Pb, Cr, Zn, Mn, Fe) in dissolved and particulate phases were monitored in a forest watershed in the Basque Country (Northern Spain) (31.5 km²) over three hydrological years (2009-2012), to evaluate the effect of flood events on the transport of these materials.

Good regression was found between SPM and particulate metal concentration, making it possible to compute the load during the twenty five flood events that occurred during the study period at an annual scale. Particulate metals were exported in the following order: Fe>Mn>Zn>Cr>Pb>Cu>Ni. Annual mean loads of SPM, DOC and POC were estimated at 2267 t, 104 t and 57 t, respectively, and the load (kg) of particulate metals at 76 (Ni), 83 (Cu), 135 (Pb), 256 (Cr), 532 (Zn), 1783 (Mn) and 95170 (Fe). Flood events constituted 91%-SPM, 65%-DOC, 71%-POC, 80%-Cu, 85%-Ni, 72%-Pb, 84%-Cr, 74%-Zn, 87%-Mn and 88%-Fe of total load exported during the three years studied. Flood events were classified into three categories according to their capacity for transporting organic carbon and particulate metals. High intensity flood events are those with high transport capacity of SPM, organic carbon and particulate metals. Most of the SPM, DOC, POC and particulate metal load was exported by this type of flood event, which contributed 59% of SPM, 45% of organic carbon and 54% of metals.

Key words: Forest catchment, metals, Suspended Particulate Matter, organic carbon, flood event

3.2. Introduction

An understanding of the processes controlling sediment, organic matter and metal export is critical to assess and anticipate risk situations in water systems. Catchment characteristics such as geology, slope, drainage and land use are all factors controlling the form and quantity of sediments and metals transported into rivers (Miller et al., 2003; Kang et al., 2009). Contamination from non-point sources is difficult to determine due to the varied origin of natural and anthropogenic sources. In agroforestry catchments, possible sources of metal pollution include domestic wastewater, atmospheric deposition, soil erosion and agricultural and livestock activities. Runoff from agricultural soils is a

relevant factor in metal transfer to watercourses where fertilization is commonly practiced because metals are present in agrochemical products (Xue et al., 2003; Taboada-Castro et al., 2012).

In surface water, metals are transported in dissolved form or bound to suspended sediments, which are basically composed of iron oxyhydroxides, natural organic matter and clay minerals (Viers et al., 2009). Although sediment-associated metals accumulate in the river during periods of low discharge, they are re-suspended and a major part of element transport in small catchments takes place during high-magnitude floods (Ciszewski et al., 2001), when the risk of metal mobilization increases. Floods are fundamental events in the transfer of freshwater, sediments, organic carbon and contaminants from the hinterland to the coastal zone. Great attention should therefore be paid to the hydrological processes and transport of sediment-associated metals during flood events (Garneau et al. 2014). The increase in discharge is quite often accompanied by marked changes in the concentration of suspended sediments, resulting in a noticeable increase in the loads of particulate-associated pollutants. This relevant variation may in turn affect the annual budget of large and minor rivers.

Time series of dissolved and particulate metals in rivers are important for making flux calculations, understanding the mechanisms controlling the concentrations of these elements and designing research and monitoring programs (Ollivier et al., 2011).

Oeurng et al. (2011) state that total precipitation, flood discharge and total water are the main factors controlling the suspended particulate matter (SPM), dissolved organic carbon (DOC) and particulate organic carbon (POC) load. Transport of metals in fluvial systems is controlled by a variety of geochemical processes, including mineral weathering, pH, amount and characteristics of both DOC and SPM and redox cycling, precipitation/dissolution and adsorption/desorption reactions. The influence of each factor varies for each element (Kerr et al., 2008).

Knowledge of the dynamics of suspended sediments, organic matter and metals in the Oka River watershed is important because it runs out into the Urdaibai estuary and is the main contributor of continental water and sediment to the estuary. In 1984, due to its ecological wealth, the estuary was designated a biosphere reserve by UNESCO (the Urdaibai Biosphere Reserve).

This research provides a very important data set for developing semi-empirical models. Such models could be used to predict the catchment's metal exportation for routine programs of water-quality monitoring and to design strategies for catchment

management focusing on protection and sustainable management of water resources. For the basin under study, Peraza-Castro et al. (2015) used the semi-distributed, physically-based SWAT model to estimate the SPM and Ni load from simulated SPM. They conclude that the basin has a high annual variability due to hydrological variations. This approach allows long-term predictions with a reduced sampling time and cost.

The impact of individual, short-duration, high-magnitude discharge events on mean annual metal load is poorly known. This paper therefore aims: (i) to identify the processes controlling SPM, organic matter and metal export; (ii) to establish a classification of flood events based on export of SPM, POC, DOC and metals in particulate phase; and (iii) to estimate the contribution of SPM, organic carbon and particulate metals by flood event type and annual scale in the Oka catchment (Basque country, Northern Spain) during three hydrological years (2009-2012).

3.3. Material and methods

3.3.1. Study area

The study area is located in the Oka Hydrographic Unit. This hydrographic unit is divided into five watersheds: Oka, Golako, Mape, Artigas and Laga (www.uragentzia.euskadi.net).

This study was conducted in the upper part (31.5 km²) of the Oka river catchment (132 km²) in the Urdaibai Biosphere Reserve in the province of Bizkaia, Basque Country (Figure 3.1). The elevation of this catchment ranges from 20 m at the Muxika gauging station to 645 m at the highest peak (Garroño).

The catchment has steep slopes of 26%. The main bedrock in the southern part of this catchment is an alternation of Tertiary sandy limestones, sandstones and lutites, whereas in the north part it is Upper Cretaceous calcareous flysch with alternation of marl and sandy limestone layers. Both Tertiary and Cretaceous formations are characterized by low permeability (EVE, 1996). The main soils in the upper catchment are Humic Cambisols (90%) and Eutric Fluvisols in the near-stream areas. This head catchment has been mostly (75%) reforested for industrial purposes with *Pinus radiata* and *Eucalyptus* sp.; autochthonous vegetation (*Quercus ilex*) occupies around 12%, and farmlands only 7%. Important for our study in trace metal, the pH recorded between 2009-2012 shows a mean value of 7.63 (neutral to alkaline). The waters of the Oka stream are bicarbonate calcic.

The climate is temperate and humid. Annual mean temperature is 14 °C, with a minimum mean in January (8 °C) and a maximum mean in August (20 °C). Annual mean rainfall is 1205 mm (from 1999-2012) mainly falling in autumn and winter. The dry season is from June to September, although exceptionally high rainfall can occur. The hydrological regime is principally pluvial, with maximum water volume in November and low discharge during summer (August and September) (www.bizkaia.net).

Mean recorded discharge at Muxika gauging station from 1999 to 2012 was 0.64 m³ s⁻¹ and 0.61 m³ s⁻¹ for this study period.

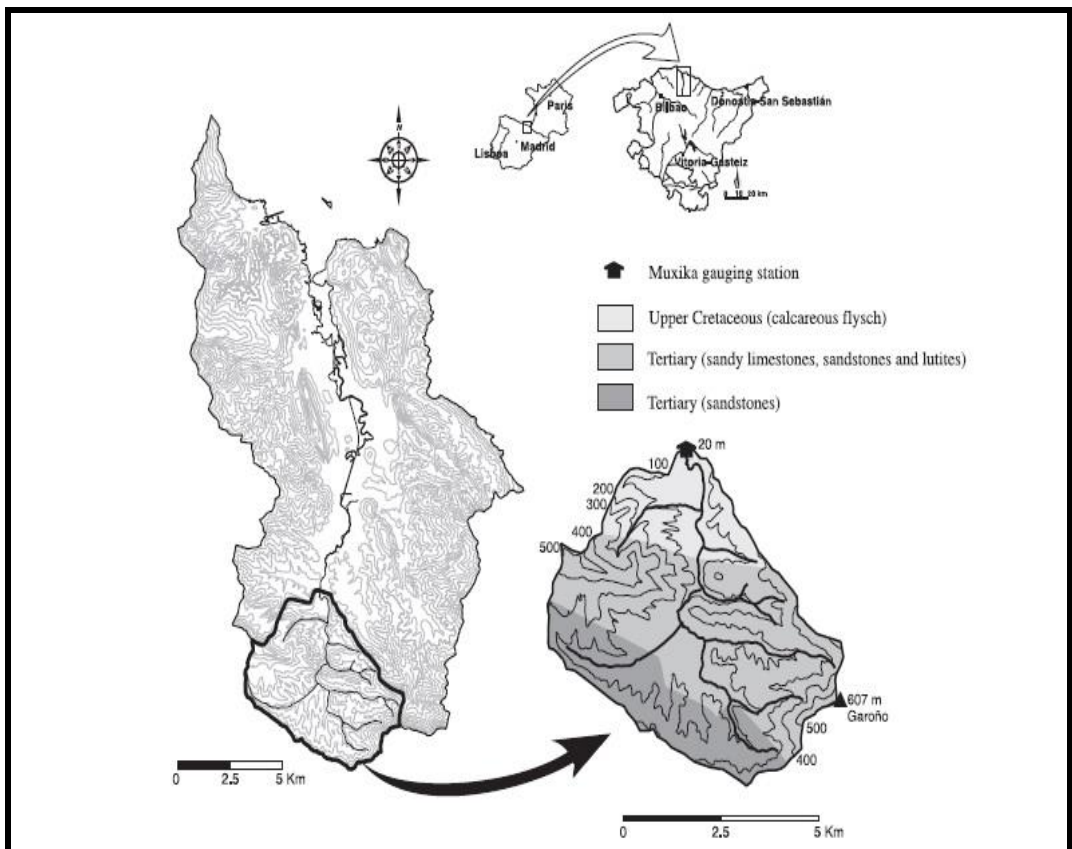


Figure 3.1. Location and geological map of the upper part of the Oka river catchment.

3.3.2. Field methodology

Discharge (Q , m³s⁻¹), precipitation (P , mm), turbidity (NTU), Electrical Conductivity (EC) and pH were monitored continuously at the Muxika gauging station, which is owned by Bizkaia Provincial Council (www.bizkaia.net). The station comprises a crump profile single-crest weir. These variables are electronically logged at ten-minute intervals.

Turbidity was measured directly in the river course using a Solitax infrared backscattering turbidimeter with an expected range of 0-1000 NTU.

An automatic water sampler (SIGMA 900) was installed at the gauging station and programmed to start pumping 24 water samples of 800 mL when turbidity in the stream reached 100 NTU to ensure monitoring of flood events. Pumping frequency was every two hours in all flood events. Thus, samples were obtained on the rising and falling limb of the hydrograph to give representative values of metal concentration during the flood events studied. Metal data used for this study covers eight flood events during the period 2009 to 2012, as shown in Figure 3.2.

Water samples were taken in polyethylene bottles and brought immediately to the Chemical and Environmental Engineering Laboratory (University of the Basque Country) for determination of suspended particulate matter (SPM), total organic carbon (TOC), dissolved organic carbon (DOC) and dissolved and particulate metal (Cu, Ni, Pb, Cr, Zn, Mn, Fe). These samples were treated immediately after arrival to laboratory to avoid potential alterations, according to the protocol indicated in APHA-AWWA-WPCF (1998).

Clean procedures were employed to avoid contamination, all polyethylene samples bottles were acid washed (10% HNO₃ for 24 h) and rinsed with distilled water four times. This procedure was repeated for each sampling series.

3.3.3. Laboratory methodology

Chemical analyses were performed on water samples in the Chemical and Environmental Engineering laboratory (University of the Basque Country).

Samples taken during flood events were taken to the laboratory for suspended particulate matter concentration (mg L⁻¹) measurements. SPM was measured by filtration of the samples through previously weighted 0.45 µm filters and subsequent drying and weighting. A relationship was established between turbidity, optically measured in the field, and suspended particulate matter, physically measured in the laboratory (SPM=0.9708*NTU, R²=0.97). This relationship was used to obtain continuous SPM (mg L⁻¹) data from the continuous turbidity (NTU) series measured in the field. Turbidimeters are commonly used to estimate continuous suspended sediment load (Brasington and Richards, 2000). Authors such as Oeurng et al. (2010) have satisfactorily used the good relationship between turbidity and suspended particulate matter to calculate the continuous time series of suspended particulate matter. These relationships are site-

specific; therefore typically a relationship is unique for a particular catchment and sometimes within a particular period of time (Gippel, 1989, Zabaleta et al, 2016).

Unfiltered water samples were analyzed for turbidity, pH and electric conductivity. Turbidity was measured to verify the data recorded in the field using a HANNA Instruments (LP 2000) turbidimeter. The pH was measured using a glass electrode pH Crison 2000 Micro calibrated with Merck buffers. Electrical conductivity was measured with a conductivity meter EC-Meter Crison Basic 30+.

Water samples collected were filtered through 0.45 μm filters. One replicate of each sample was acidified to $\text{pH} < 2$ with HNO_3 (65%) and stored at 4 $^\circ\text{C}$ until determination of dissolved metals (Cu, Ni, Pb, Cr, Zn, Mn, Fe). This analysis used Inductively Coupled Plasma (ICP-OES) (Pekin Elmer Optima 2000), which was connected to an ultrasonic nebulizer (CETAC, U5000AT+) to reduce the detection limit at 0.01 $\mu\text{g L}^{-1}$ for metals.

An ETHOS 1, Milestone microwave digestion system was used to digest the SPM in the filter in Teflon vessels with concentrated $\text{HNO}_3\text{:HClO}_4$ (3:1.5) to determine pseudo-total metal content. The digested samples were heated by increasing the temperature to 180 $^\circ\text{C}$ for 10 min and kept at that temperature for an additional 25 min (USEPA, 2007). After digestion, all samples were filtered through a 0.45 μm Milipore nitrocellulose filter and diluted to 100 mL with Milli-Q water. A NBS sediment sample (Buffalo River sediment, USA) was additionally used to control analytical methods. All metals were also measured with this technique, with mean values close to the certified contents but very high dispersion (variation coefficient of 17.8% with 0.05 g of sample) (Ruiz et al., 1991). This analysis was performed using ICP-OES and an ultrasonic nebulizer (CETAC, U5000AT+) for those metals with a lower concentration (Cr, Cu, Ni and Pb). For all elements, the recovery ranged between 92% and 117%. The detection limit for these metals was: Pb (1 $\mu\text{g g}^{-1}$), Zn (0.5 $\mu\text{g g}^{-1}$), Fe and Mn (0.4 $\mu\text{g g}^{-1}$), Cu, Cr and Ni (0.1 $\mu\text{g g}^{-1}$). The external reproducibility of chemical preparation and ICP measurements were performed on three replicate samples. The analytical methods employed were continuously quality checked using analysis of the certified reference sediment.

TOC and DOC were determined by oxidation with chromic acid in unfiltered and filtered water sample, respectively, and determined by the colorimetric method (APHA-AWWA-WPCF, 1998). Particulate organic carbon (POC) was calculated by the difference between TOC and DOC.

3.3.4. Calculation metal partition coefficient

The partition coefficient (K_D) was used to describe the relationship between dissolved and particulate metal fraction. K_D values were calculated in accordance with the following equation:

$$K_D (\text{L kg}^{-1}) = \frac{[\text{particulate metal } (\mu\text{g kg}^{-1})]}{[\text{dissolved metal } (\mu\text{g L}^{-1})]} \quad (3-1)$$

3.3.5. Flood event and annual load estimation

Based on 10-min intervals of discharge, SPM, DOC, POC and metal concentrations calculated for the Muxika gauging station, loads during flood events were established as follows (Coynel et al., 2007):

$$F = \sum_{i=1}^n (Q * C) \quad (3-2)$$

where Q ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) is the river water discharge, C is the element concentration (mg L^{-1} for SPM, DOC and POC, and $\mu\text{g L}^{-1}$ for metals except Fe in mg L^{-1}) and n is the number of measures.

Annual load of SPM, DOC, POC and particulate metals was estimated using commonly applied equations (Walling and Webb, 1985; Audry et al., 2004; Masson et al., 2006; Coynel et al., 2007):

$$L = V * \sum_{i=1}^n (Q_i * C_i) / \sum_{i=1}^n Q_i \quad (3-3)$$

where V (m^3) is the annual water discharge, C_i (mg L^{-1} for SPM, DOC and POC, and $\mu\text{g L}^{-1}$ for metals, except Fe in mg L^{-1}) is the element concentration, Q_i ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) is the instantaneous river water flow and n is the number of measures.

3.3.6. Statistical analysis

Spearman correlation analysis (non parametric test) and Principal Component Analysis (PCA) were performed to establish relationships between variables and possible patterns in the distribution of the measured data. PCA with an eigenvalue of over 1 was subjected to an orthogonal varimax rotation. This maximizes the variance to obtain a pattern of loadings for each factor that is as diverse as possible, thus lending itself to

easier interpretation. Statistical processing of the data was performed using SPSS software.

3.4. Results and Discussion

3.4.1. Hydrological characteristics during the period studied

The term “flood event” is used here to represent a complete hydrological event with rising and falling limbs.

Twenty-five flood events were covered by this study. In 2009/10, these were Events 1 (November, 2009); 2 (December, 2009); 3-4 (January, 2010); 5 (May, 2010) and 6 (June, 2010). In 2010/11 they were Events 7 (October, 2010); 8-9-10 (November, 2010); 11 (December, 2010); 12-13 (February, 2011); 14 (March, 2011) and 15-16 (July, 2011). Finally, 2011/12 included Events 17 (November, 2011); 18 (December, 2011); 19-20 (January, 2012); 21 (February, 2012); 22-23-24 (April, 2012) and 25 (May, 2012). Figure 3.2 shows the flood events occurring during the three years under study.

Thirty-six percent of these flood events (Events 1,2,7,8,9,10,11,17 and 18) occurred in autumn (October to December), 32% (Events 3,4,12,13,14,19,20 and 21) in winter (January to March), 24 % (events 5,6,22,23,24 and 25) in spring (March to June) and 8% (events 15 and 16) in summer (July to September).

Four flood events were of high magnitude (Events 1, 6, 14 and 17). These flood events showed the highest peak flows ($23 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $59 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ and $36 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, respectively) generated due to high rainfall. However, Event 14 showed no rainfall or longer duration, like some others, but had the maximum recorded peak flow ($59 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$); this was because rainfall intensity per hour was high in the four hours prior to the peak flow, the period during which maximum precipitation intensity (11 mm h^{-1}) was reached.

During the research period, the minimum value ($0.003 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) was recorded in June 2012 and the maximum ($59 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) in March 2011 (Event 14).

2009/10 was rainier than the following two years, but the greatest volume of water occurred in 2011/12, despite the lesser rainfall. The mean temperature, precipitation and volume figures for the entire period under study were $14.3 \text{ }^\circ\text{C}$, 1155 mm and 19.1 hm^3 , respectively. Table 3.1 shows annual average figures for temperature, total precipitation and total volume of exported water for each hydrological year studied in this paper (from October 2009 to September 2012).

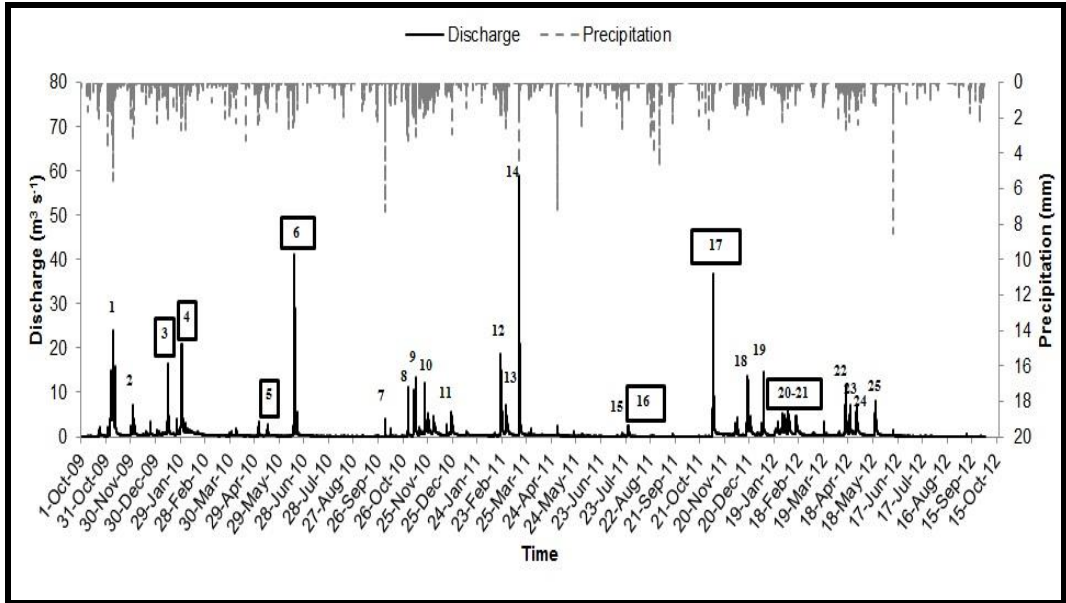


Figure 3.2. Discharge ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) and precipitation (mm) measured every 10 min at Muxika gauging station. Numbers represents flood events. Framed numbers represent events with data metals.

For the basin in question, authors Martínez-Santos et al. (2014) and Montoya-Armenta. (2013) used an EC based method for a two-component hydrograph separation. To identify the water contribution of pre-event Q_p and event Q_e throughout flood events, the tracer-based Q_p/Q_e ratio was calculated. This allowed a preliminary categorization of flood events based on the relationship between maximum Q and the Q_p/Q_e ratio. Thus, three groups of flood events were distinguished with low (Type I, maximum flows below $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), medium (Type II, maximum flows ranged between 10 and $21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) and high intensity (Type III, intense maximum flows between 21 and $60 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). A wider discussion about hydrograph separation and DOC pathways within the catchment under study can be found in Martínez-Santos et al. (2014).

Table 3.1. Average annual temperature, total precipitation and total volume of water measured in Muxika gauging station for hydrological years 2009-2012.

Hydrological year	T (°C)	P _T (mm)	V _T (mm)
2009/10	14.2	1224	631
2010/11	14.4	1171	545
2011/12	14.3	1071	646

3.4.2. Trace metals and organic matter concentration in SPM and water

The ranges and means of dissolved and particulate metal and organic carbon concentration observed in the eight flood events occurring during the studied period are shown in Table 3.2. With respect to metal concentrations, the observed range was wide, varying by more than one order of magnitude for both phases. The large range observed in particulate metal concentrations was attributed to the high variability in SPM.

The mean metal concentrations did not show the same order of abundance in dissolved and particulate forms. The trend is Fe>Zn>Mn>Pb>Cu>Ni>Cr in dissolved form and Fe>Mn>Zn>Cr>Pb>Ni>Cu in particulate form. Fe and Mn are abundant in the earth's crust and relatively insoluble under oxidizing conditions in surface water. For this reason they are dominant in particulate phase and consequently mobilized during flood events. All metals exist predominantly in particulate form, suggesting that their transport is linked to particle transport, as frequently cited in the literature (Walling and Webb., 1985; Palleiro et al., 2013).

Metal concentrations in surface waters and SPM are affected by natural soil and bedrock sources as well as by anthropogenic loading from atmospheric deposition and various point and non-point sources (Förstner and Wittman., 1981, Zereini et al., 2012, Harmens et al., 2015). In our study area, lithogenic contribution is the principal source; nevertheless downstream of the gauging station there is an industrial nucleus (metallurgy, shipbuilding, chemical and canning), which in recent years has created environmental pressure. Although these industrial activities are conducted by small and medium-sized companies, it is a source of contamination from atmospheric metal deposition (Ortiz et al., 1992; Irabien et al., 1999).

Metals such as Cu and Zn coming from the rural area are due to the use of phytosanitary products in forestry plantations and small orchards. The agricultural origin of the metals in the Oka basin is caused by leaching of the cropland where there has been an accumulation of metals in surface soil horizons due to the use of pesticides, fertilizers and organic waste used as manure. There is also pollution from livestock sources resulting from animal waste from washing stables and farms.

The gauging station is located next to the road and although Pb is no longer used as a gasoline additive, most of the lead deposited in the last century is still stored in the surfaces (Kaste et al., 2006) and constitutes a source when soil particles are detached and transported in runoff.

Dissolved metal concentrations, which are more available for aquatic life than particulate metals have a mean concentration below quality standards for surface water intended for human consumption (EU Directive 98/83/EC) (Table 3.2).

K_D presented a wide range of values related to the wide range of concentrations observed for metals in dissolved and particulate form. As a result, K_D values are shown in log form. Mean values of log K_D (in liter per kilogram) during flood events decreased from 6.1 to 4.6 in the following order: Mn>Fe>Cr>Ni>Pb=Zn>Cu, demonstrating that Mn and Fe have strong affinities for SPM since they are abundant in the Earth's crust and relatively insoluble under oxidizing conditions, while Cu and Zn are less abundant and usually have low K_D (Vesely et al., 2001). Elevated K_D values reveal that the elements have a high affinity for the solid phase, while elements with low K_D values were more easily weathered, removed in soil solution and transported in groundwater in dissolved phase. Log K_D values are very stable, showing low standard deviation (<1). A significant negative correlation was found between SPM and log K_D Cr ($r=-0.72$, $p<0.01$), log K_D Ni ($r=-0.64$, $p<0.01$), log K_D Pb ($r=-0.62$, $p<0.01$) and log K_D Cu ($r=-0.49$, $p<0.01$). This inverse relationship, termed "particle concentration effect", has frequently been discussed in the literature and has been attributed to the presence of trace metals associated with colloidal matter in the filtrate fraction (Benoit and Rozan, 1999). Clay minerals, organic matter and Mn/Fe hydroxides could partially pass through the filter and it is well known that they are important sorbing phases of trace metal (e.g. Du Laing et al., 2007).

Table 3.2. Statistical summaries for metal concentration in both dissolved and particulate phases during flood events studied at the outlet of the Oka catchment. Data from EU regulation for drinking water (EU Directive 98/83/EC) are included.

	Cu	Ni	Pb	Cr	Zn	Mn	Fe	Organic matter	SPM	Discharge
Dissolved phase	$\mu\text{g L}^{-1}$	$\mu\text{g L}^{-1}$	$\mu\text{g L}^{-1}$	$\mu\text{g L}^{-1}$	$\mu\text{g L}^{-1}$	$\mu\text{g L}^{-1}$	$\mu\text{g L}^{-1}$	mg L^{-1} DOC		$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$
Median-range (Oka)	1.5 (0.86-4.1)	0.91 (0.01-4.4)	1 (0.06-8.4)	0.23 (0.04-3.0)	3.3 (0.13-54.9)	1.4 (0.07-8.5)	81.3 (10.6-355)	4.8 (0.86-20.8)		2.5 (0.3-38.4)
SD (Oka)	0.65	1.2	1.7	0.74	12.1	1.6	81.1	2.9		6.1
EU Directive 98/83/EC	2000	20	10	50	/	50	200	/	/	/
Particulate phase	$\mu\text{g g}^{-1}$	$\mu\text{g g}^{-1}$	$\mu\text{g g}^{-1}$	$\mu\text{g g}^{-1}$	$\mu\text{g g}^{-1}$	$\mu\text{g g}^{-1}$	mg g^{-1}	mg L^{-1} POC		mg L^{-1}
Median-range (Oka)	42.5 (15.7-215)	54.9 (13.5-158)	71.4 (7-566)	133 (65.8-375)	289 (14.9-1468)	824 (490-1357)	47.2 (19.8-123)	3.5 (0.01-45.8)		53 (3.3-1645)
SD (Oka)	31	29.4	102	52.1	248	206	14.9	5.1		228
log K_D (L kg^{-1})										
Mean-range (Oka)	4.6 (4-5.1)	5.3 (3.7-6.1)	5.2 (3.6-6.2)	5.7 (4-6.4)	5.2 (3.6-5.9)	6.1 (5.1-7.2)	6 (5.1-6.6)			
SD (Oka)	0.26	0.55	0.58	0.55	0.64	0.4	0.36			

Values are the median, ranges and standard deviation of metals. Values for organic matter, SPM and discharge are the mean, ranges and standard deviation. Ranges are given in parentheses.

3.4.2.1. The influence of Q, pH, DOC, POC in the distribution of metals in soluble and particulate phase

In order to determine specific affinities between metals, Q, pH, EC, SPM, TOC, DOC and POC, and hence to understand their dynamics and transport within the Oka stream, correlation matrixes are presented in Table 3.3 A and B for dissolved and particulate metals, respectively.

In general, discharge is positively correlated with SPM ($r=0.64$, $p<0.01$) implying intense transport of sediments by storm events; and to a lesser extent with POC ($r=0.40$, $p<0.01$) and DOC ($r=0.51$, $p<0.01$). There is a good correlation between SPM-POC ($r=0.76$, $p<0.01$), suggesting an association of these two parameters with erosion and dragging of the topsoil.

The weaker SPM-DOC correlation ($r=0.33$, $p<0.01$) seems to indicate that the source and flowpath of DOC and SPM are different. SPM comes from a surface source, whereas DOC is leached for the most part from the soil profile so that different soil types and soil horizons from different parts of the catchment can deliver DOC to the stream (Strohmeier et al., 2013). Concerning the pathway of delivery in this catchment, Martínez-Santos et al. (2014) has suggested subsurface or lateral flow as the main mechanism for DOC transport from the terrestrial to the aquatic environment.

It is difficult to identify a common pattern with dissolved metals. The relationship between discharge and dissolved metals was poor. Water discharge and metals such as Cu, Ni, Mn, Zn and Fe present a negative correlation ($-0.18 < r < -0.41$). These low correlations occur as a result of the dilution effect that affects the decrease of metal concentration during high flows and large variability that their concentrations presented. Some metals such as Ni, Pb, Cr are positively correlated with SPM ($0.24 < r < 0.53$, $p<0.01$). This could be associated with metal solubilisation in particulate phase.

Ni, Cr, Zn and Mn are negatively correlated with DOC ($-0.33 < r < -0.45$, $p<0.01$). Martínez-Santos et al. (2014) attribute the DOC contribution to subsurface flow in Oka basin, so an origin might be attributed to these metals associated with particulate metal dissolution rather than lateral flow contributions.

Particulate metal showed a relationship with Mn ($0.23 < r < 0.44$, $p<0.01$) and Fe ($0.32 < r < 0.64$, $p<0.01$) content. These significant correlations suggest a dominance of common sources and transport mechanisms during floods; other sources and/or transport mechanisms are often used for normalization, for example to decouple the

variability of the datasets from grain size distribution or mineralogical effects (Wenbo et al., 2004; Coynel et al., 2007).

The negative correlation between particulate metals with discharge ($-0.30 < r < -0.57$, $p < 0.01$) and SPM ($-0.27 < r < -0.82$, $p < 0.01$) supports the finding that a reduction of particulate metal content is often observed when discharge, and hence SPM, increases. Several factors may be responsible for a decrease in particulate metal during moderate and high discharges, such as the different particle sources and/or the particle size, because during high flows the river's capacity to transport coarse material (with poor metal content) from distant areas increases.

Good correlations are found between particulate metals and organic carbon carbon ($-0.38 < r < -0.73$, $p < 0.01$). Most studies consider that Pb adsorption is controlled by both Fe and Mn oxides and organic matter (Dawson et al., 2010; Tarchouna Gharbi et al., 2010); while Cu adsorption is mainly controlled by organic matter associated with SPM and dissolved organic ligands (Lu et al., 2001). Montoya-Armenta. (2013) performed a sequential extraction method on the SPM of the basin under study, showing that 58% of total Pb and 49% of total Cu are associated with the oxidizable organic matter, indicating that organic matter is the main sink for these metals. The same trend was also observed by Martínez-Santos et al. (2015) in the Deba River catchment (Spain).

Table 3.3: A: Spearman correlation matrix for dissolved metal concentrations ($\mu\text{g L}^{-1}$), $n=124$. B: Spearman correlation matrix for particulate metal concentrations ($\mu\text{g g}^{-1}$). Values refer to Spearman coefficients (R). $n=134$. Correlation is significant (p) at the 0.01 level for bold numbers and 0.05 for italics. Q, water discharge; EC, electrical conductivity; SPM, suspended particulate matter; TOC, total organic carbon; DOC, dissolved organic carbon; POC, particulate organic carbon.

	Q	EC	pH	SPM	TOC	DOC	POC	Cu	Ni	Pb	Cr	Mn	Zn	Fe
A)														
Q	1													
EC	-0.68	1												
pH	-0.64	0.51	1											
SPM	0.64	-0.74	-0.35	1										
TOC	0.50	-0.45	-0.22	0.69	1									
DOC	0.51	-0.32	-0.38	0.33	0.71	1								
POC	0.40	-0.44	-0.12	0.76	0.70	0.12	1							
Cu	-0.20	0.06	0.20	0.03	0.26	0.18	0.13	1						
Ni	-0.41	-0.27	0.40	0.24	-0.11	-0.35	0.23	0.34	1					
Pb	0.09	-0.42	0.08	0.30	0.20	-0.09	0.25	0.18	0.38	1				
Cr	-0.06	-0.69	-0.02	0.53	0.00	-0.33	0.31	-0.02	0.72	0.54	1			
Mn	-0.21	0.23	0.09	-0.36	-0.49	-0.36	-0.41	-0.26	-0.03	-0.09	0.04	1		
Zn	-0.18	0.11	-0.08	-0.21	-0.54	-0.45	-0.27	-0.24	0.06	-0.32	0.22	0.45	1	
Fe	-0.30	-0.11	0.00	0.05	-0.24	-0.20	-0.06	0.17	0.49	-0.32	0.40	0.29	0.38	1
B)														
Q	1													
EC	-0.68	1												
pH	-0.64	0.51	1											
SPM	0.64	-0.74	-0.35	1										
TOC	0.50	-0.45	-0.22	0.69	1									
DOC	0.51	-0.32	-0.38	0.33	0.71	1								
POC	0.40	-0.44	-0.12	0.76	0.70	0.12	1							
Cu	-0.43	0.39	0.35	-0.62	-0.48	-0.37	-0.45	1						
Ni	-0.54	0.66	0.34	-0.82	-0.52	-0.27	-0.65	0.53	1					
Pb	-0.51	0.54	0.40	-0.79	-0.66	-0.36	-0.68	0.67	0.62	1				
Cr	-0.41	0.33	0.25	-0.67	-0.73	-0.46	-0.63	0.59	0.44	0.70	1			
Mn	-0.57	0.17	0.33	-0.27	-0.38	-0.46	-0.15	0.43	0.23	0.36	0.44	1		
Zn	-0.42	0.40	0.18	-0.52	-0.55	-0.39	-0.66	0.44	0.41	0.69	0.61	0.22	1	
Fe	-0.30	0.10	0.01	-0.48	-0.72	-0.46	-0.42	0.33	0.35	0.49	0.64	0.35	0.32	1

3.4.3. Metal dynamics during high water discharge

Figure 3.3 shows the variability of the metal concentrations in dissolved and particulate phase.

Metal concentrations in dissolved and particulate phase during flood events presented different levels and behaviors. With regard to the dissolved phase, particularly relevant were flood events 5 and 17 with the highest concentrations of Cu and Fe; events 5 and 6 with Ni, Zn, Mn and Cr; and events 5 and 21 with Pb. This heterogeneous variability reveals different behaviors for metals, which is linked to various anthropogenic inputs and metal solubilization in the different flow paths through the basin with different hydrological and physicochemical conditions.

Cu, Ni, Cr, Pb, Zn y Mn content was higher during flood events occurring in winter-spring. Fe, one of the majority metals in SPM, is the only metal whose content decreased slightly during the analyzed floods.

By way of comparison, flood event 17 is hydro-sedimentally more intense than flood event 5. Both dissolved and particulate phase presented lower mean values and ranges. On the one hand, the higher content is attributable to dragging of coarser particles formed by coagulation from the fine particles, which have a smaller surface area and fewer metals; on the other hand, the low concentration of the dissolved phase can be attributed to the dilution effect caused by the amount of water.

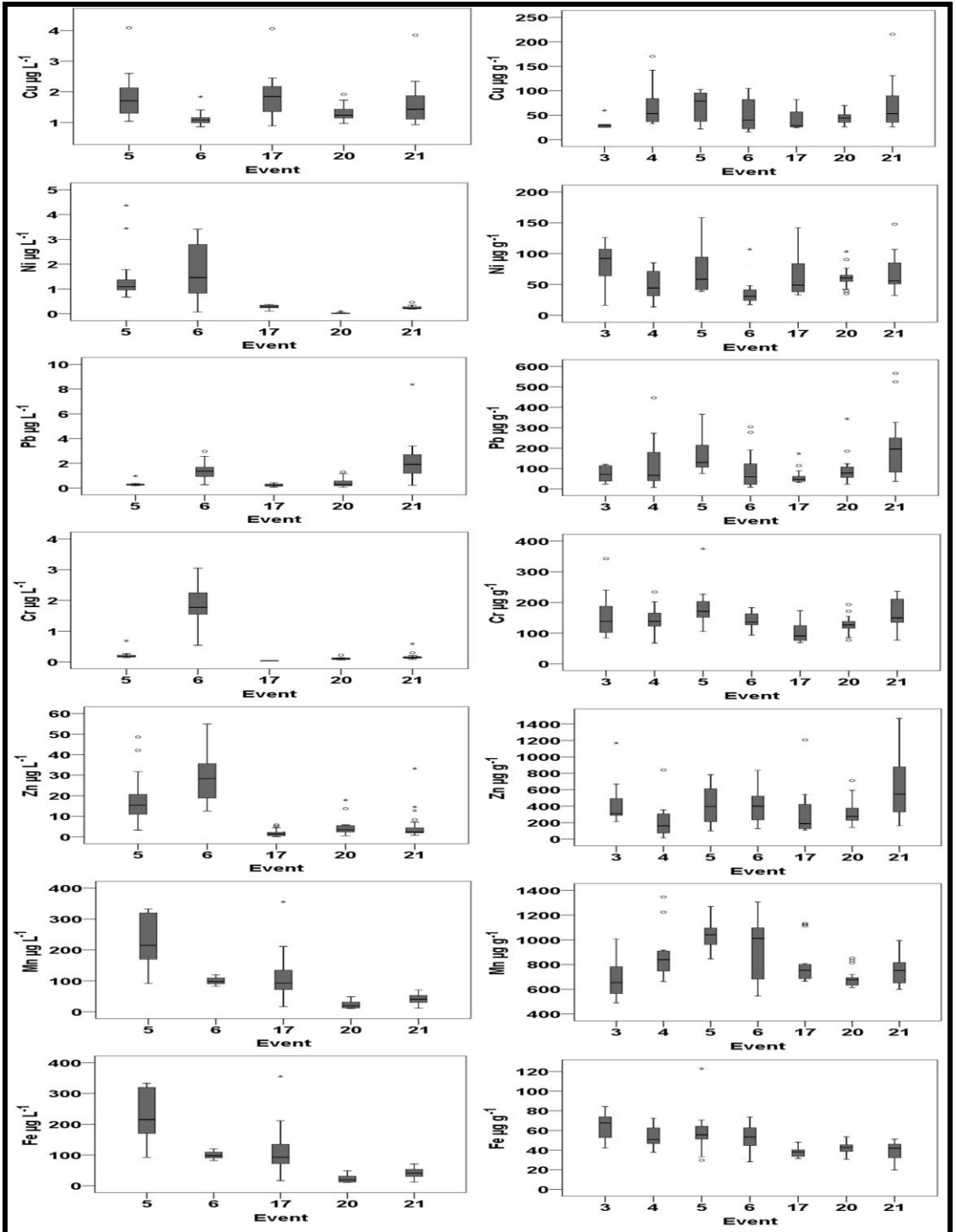


Figure 3.3. Metal concentration variation in dissolved phase (left) and particulate phase (right) during the flood events studied. \circ and \star extreme values with 1.5 x RIC and 3 x RIC, respectively.

To analyze behavior of the metals, the relationship between dissolved metal and discharge was illustrated through hysteresis loops. Representative flood events of type I and III have been chosen using the hydrological classification of Martínez-Santos et al. (2014). In this way, hydrological conditions were contrasted.

The flood event 5 that occurred in May 2010, of type I, presented a maximum flow of $2.96 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ and a SPM peak 245 mg L^{-1} ; flood 17, which occurred on November 2011 (type III) presented a maximum flow of $36 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ and a peak SPM 1216 mg L^{-1} .

During flood event 5, Cu, Pb, Cr, Mn, Zn and Fe exhibit anticlockwise hysteresis loops (Figure 3.4), following the trend presented by SPM and POC. The metals reached maximum concentration in the falling limb of the hydrograph, after discharge peak. This was related to the source of the metals at a distance from the river.

Nickel presented a clockwise “figure of eight” hysteresis loop, like the DOC. This implies an origin or transport different to the others, associated with the DOC.

On the other hand, although the figure shows that dilution directly influences the decrease in metal concentration in the water column during the rising curve (see Cu and Ni), this phenomenon mostly affects Pb, Cr and Mn concentration.

At the same time, Cu, Fe and Mn presented a significant increase in concentration in the water column during the falling curve of the hydrograph. This increase, more significant for Fe and Mn, appears to be related to an SPM contribution, with a higher content of these metals being of lithogenic origin.

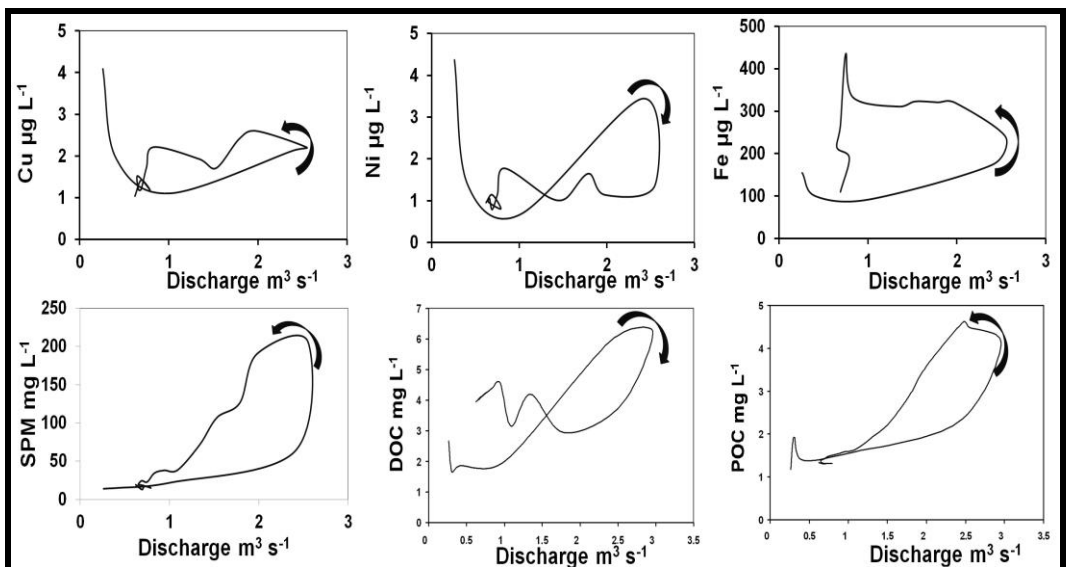


Figure 3.4. Hysteresis loops of relationship between discharge and dissolved metals (Cu, Ni and Fe), SPM, DOC and POC during flood event 5 (May 14, 2010).

Figure 3.5 shows the hysteresis patterns identified during flood event 17. In this type of high intensity events, the dilution affects the hysteresis loops formed by the relationship between discharge and concentration metal (Cu and Fe) in the water column, which is markedly decreased. Cu showed a clockwise hysteresis loop (the same type as Q-COP for this event). This behavior coincides with flood event 5.

By contrast, Fe presented an anticlockwise hysteresis loop produced by a low metal concentration at the beginning of the event and a subsequent increase during the falling curve of the hydrograph. Ni and Mn showed a more complex behavior, following a similar “figure-of-eight” hysteresis, but somewhat different to the Q-SPM and Q-COD relationships.

Figure 3.5 also shows that for a discharge of less than $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ in the falling curve, the metals presented significant spikes in concentration and mostly reached maximum levels before the end of the flood event. This occurs because of the lower prevalence of dilution from that moment on, resulting from the smaller volume of water transported by the river after the peak flow.

From the above it is noted that Cu and Ni, regardless of the flood event type, follow the hysteresis loop trend of POC and DOC, respectively.

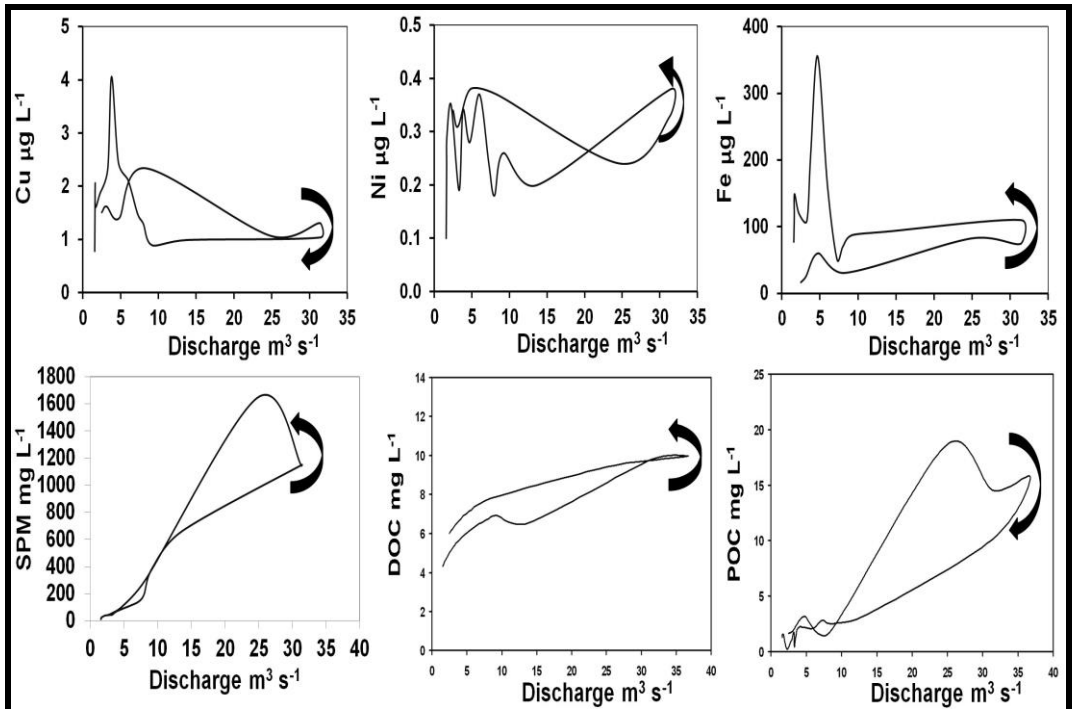


Figure 3.5. Hysteresis loops of relationship between discharge and dissolved metals (Cu, Ni and Fe), SPM, DOC and POC during the flood event 17 (June 11, 2011).

3.4.4. SPM, DOC, POC and particulate metal exported from the Oka catchment

3.4.4.1. Annual SPM, DOC, POC and particulate metal load

Prior to calculating the loads on annual scale, it is necessary to estimate the long term SPM, DOC, POC and particulate metal concentrations. SPM (mg L^{-1}) continuous data of throughout the entire study period (2009-2012) was computed from a good relationship between NTU measured in field and SPM obtained in the laboratory (Figure 3.6). This lineal regression ($R^2=0.94$) indicates that the physical properties of the SPM tend to be stable, indicating a lack of significant changes in the source of sediment due to the homogeneity of the basin in terms of soil type and land use.

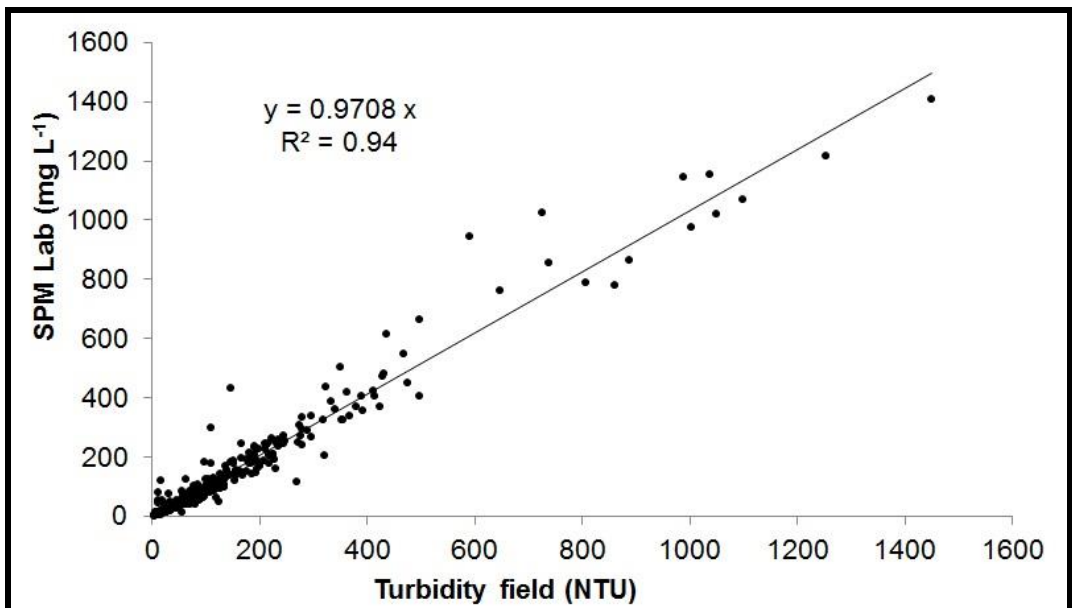


Figure 3.6. Relationship between field turbidity and SPM measured in the laboratory during the hydrological events that occurred during 2009-2012.

To obtain long term particulate metal concentrations, regression equations were established between metals and SPM with data from flood events ($0.62 < R^2 < 0.92$). Similarly, continuous data for DOC and POC were obtained with discharge ($R^2=0.61$) and SPM ($R^2=0.76$) respectively (Figure 3.7).

Flood events used in regression equations have representation of three types according to the classification by Martínez-Santos et al. (2014). Their maximum discharges ranged between 2.6 to $41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. This allows the data to be reconstructed throughout the period of study with different discharges. Having calculated the long term concentrations, it was possible to extrapolate it to an annual scale and the loads were

calculated using discharge data measured every 10 minutes throughout the whole period studied, as mentioned in section 3.3.5.

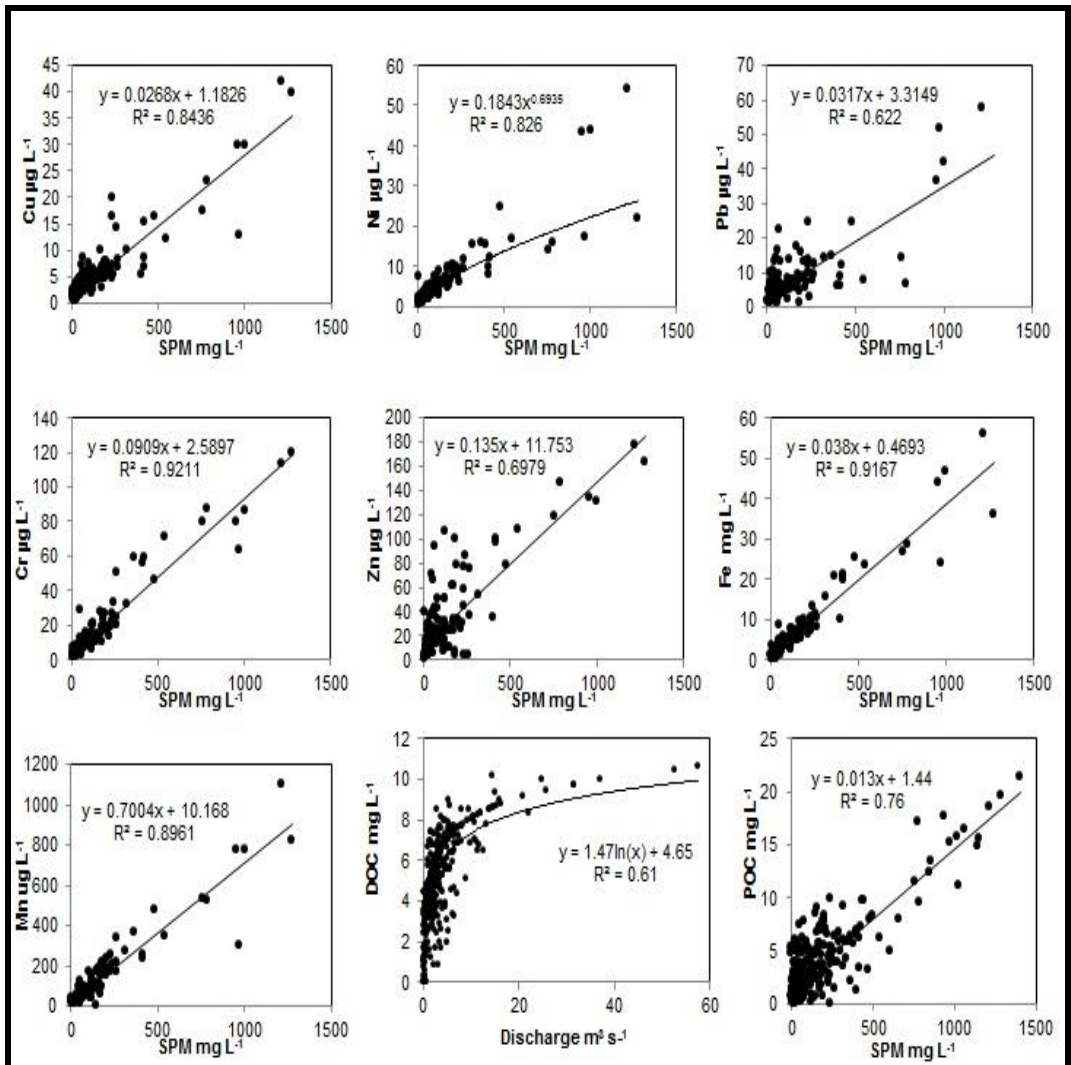


Figure 3.7. Relationship between the seven metals studied in particulate phase (expressed in concentration) and SPM; DOC with water discharge and POC with SPM.

Table 3.4 summarizes the load of SPM, DOC, POC and particulate metals for the Oka catchment. Particulate metals were exported during three hydrological years in the following order: Fe>Mn>Zn>Cr>Pb>Cu>Ni.

Considering that concentrations in particulate phase are dominant in relation to the dissolved phase, one could assume that the load of metals follows the trend of concentrations. The calcium-carbonate nature of the waters and pH conditions (mean

pH=7.63) favor the association of metals with particles. Under such circumstances, and because of the contrasted discharge regime (a very low base flow punctuated by rapid response of the basin to storm events), there was a greater proportion of particulate load.

Fluxes were influenced by precipitation and volume of discharge in the river. Figure 3.2 shows the high degree of variability in discharge throughout the three years under study and the quick response of the basin to storm events. The catchment showed an annual variability in SPM, organic carbon and particulate metal load. Particulate metal load was closely linked to discharge and SPM. A precise estimation of the SPM flux should lead to a corrected estimation of metal fluxes, even if metal contents were analyzed only during flood event episodes. In 2009/10, two high-intensity flood events occurred. This was the wettest year with the most water volume generated. These factors contribute to its being the most productive year in export of SPM, organic carbon (dissolved and particulate) and metals, compared with the two subsequent hydrological years. Ollivier et al. (2011) reported annual differences in particulate metals exportation associated with the amount and distribution of rainfall-runoff events.

The observed reduction in SPM export for 2010/11 and 2011/12 shows a direct relationship between precipitation and annual generation of SPM. Exportation of Fe and Mn follow the downward trend of SPM exportation. At the same time, the organic carbon and trace metal loads do not directly follow this trend; however the difference between the last two years is not significant. These results are related to the different characteristics of flood events (duration, intensity and maximum flows), as well as other controlling factors related to soil conditions, small agricultural practices and other anthropogenic activities in the basin developed during the study years, which could generate higher annual variability (Oeurng et al., 2010).

In general, annual mean load of SPM, DOC and POC for the whole period under study was estimated at 2267 t, 104 t and 53 t, respectively. Annual mean load of particulate metals ranged from 76 kg (Ni) to 95170 kg (Fe).

Table 3.4. Annual SPM, DOC, POC and particulate metal load for Oka catchment during 2009-2012.

	SPM	DOC	POC	Cu	Ni	Pb	Cr	Zn	Mn	Fe
	t yr ⁻¹			kg yr ⁻¹						
2009/10	2778	113	61.3	98.0	90.6	154	304	609	2148	114905
2010/11	2073	91.1	48.3	75.9	67.2	123	233	482	1627	86843
2011/12	1952	109	49.9	76.5	69.5	130	230	503	1575	83763
2009-12	2267	104	53.1	83.5	75.8	135	256	532	1783	95170

The annual total specific SPM, DOC, POC and particulate metal loads of the Oka River were compared with other catchments with similar land use (Table 3. 5). The SPM exportation determined in the Oka basin is lower than that reported by Walling and Webb. (1996) for Mediterranean basins in the Iberian Peninsula, but has a similar order of magnitude to the Aixola catchment located in the same region (Basque Country, Spain) and the Save catchment in SW France.

The specific mean POC is slightly higher than the Alegria (also in the Basque Country); however it is lower than that found for the Save basin and Nivelle river. As for the annual specific mean of DOC, it is greater than the Save and Alegria basins. A higher DOC load compared to POC could be attributed to a lower level of erosion in forest basins than in agricultural and mixed-use basins. Also, the soils in the Oka basin are mostly covered with forests and pastures, which provide a high content of DOC product to the water stream from decaying plant material (Yang et al., 2013; Zhang et al., 2013).

Regarding particulate metal load, the results in Oka basin were higher than those basins shown in Table 3.5. In the case of Cu, Zn, Fe and Mn the values were higher in agricultural catchments than those with mixed use such as Mero and Corbeira. This is attributable to the degree of anthropogenic impact on the basin and other factors such as lithogenic composition, rainfall pattern, soil and substrate type and land use (including management practices and vegetation).

Table 3.5. Specific annual mean of SPM, DOC, POC ($t\ km^{-2}\ yr^{-1}$) and particulate metal load ($kg\ km^{-2}\ yr^{-1}$) for Oka and other catchments.

River	Land use	SPM	DOC	POC	Cu	Ni	Pb	Cr	Zn	Mn	Fe
Mediterranean basins ^a		100-250									
Aixola ^b	Forest	35									
Save ^c	Agricultural	42	0.7	1.8							
Alegría ^d	Agricultural		0.85	0.54							
Nivelle ^e				5.3							
Mero ^f	Agroforestry				0.30				1.6	15.4	361
Corbeira ^g	Agroforestry				0.30				1.6	8.3	260
Chester Branch ^h	Agricultural				0.47	1	0.7	1.8	3.3	79	1090
Montoussé ⁱ	Agricultural				1.6	2.6	1.1	4.1	7	40	1692
This study	Agroforestry	71.8	3.3	1.6	2.6	2.4	4.3	8.1	16.8	56.5	3016

^a Walling and Webb., 1996.

^b Zabaleta et al., 2007.

^c Oeurng et al., 2011.

^d Cerro et al., 2014.

^e Coynel et al., 2005

^f Palleiro et al., 2014b.

^g Soto-Varela et al., 2015.

^h Miller et al., 2003.

ⁱ Roussiez et al., 2013.

3.4.4.2. Impact of flood events on fluvial SPM, DOC, POC and particulate metal transport

Flood events play an important role in SPM, DOC, POC and metal exportation from the catchment. During the study period, 25 flood events occurred, whose fluxes were calculated as described in section 2.5. SPM load during the flood events showed a variation from 4 t (Event 15) to 960 t (Event 1), with a mean of 250 t. These events (1 and 15) also presented the minimum and maximum values in the export of organic carbon and particulate metals. The loads generated in Flood Event 1 (November, 2011) had the highest recorded for the first year (2009/10) and for the whole period of the three hydrological years under consideration. This flood event had a duration of approximately 15 days and was caused by high rainfall (262 mm), generating a water volume of 6.6 hm³. The DOC load was in the range of 0.24 to 34.3 t, with a mean value of 8.2 t; while the POC load was between 0.15 and 18.7 t, 4.9 t mean value.

The range and mean (in parentheses) of the particulate metals were distributed as follows: Cu between 31.2-0.19 kg (8.1 kg); Ni between 31.3-0.2 kg (7.7 kg); Pb between 45.8- 0.35 kg (11.8 kg); Cr between 99.3- 0.54 kg (25.8 kg); Zn between 184-1.3 kg (47.5

kg). Mn ranged between 719 and 3.5 kg with a mean of 187 kg and finally Fe was between 38665-185 kg (10072 kg).

The total DOC load (205 t) during the twenty-five flood events was higher than POC (122 t). This shows the importance of the DOC load in watersheds where forest land use predominates (Yang et al., 2013). This loss of DOC from soils would facilitate the transport of metals into the watershed (Park et al., 2007)

The SPM, DOC, POC, Cu, Ni, Pb, Cr, Zn, Mn and Fe load during the events constituted 91%, 65%, 71%, 80%, 85%, 72%, 84%, 74%, 87% and 88%, respectively, of total exports during the three years studied.

Flood events occurring during the first hydrological year (2009/10) represented 93%-SPM, 71%-DOC, 75%-POC, 84%-Cu, 88%-Ni, 77%-Pb, 86%-Cr, 78%-Zn, 89%-Mn and 90%-Fe of total exports in that year. For the second year (2010/11), the figures were 93%-SPM, 66%-DOC, 72%-POC, 82%-Cu, 86%-Ni, 73%-Pb, 85%-Cr, 75%-Zn, 89%-Mn and 89%-Fe. Finally, for the third year (2011/12) 88%-SPM, 59%-DOC, 65%-POC, 75%-Cu, 80%-Ni, 66%-Pb, 78%-Cr, 68%-Zn, 82%-Mn and 83%-Fe of the annual total was produced during the flood events. These differences, especially the lower values in the last year, were due to types of registered events, lower annual rainfall and lower availability of sediment, especially after Event 17 which was of high intensity.

In order to present more clearly the contribution loads of the most important events, Figure 3.8, shows the progression of the cumulative percentage of metal load for each year under study. Water yield is also represented. In the first hydrological year, Event 1 stood out for being the longest in duration with Event 6 (June 2010) being notable for being another case of maximum transport that year, with the second largest load of all the events analyzed. The cumulative percentage of these two events is also indicated in the Figure 3.8a. During this year, 97%-SPM, 74%-DOC, 79%-POC and 79%-94% of particulate metals was exported in 29 days, corresponding to 8% of total annual time.

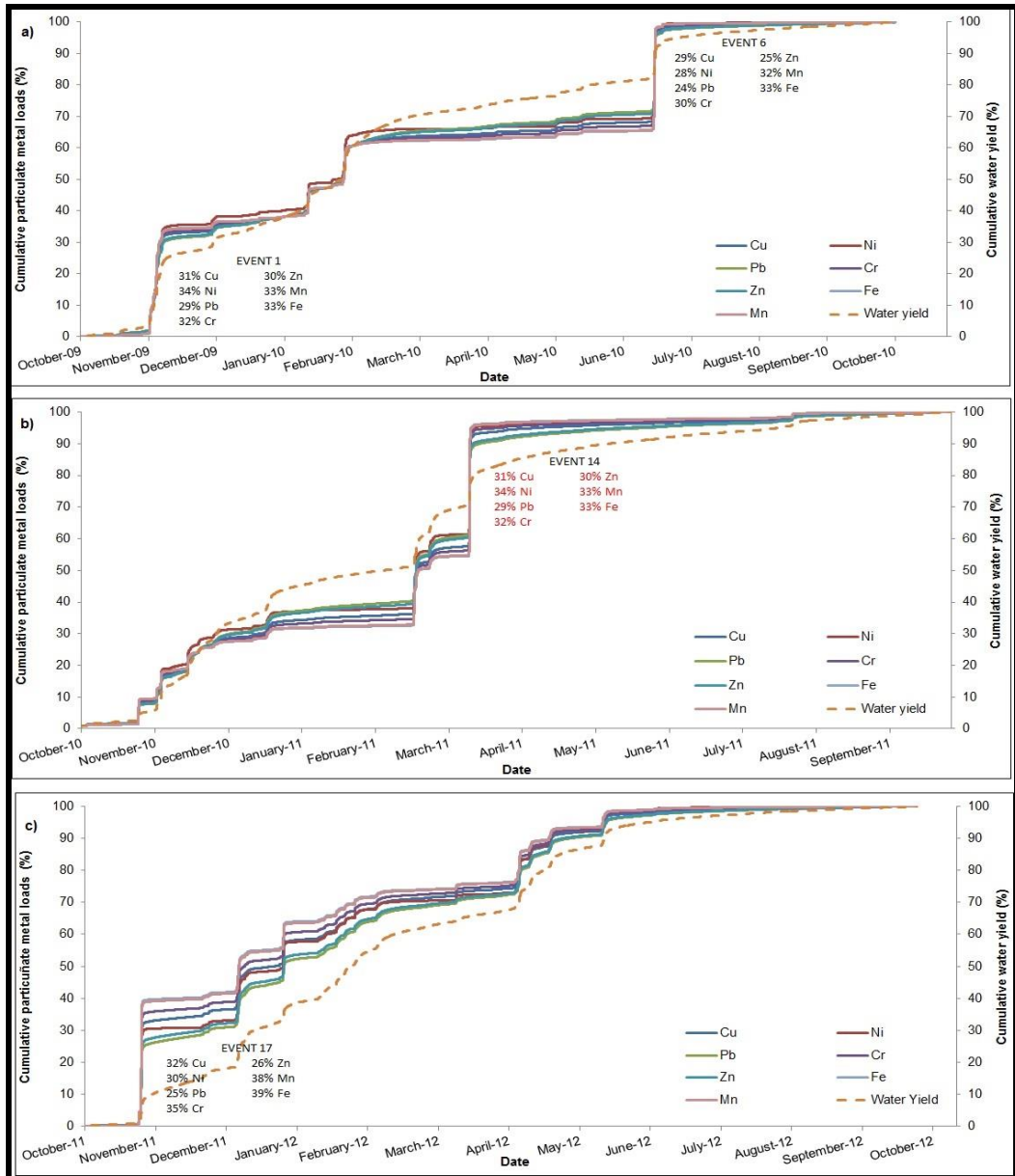


Figure 3.8. Cumulative percentage of particulate metal exported during the (a) 2009/10, (b) 2010/11 and (c) 2011/12 hydrological years.

During the second hydrological year, Event 14 (March 2011) was notable for being the majority contributor to exportation of SPM, organic matter and particulate metal this year and being the event with the third most transport in the three years studied. The cumulative percentage of this flood event is indicated in the Figure 3. 8b. During this year

98%-SPM, 81%-DOC, 83%-POC and 82% al 95% of metals was accounted for in 49 days, corresponding to 10% of annual time.

Finally, in the third hydrological year, Event 17 (November 2011) ranked as the fourth largest total for the three years studied. The cumulative percentage of this flood event is indicated in the Figure 3.8c. In this year 96%-SPM, 68%-DOC, 73%-POC and between 73% -91% of the metals were transported in 46 days, corresponding to 10% of the annual period. This year was characterized by periods of consecutive events, mainly of low intensity.

3.4.4.3. Classification of flood events by particulate metal load

In order to obtain a classification of flood events based on metal load, a principal component analysis was performed with the SPM, DOC, POC and particulate metal load, as well as precipitation and water volume data from the twenty-five flood events studied (Figure 3.9). PCAs are employed to understand the distribution of pollutants and find similarities between the variables used.

The factorial plane I-II reflects the most important information, with Factor I (59% of variance) characterized by precipitation, water volume and DOC, and Factor II (24%) characterized by SPM, POC and particulate metal load. Factor I therefore represents hydrological variables and Factor II represents variables related to particulate matter.

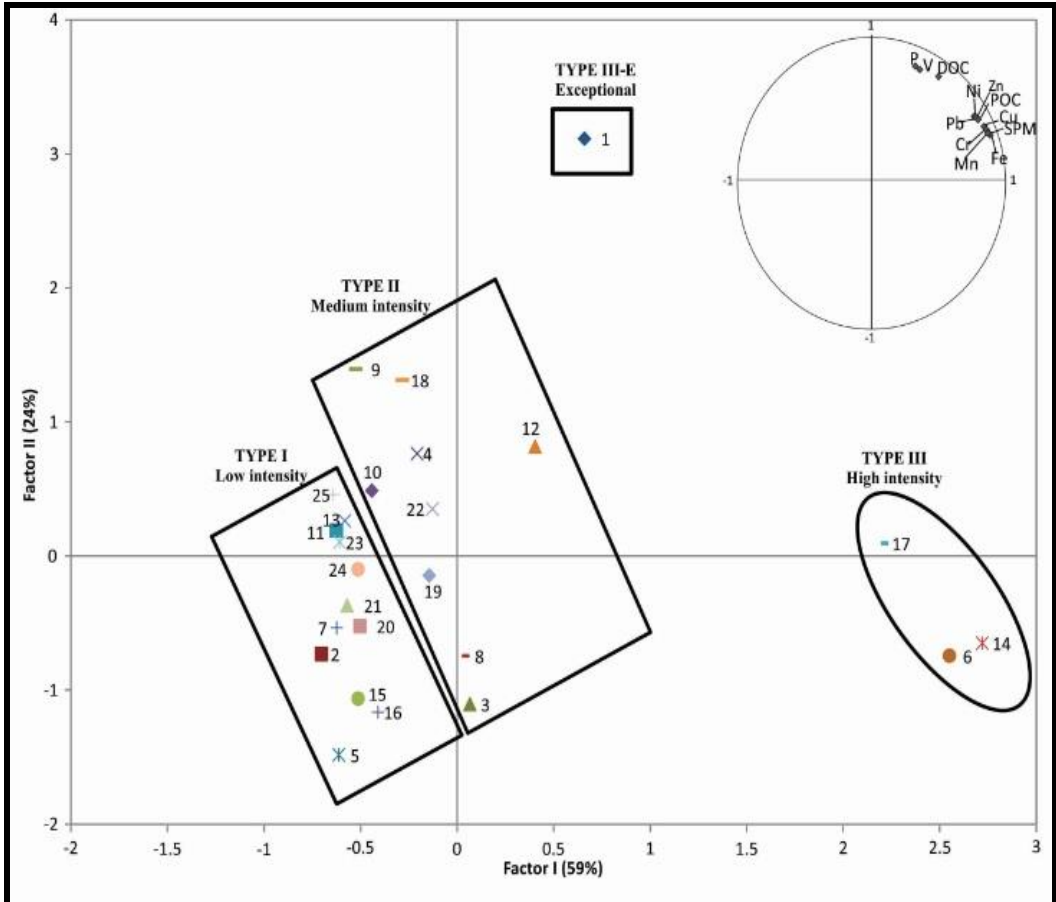


Figure 3.9. Classification of flood events through representation of factorial planes I-II of principal component analysis.

Taking these components into account, the following classification of flood events was defined in three categories according to their capacity for transporting organic carbon and particulate metals (Table 3.6):

Type I: Low intensity flood events, which had the highest occurrence in this basin (48%), accounting for twelve events (2, 5, 7, 11, 13, 15, 16, 20, 21, 23, 24 and 25). They corresponded to situations of low contributions of SPM, organic carbon and particulate metal.

Type II: Medium intensity floods; they occurred less frequently (36%) with nine events (3, 4, 8, 9, 10, 12, 18, 19 and 22). The contribution of SPM, organic carbon and particulate metal was considered highly relevant.

Type III: High intensity flood events (1, 6, 14 and 17), representing 16% of the total analyzed. They were controlled by a high export of SPMs, particulate organic carbon and

particulate metal. This type of event can be classified as exceptional because of its intensity and the relatively short time taken to reach the maximum flow.

Table 3.6. *Distribution of DOC (t), POC (t) and particulate metals (kg) load according to flood event type.*

	Type I	Type II	Type III
	Low intensity	Medium intensity	High intensity
DOC (t)	DOC<7	7≤DOC≤13	DOC>13
POC (t)	POC<3	3≤POC≤10	POC>10
Cu (kg)	Cu<4	4≤Cu≤13	Cu>13
Ni (kg)	Ni<4	4≤Ni≤13	Ni>13
Pb (kg)	Pb<7	7≤Pb≤19	Pb>19
Cr (kg)	Cr<12	12≤Cr≤40	Cr>40
Zn (kg)	Zn<25	25≤Zn≤100	Zn>100
Fe (kg)	Fe<4000	4000≤Fe≤30000	Fe>30000
Mn (kg)	Mn<80	80≤Mn≤300	Mn>300

The above results suggest a direct response of the basin in terms of organic carbon and metal transport to events of major importance in terms of rainfall and water volume generated. The high-intensity flood events correspond to those with a high capacity for transporting SPM, organic carbon and particulate metals. This classification contributes to the understanding of the basin in terms of pollutant transport and hydrological response of flood events with different intensity.

Contributions by event type to SPM, organic carbon and particulate metal exportation are shown in Figure 3.10. Most of the SPM, DOC, POC and particulate metal load were exported by Type III flood events, which accounted for 59% of SPM, 45% of organic carbon and of 54% particulate metals. This flood event type has a mean return period in the Oka catchment of 8 months during the three hydrological years under study.

Type II flood events contributed 33% of SPM, 38% of organic carbon and 34% of particulate metals. Type I flood events contributed 8% of SPM, 17% of organic carbon and 12% of particulate metals.

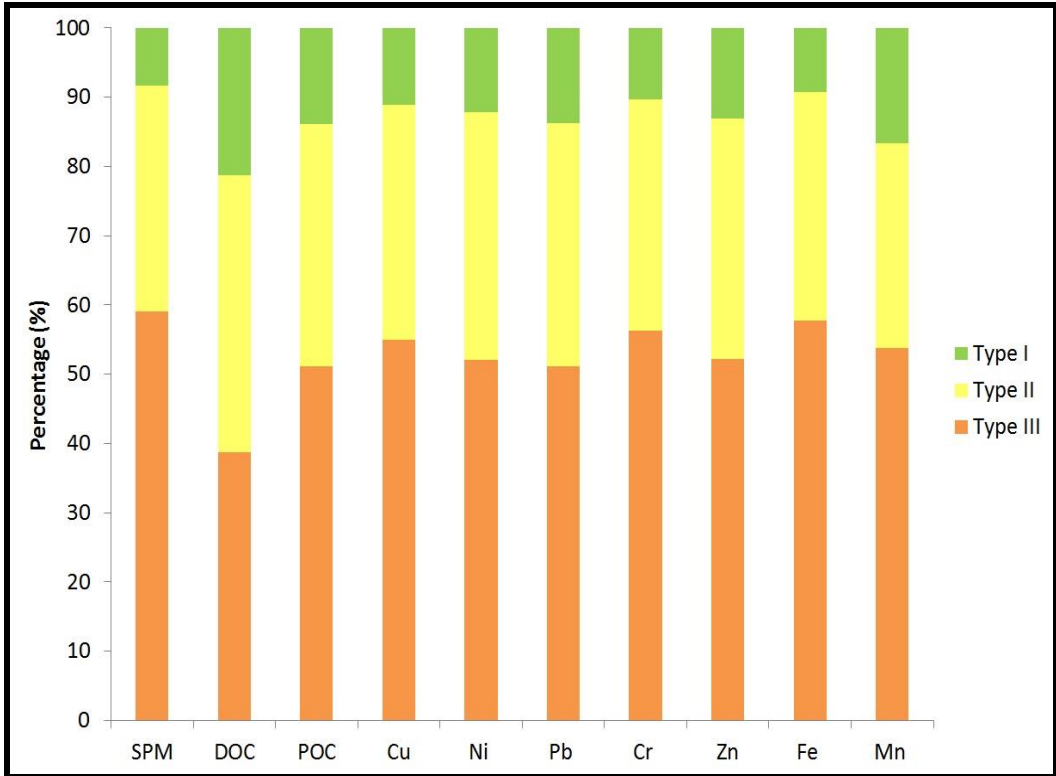


Figure 3.10. Contribution by flood event type to SPM, organic matter (DOC and POC) and particulate metal loads.

3.5. Conclusions

The results highlighted the importance of continuous monitoring of meteorological, hydrological and chemical parameters to establish the amount and variability of SPM, organic matter and metals exported in the Oka catchment.

The Oka basin presents levels of metals that are in accordance with current regulations, consistent with its state of preservation and absence of pollution-point sources of anthropogenic origin.

A clear association between the metal with the particulate phase was observed. Concentrations in particulate phase were higher than for dissolved phase for all metals. The particulate phase reflects the high variability of SPM in flood events. The good relationship between SPM and particulate metal concentration during flood events was useful for computing long term concentrations –from a simple-to-measure parameter– and made it possible to obtain the load exported per year.

Precipitation and water volume were the main factors controlling the export of SPM, DOC and POC in the Oka catchment. At the same time, variations of particulate metal load were driven by the discharge and SPM. Thus, a precise estimation of these two variables combined with metal analyses during flood events could provide a good approximation to particulate metal load and model development. It is important that sampling is conducted during both the rising and falling phases of the floods. This contributes to the evaluation of element and source potential of metal transport in small watersheds.

Flood events were responsible for more than 90% of SPM, 85% of Cu, Ni, Cr, Fe and Mn and 70% of organic carbon of the total load exported during the three years studied. Because this is a rapid-response basin, i.e., one that reacts directly to precipitation events, material transport occurred in a short time (<10% of annual time). These results reveal the important role of floods in mobilizing SPM, DOC, POC and metal transport from the Oka agroforestry basin.

The methodology used to establish a classification of flood events makes it possible to determine the percentage exported by event type; thus exceptional, high-intensity floods were responsible for transporting the largest amount of SPM, organic carbon and particulate metal to the outlet of the basin. It also provides information for better diagnosis of the flood event impact and contributes to planning measures to protect the quality of aquatic ecosystems in the area.

Acknowledgements

This research was financially supported by a doctoral scholarship from the University of Costa Rica. The authors wish to thank the Ministry of Science and Innovation (project CGL2011-26236), the Basque Government (Consolidated Group of Hydrogeology and Environment (IT598-13) and the University of the Basque Country UPV-EHU (UF111/26) for supporting this research.

3.6. References

- Audry, S., Schäfer, J., Blanc, G., Bossy, C., Lavaux, G., 2004. Anthropogenic components of heavy metal (Cd, Zn, Cu, Pb) budgets in the Lot-Garonne fluvial system (France). *Appl. Geochem.* 19, 769-786.
- Brasington, J., Richards, K., 2000. Turbidity and suspended sediment dynamics in small catchments in the Nepal Middle Hills. *Hydrol. Process.* 14, 2559-2574.
- Benoit, G., Rozan, T.F., 1999. The influence of size distribution on the particle concentration effect and trace metal partitioning in rivers. *Geochim. Cosmochim. Acta* 63, 113-127.
- Cerro, I., Sanchez-Perez, J.M., Ruiz-Romera, E., Antigüedad, I., 2014. Variability of particulate (SS, POC) and dissolved (DOC, NO₃) matter during storm events in the Alegria agricultural watershed. *Hydrol. Process.* 28, 2855-2867.
- Ciszewski, D., 2001. Flood-related changes in heavy metal concentrations within sediments of the Biała Przemsza River. *Geomorphology* 40, 205-218.
- Coynel, A., Etcheber, H., Abril, G., Maneux, E., Dumas, J., & Hurtrez, J. E., 2005. Contribution of small mountainous rivers to particulate organic carbon input in the Bay of Biscay. *Biogeochemistry.* 74, 151-171.
- Coynel, A., Schäfer, J., Blanc, G., Bossy, C., 2007. Scenario of particulate trace metal and metalloid transport during a major flood event inferred from transient geochemical signals. *Appl. Geochem.* 22, 821-836.
- Dawson, J.J.C., Tetzlaff, D., Carey, A., Raab, A., Soulsby, C., Killham, K., Meharg, A.A., 2010. Characterizing Pb Mobilization from Upland Soils to Streams Using 206Pb/207Pb Isotopic Ratios. *Environ. Sci. Technol.* 44, 243-249.
- Du Laing, G., Vandecasteele, B., De Grauwe, P., Moors, W., Lesage, E., Meers, E., Tack, F.M., Verloo, M.G., 2007. Factors affecting metal concentrations in the upper sediment layer of intertidal reedbeds along the river Scheldt. *Journal of Environmental Monitoring* 9, 449-455.
- EVE., 1996. Mapa hidrogeológico del País Vasco a escala 1:100.000. Ente Vasco de la Energía–Basque Energy Agency, 337 pp + maps.
- Forstner, U., Wittmann, G., 1981. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*, second ed. Springer-Verlag, Berlin.
- Garneau, C., Sauvage, S., Probst, A., Sánchez-Pérez, J.M., 2015. Modelling of trace metal transfer in a large river under different hydrological conditions (the Garonne River in southwest France). *Ecol. Model.* 306, 195-204.
- Gippel, C.J., 1989. The use of turbidimeters in suspended sediment research. *Hydrobiologia* 176/177: 465-480.
- Harmens, H., Norris, D.A., Sharps, K., Mills, G., Alber, R., Aleksiyenak, Y., Blum, O., Cucu-Man, S., Dam, M., De Temmerman, L., Ene, A., Fernández, J.A., Martínez-Abaigar, J., Frontasyeva, M., Godzik, B., Jeran, Z., Lazo, P., Leblond, S., Liiv, S., Magnússon, S.H., Maňkiovská, B., Karlsson, G.P., Piispanen, J., Poikolainen, J., Santamaria, J.M., Skudnik, M., Spiric, Z., Stafilov, T., Steinnes, E., Stihi, C., Suchara, I., Thöni, L., Todoran, R., Yurukova, L., Zechmeister, H.G., 2015. Heavy metal and nitrogen concentrations in mosses are declining across Europe whilst some “hotspots” remain in 2010. *Environmental Pollution* 200, 93-104.
- Irabien, M.J., Velasco, F., 1999. Heavy metals in Oka river sediments (Urdaibai National Biosphere Reserve, northern Spain): lithogenic and anthropogenic effects. *Environ. Geol.* 37, 54-63.

- Kang, J., Lee, Y.S., Ki, S.J., Lee, Y.G., Cha, S.M., Cho, K.H., Kim, J.H., 2009. Characteristics of wet and dry weather heavy metal discharges in the Yeongsan Watershed, Korea. *Sci. Total Environ.* 407, 3482-3493.
- Kaste, J.M., Bostick, B.C., Friedland, A.J., Schroth, A.W., Siccama, T.G., 2006. Fate and Speciation of Gasoline-Derived Lead in Organic Horizons of the Northeastern USA. 70, 1688-1698.
- Kerr, S., Shafer, M., Overdier, J., Armstrong, D., 2008. Hydrologic and biogeochemical controls on trace element export from northern Wisconsin wetlands. *Biogeochemistry* 89, 273-294.
- Lu, Y., Allen, H.E., 2001. Partitioning of copper onto suspended particulate matter in river waters. *Sci. Total Environ.* 277, 119-132.
- Martínez-Santos, M., Antigüedad, I., Ruiz-Romera, E., 2014. Hydrochemical variability during flood events within a small forested catchment in Basque Country (Northern Spain). *Hydrol. Process.* 28, 5367-5381.
- Martínez-Santos, M., Probst, A., García-García, J., Ruiz-Romera, E., 2015. Influence of anthropogenic inputs and a high-magnitude flood event on metal contamination pattern in surface bottom sediments from the Deba River urban catchment. *Sci. Total Environ.* 514, 10-25.
- Masson, M., Blanc, G., Schäfer, J., 2006. Geochemical signals and source contributions to heavy metal (Cd, Zn, Pb, Cu) fluxes into the Gironde Estuary via its major tributaries. *Sci. Total Environ.* 370, 133-146.
- Miller, C.V., Foster, G.D., Majedi, B.F., 2003. Baseflow and stormflow metal fluxes from two small agricultural catchments in the Coastal Plain of the Chesapeake Bay Basin, United States. *Appl. Geochem.* 18, 483-501.
- Montoya-Armenta, L.H., 2013. Efectos de las avenidas en el transporte de material particulado y contaminantes asociados: aplicación al caso del río Oka (Urdaibai), País Vasco. Doctoral Thesis. Department of Chemical and Environmental Engineering, University of the Basque Country, Spain.
- Oeurng, C., Sauvage, S., Coynel, A., Maneux, E., Etcheber, H., Sánchez-Pérez, J., 2011. Fluvial transport of suspended sediment and organic carbon during flood events in a large agricultural catchment in southwest France. *Hydrol. Process.* 25, 2365-2378.
- Oeurng, C., Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J., 2010. Dynamics of suspended sediment transport and yield in a large agricultural catchment, southwest France. *Earth Surf. Process. Landforms* 35, 1289-1301.
- Ollivier, P., Radakovitch, O., Hamelin, B., 2011. Major and trace element partition and fluxes in the Rhône River. *Chem. Geol.* 285, 15-31.
- Ortiz, I., Ibañez, R., Irabien, M.J., Velasco, F., Saiz-Salinas, I., Ruiz de la Rosa, J.M., Irabien, J.A., 1992. Evaluación del impacto de los metales pesados en sedimentos e índices biológicos en el estuario de Urdaibai. *Retema*. V: 99-105.
- Palleiro, L., Rodríguez-Blanco, M.L., Taboada-Castro, M., Taboada-Castro, M., 2013. The Influence of Discharge, pH, Dissolved Organic Carbon, and Suspended Solids on the Variability of Concentration and Partitioning of Metals in a Rural Catchment. *Water, Air, & Soil Pollution* 224, 1-11.
- Palleiro, L., Rodríguez-Blanco, M.L., Taboada-Castro, M., Taboada-Castro, M., 2014b. Hydroclimatic control of sediment and metal export from a rural catchment in northwestern Spain. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, 3663-3673.
- Park, J., Lee, J., Kang, S., Kim, S., 2007. Hydroclimatic controls on dissolved organic matter (DOM) characteristics and implications for trace metal transport in

- Hwangryong River Watershed, Korea, during a summer monsoon period. *Hydrol. Process.* 21, 3025-3034.
- Peraza-Castro, M., Ruiz-Romera, E., Montoya-Armenta, L., Sánchez-Pérez, J.M., Sauvage, S., 2015. Evaluation of hydrology, suspended sediment and Nickel loads in a small watershed in Basque Country (Northern Spain) using eco-hydrological SWAT model. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim* 51, 59-70.
- Qiao, S., Yang, Z., Pan, Y., Guo, Z., 2007. Metals in suspended sediments from the Changjiang (Yangtze River) and Huanghe (Yellow River) to the sea, and their comparison. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 74, 539-548.
- Roussiez, V., Probst, A., Probst, J., 2013. Significance of floods in metal dynamics and export in a small agricultural catchment. *Journal of Hydrology* 499, 71-81.
- Ruiz, E., Echeandía, A., Romero, F., 1991. Microanalytical determination of metallic constituents of river sediments. *Fresenius J. Anal. Chem.* 340, 223-229.
- Soto-Varela, F., Rodríguez-Blanco, M.L., Taboada-Castro, M.M., Taboada-Castro, M.T., 2015. Metals discharged during different flow conditions from a mixed agricultural-forest catchment (NW Spain). *Hydrol. Process.* 29, 1644-1655.
- Strohmeier, S., Knorr, K.H., Reichert, M., Frei, S., Fleckenstein, J.H., Peiffer, S., and Matzner, E., 2013. Concentrations and fluxes of dissolved organic carbon in runoff from a forested catchment: insights from high frequency measurements. *Biogeosciences*, 10, 905-916.
- Taboada-Castro, M., Diéguez-Villar, A., Rodríguez-Blanco, M.L., Taboada-Castro, M., 2012. Agricultural Impact of Dissolved Trace Elements in Runoff Water from an Experimental Catchment with Land-Use Changes. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 43, 81-87.
- Tarchouna Gharbi, L., Merdy, P., Lucas, Y., 2010. Effects of long-term irrigation with treated wastewater. Part II: Role of organic carbon on Cu, Pb and Cr behaviour. *Appl. Geochem.* 25, 1711-1721.
- USEPA, 2007. Sediment Quality Guideline. Method 3051A: Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils and Oils. US Environmental Protection Agency, Washington DC (Available online at http://www.epa.gov/wastes/hazard/testmethods/sw846/online/3_series.htm).
- Veselý, J., Majer, V., Kucera, J., Havránek, V., 2001. Solid-water partitioning of elements in Czech freshwater. *Appl. Geochem.* 16, 437-450.
- Viers, J., Dupré, B., Gaillardet, J., 2009. Chemical composition of suspended sediments in World Rivers: New insights from a new database. *Sci. Total Environ.* 407, 853-868.
- Walling, D.E., Webb, B.W., 1985. Estimating the discharge of contaminants to coastal waters by rivers: Some cautionary comments. *Mar. Pollut. Bull.* 16, 488-492.
- Walling, D.E., Webb, B.W., 1996. Erosion and sediment yield: a global overview. Erosion and sediment yield: global and regional perspectives. *Proceedings of the Exeter Symposium. IAHS Publ.* 236, 3-19.
- Xue, H., Nhat, P.H., Gächter, R., Hooda, P.S., 2003. The transport of Cu and Zn from agricultural soils to surface water in a small catchment. *Adv. Environ. Res.* 8, 69-76.
- Yang, Y., He, Z., Wang, Y., Fan, J., Liang, Z., Stoffella, P.J., 2013. Dissolved organic matter in relation to nutrients (N and P) and heavy metals in surface runoff water as affected by temporal variation and land uses – A case study from Indian River Area, south Florida, USA. *Agric. Water Manage.* 118, 38-49.

- Zabaleta, A., Martínez, M., Uriarte, J.A., Antigüedad, I., 2007. Factors controlling suspended sediment yield during runoff events in small headwater catchments of the Basque Country. *Catena* 71, 179-190.
- Zabaleta, A., Antigüedad, I., Barrio, I., Probst, J.-., 2016. Suspended sediment delivery from small catchments to the Bay of Biscay. What are the controlling factors? *Earth Surf. Process. Landforms*. DOI: 10.1002/esp.3957
- Zereini, F., Alsenz, H., Wiseman, C.L.S., Püttmann, W., Reimer, E., Schleyer, R., Bieber, E., Wallasch, M., 2012. Platinum group elements (Pt, Pd, Rh) in airborne particulate matter in rural vs. urban areas of Germany: Concentrations and spatial patterns of distribution. *Sci. Total Environ.* 416, 261-268.
- Zhang, C., Jamieson, R.C., Meng, F., Gordon, R.J., Bourque, C.P., 2013. Simulation of monthly dissolved organic carbon concentrations in small forested watersheds. *Ecol. Model.* 250, 20.

CAPÍTULO 4

RESULTADOS Y DISCUSIÓN II

Evaluation of hydrology, SPM and nickel loads in a small watershed in the Basque Country using the ecohydrological SWAT model

PERAZA-CASTRO^{1,2*}, M., MONTOYA-ARMENTA¹, L.H., SÁNCHEZ-PÉREZ³, J.M., SAUVAGE³, S., RUIZ-ROMERA¹, E.

¹ Department of Chemical and Environmental Engineering, School of Engineering of Bilbao, University of the Basque Country (UPV/EHU), Alameda de Urquijo s/n, 48013 Bilbao, Spain

² School of Health Technologies, Faculty of Medicine, University of Costa Rica, Rodrigo Facio Campus, San Pedro de Montes de Oca, San José, Costa Rica

³ CNRS, Ecolab, 31326 Castanet Tolosan Cedex, France

*Corresponding author: melissa.peraza@ucr.ac.cr

Este capítulo incluye los resultados obtenidos de la modelización de la descarga de agua, MPS y Ni; estos resultados son presentados en una publicación aceptada en la revista **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology 51, 59-70 (2015)**. Adicionalmente, se hace una extensión del capítulo con la cuantificación de las cargas de otros metales pesados como Cu, Cr, Pb, Zn, Fe y Mn; tales resultados fueron presentados en **2015 International SWAT Conference, Sardinia (Italia)**.

Ann. Limnol. - Int. J. Lim. 51 (2015) 59-70
© EDP Sciences, 2015
DOI: 10.1017/lim.2015006

Available online at:
www.kluweronline.com
www.imvjournal.org

Evaluation of hydrology, suspended sediment and Nickel loads in a small watershed in Basque Country (Northern Spain) using eco-hydrological SWAT model

M. Peraza-Castro^{1,2*}, E. Ruiz-Romera¹, L.H. Montoya-Armenta¹, J.M. Sánchez-Pérez^{3,4} and S. Sauvage^{3,4}

¹ Department of Chemical and Environmental Engineering, Faculty of Engineering of Bilbao, University of the Basque Country (UPV/EHU), Alameda de Urquijo s/n, E-48013 Bilbao, Spain

² School of Health Technologies, Faculty of Medicine, University of Costa Rica, Rodrigo Facio Campus, San Pedro de Montes de Oca, San José, Costa Rica

³ University of Toulouse, INPT, UPR, Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement (Ecolab), Avenue de l'Agriculture, 31326 Castanet Tolosan Cedex, France

⁴ CNRS, Ecolab, 31326 Castanet Tolosan Cedex, France

Received 29 October 2014; Accepted 13 January 2015

Abstract. Suspended sediment transportation and associated pollutants from catchment to stream networks are responsible for aquatic habitat degradation, reservoir sedimentation and the transportation of sediment bound pollutants. Quantifying suspended sediment loads from lands to watercourses is essential in controlling soil erosion and in implementing appropriate mitigation practices to reduce stream sediment and associated pollutant loads, and hence improve surface water quality downstream. The main objective of this study is to evaluate the temporal variability of hydrology, sediment and nickel loads using Soil and Water Assessment Tool in Oka watershed located in north Spain. Model simulation was completed using 11 years historical records (2001-2009 for validation and 2009-2013 for calibration) of streamflow and suspended sediment concentration (SSC). Streamflow, SSC and sediment load estimated from the model were compared with observed data using statistical parameters, which indicates a successful simulation. The annual production of simulated sediments shows variability between 662 and 1341 t, with a mean specific yield of $21 \times 10^{-3} \text{ t km}^{-2} \text{ year}^{-1}$. The annual load of nickel simulated ranged from 32 to 12 kg, representing a mean specific of $1.63 \text{ kg km}^{-2} \text{ year}^{-1}$. The information obtained from this research is of interest to understand long term interannual variability of suspended sediment and nickel yield.

Key words: Streamflow / modelling / suspended sediment load / Nickel / SWAT / Oka catchment

Introduction

Watersheds are territorial units where the combination of a water system that produces water, simultaneously with an economic and social subsystem, activated by the human, capital, labor and technology works. They produce agricultural, livestock, forestry and recreational goods and services which are mainly demanded by the populations located downstream (RENAT, 2002).

Recent worldwide legislation indicates a change in the role of the water in human development. In Europe, the Water Framework Directive (WFD) establishes new standards in the water body protection. The emphasis is an integrated approach in the management of watersheds as autonomous entities, while the WFD main objective is to

achieve a good ecological and chemical status of receiving waters by the year 2015 (Bookidis *et al.*, 2012).

The watershed management actions are part of environmental management processes, as they have the purpose to contrast the negative environmental impacts and promote the positive. Some of these beneficial effects can be evaluated in terms of the quantity, quality, time and place where the water is captured.

Integrated Water Resources Management (IWRM) is a systematic process for assessment, monitoring and sustainable development of these resources, which promotes a more co-ordinated watershed management, the soil, the water and the interests of the upper and lower parts in a watershed. As a way to address water management in a given context, IWRM can use any instrument or tool available. Hydrological models are simplified representations of hydrologic systems and can be very useful

- 4.1. Abstract
- 4.2. Introduction
- 4.3. Material and methods
- 4.4. Modelling approach
- 4.5. Results and Discussion
- 4.6. Conclusions
- 4.7. Modelización de la carga de exportación otros metales pesados
- 4.8. References

*Corresponding author: melissa.peraza@ucr.ac.cr

4.1. Abstract

SPM transportation and associated pollutants from catchment to stream networks are responsible for aquatic habitat degradation, reservoir sedimentation and the transportation of sediment-bound pollutants. The quantification of suspended sediment loads from land to watercourses is essential in the control of soil erosion and the implementation of appropriate mitigation practices to reduce stream sediment and associated pollutant loads, and hence improves surface water quality downstream. The main objective of this study was to evaluate the temporal variability of discharge, SPM and nickel loads using the Soil Water Assessment Tool (SWAT) in the Oka watershed in northern Spain. The model simulation was completed using 11 years of historical records (2001-2009 for validation and 2009-2012 for calibration) of discharge and suspended particulate matter (SPM) concentration. The discharge, SPM (concentration and load) estimated from the model were compared with observed data using statistical parameters, which indicated a successful simulation. The annual production of simulated SPM load showed variability between 662 t and 1515 t, with a mean specific load of $33 \text{ t km}^{-2} \text{ yr}^{-1}$. The simulated annual load of nickel ranged from 31 kg to 68 kg, representing a specific mean of $1.53 \text{ kg km}^{-2} \text{ yr}^{-1}$. The information obtained from this research is of interest for understanding the long-term interannual variability of SPM and nickel load.

Keywords: discharge, modelling, SPM load, nickel, SWAT, Oka catchment

4.2. Introduction

Watersheds are units of territory within which a hydrological system produces water; at the same time it is an economic and social subsystem that is at work under the impulse of man, capital, labour and technology. They produce goods and services from crop and animal husbandry, from forestry and from leisure activities for which the demand comes chiefly from the people of the area (IRENAT., 2002).

Recent worldwide legislation has indicated a change in the role of water in human development. In Europe, the Water Framework Directive (WFD) has established new standards in the protection of water bodies. The emphasis is on an integrated approach in the management of watersheds as autonomous entities, while the main WFD objective is to achieve a good ecological and chemical status of receiving waters by 2015 (Boskidis et al., 2012).

Watershed management actions are part of environmental management processes, since their purpose is to counteract negative environmental impacts and promote positive ones. Some of these beneficial effects can be evaluated in terms of the quantity, quality, time and place in which the water is captured.

Integrated water resources management (IWRM) is a systematic process for the assignment, monitoring and sustainable development of these resources, which promotes a more coordinated management of the watershed, the soil, the water and the interests of the upper and lower parts of a watershed. As a way of addressing water management in a given context, IWRM can use any instrument or tool available. Hydrological models are simplified representations of hydrologic systems and can be very useful tools for assessing water resources, a process aimed at achieving a comprehensive view of their status and therefore a baseline for IWRM (IRENAT., 2002).

Nowadays, the main threat to the deterioration of water bodies comes from non-point sources of pollution, as a result of intensive agriculture and the development of urban areas (Boskidis et al., 2012). Sediment represents the largest volume of transported material. Other contaminants can be transported in association with sediment (absorbed contaminants) or in a solution (soluble contaminants) (FAO., 1993). Fine sediment may be an important vector for the transport of nutrients and pollutants, such as trace metals (Ankers et al., 2003), pesticides and microorganisms.

The major source of trace metals is anthropogenic activity, which is a hazard to aquatic biota and humans, and also a factor in the deterioration of water quality and the environment. River sediments – the main reservoirs of trace metals – act as a secondary source of contamination of water bodies. It is therefore important to evaluate the concentration of metals as a tool for tracing the origin of the pollutants in the environment and predict impacts that may occur in aquatic ecosystems.

The trace metal selected for this study was nickel. Nickel is a natural constituent of soil and levels vary widely depending on local geology and anthropogenic input. Nickel may be transported into streams and waterways from the natural weathering of soil, as well as from anthropogenic discharge and runoff. Much of this nickel is associated with particulate matter (ATSDR., 2005).

In northern Spain, sediment transport to the sea occurs at basin level. Studies such as those by Zabaleta et al. (2007) and Montoya et al. (2013) have quantified the SPM load in two small watersheds in the Basque Country and concluded that an increase in

SPM transportation occurs during flood events. It is crucial to quantify the amount of SPM transported from the land to the sea and to identify the erosion zones in order to improve measurements that regulate the transportation of pollutants from the land into the river.

In this regard, modelling is useful for assessing the impact of climate scenarios, crop management and land use on water and sediment load without altering the watershed environment. Modelling offers an understanding of the hydrological behaviour of a watershed in order to make decisions on resource management and provides continuous predictions of water quality, therefore saving costs and time (Spruill et al., 2000), facilitating the simulation of the results of conservation programmes and helping design policies to mitigate the degradation of water quality and soil (Moriassi et al., 2007).

The SWAT model was developed by the USDA-ARS (Agricultural Research Service) to predict the impact of land management practices on water, sediment and agricultural chemicals yields (nutrients and pesticides) in large complex watersheds with varying soil, land use and operating conditions over long periods of time (Arnold et al., 1987). The SWAT model has been widely used around the world. This tool allows easy interaction with GIS and provides useful input into decision-making processes related to, among other things, climate change issues, territorial planning, land use, watershed management, crop planning, assessment of areas susceptible to erosion, natural resources conservation (Arroyo et al., 2010). The aim of this study was to apply the agro-hydrological SWAT model to assess temporal variability in discharge, suspended particulate matter (SPM) concentration and load, and SPM-associated nickel (Ni) transport, and to quantify annual SPM and Ni loads in the Oka River watershed (Basque Country, northern Spain).

4.3. Materials and methods

4.3.1. Study area

The study area is located within the Oka hydrographic unit, bordered to the east and west by the valleys of Lea-Artibai and Butron respectively. This hydrographic unit is divided into five watersheds: Oka, Golako, Mape, Artigas and Laga (www.uragentzia.euskadi.net)

The Oka River watershed is the backbone of the hydrologic unit; it is located in the Basque province of Bizkaia and its mouth is in the Urdaibai estuary. It is the main contributor of continental water and sediment to the estuary. In 1984, UNESCO

designated Urdaibai a biosphere reserve due to its ecological wealth, calling it the Urdaibai Biosphere Reserve.

The Oka River follows a short route of 14 km along its main axis. Its basin covers an area of approximately 31.5 km² in the Urdaibai region and it is formed by the merger of several streams from the Goroño, Oiz, Bizkargi and Arburu mountains, which converge at Zugastieta, with Oka forming the main channel. It runs over a stony bed with small waterfalls up to Muxika and then the slope becomes gentler and the river runs more slowly (Bizkaia Provincial Council., 2012).

In the Muxika gauging station located at 20 m elevation, average flow values of 0.64 m³ s⁻¹ have been recorded for the Oka River, with a minimum of 0.05 m³ s⁻¹ (9/9/2006) and a maximum of 20.89 m³ s⁻¹ (08/26/2002) for the hydrological years 1998-99/2005-06.

Hydrological data (discharge, Q), meteorological data (precipitation and temperature) and physicochemical data (turbidity, TRB, electrical conductivity, EC and pH) were taken from the Muxika gauging station, which is owned by the Bizkaia Provincial Council (www.bizkaia.net). All the above data have been measured every ten minutes since November 1998.

The Muxika gauging station records an average annual rainfall of 1205 mm, with the highest values in autumn (150 mm average rainfall) and then spring (120 mm). In contrast, around 42 mm is recorded in summer. With regard to the monthly rainfall average, December records the highest values (153 mm), followed by October (153 mm) and April (125 mm). June has the lowest rainfall (35 mm), followed by August (37 mm), but it is always above 30 mm (Bizkaia Weather Network).

Relative humidity during the first semester has been observed to vary between 40% and 90%, with an average of around 70%. However, during the second semester, values vary between 50% and >90%, with an average value of around 80%. Furthermore, the temperature during the first semester has values ranging from 5 °C to 20 °C, while in the second half of the year it varies between 15 °C and >30 °C.

The elevation ranges from 20 m to 645 m. The main types of soil in the catchment are Cambisols, followed by Acrisols and Fluvisols (Figure 4.1). The Oka River has its source in Upper Cretaceous land formed by marls, clays and volcanic intrusions. In its lower section, it flows through Triassic land composed of ophites, loam, clay and plaster. In general, the waterways that drain into this basin originate in stretches of sandy

limestone across calcareous substrates and floodplain bordered by stretches of clay, gypsum and basalts with Jurassic, Cretaceous and Tertiary outcrops.

The basin has mainly agricultural and forestry uses and is occupied by pine plantations, pastures and crops, except for the area in and around Gernika, where there is significant industrial activity (including metallurgy, shipbuilding, chemicals and preserves). There are just small patches of oak trees scattered around the basin. The head catchment has mostly (75%) been reforested for industrial purposes with *Pinus radiata* and *Eucalyptus sp.*, while autochthonous vegetation (*Quercus ilex*) occupies around 12% and farmland just 7% (Figure 4.1).

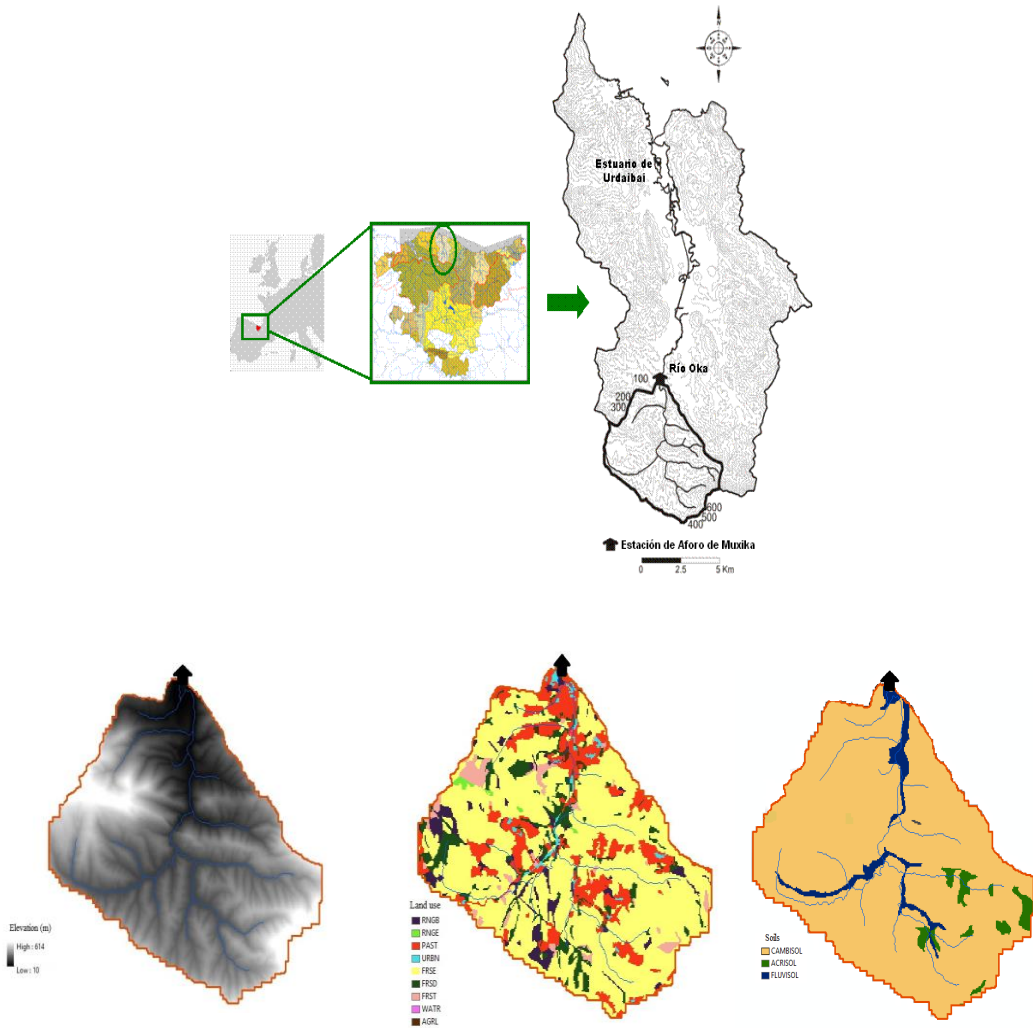


Figure 4.1. Oka River catchment, location of the Muxika gauging station, topography, land uses and soil types map.

4.3.2. Field methodology

Discharge (Q , $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), precipitation (P , mm), temperature (T , °C) and turbidity (NTU) have been monitored continuously at the Muxika gauging station. The station comprises a crump profile single-crest weir. These variables are electronically logged at ten-minute intervals. Turbidity was measured in the stream using a Solitax infrared backscattering turbidimeter with an expected range of 0-1000 NTU. An automatic water sampler (SIGMA 900) was installed in the gauging station and programmed to start pumping 24 one-litre water samples when turbidity in the stream reaches 100 NTU, guaranteeing control of flood events. Pumping frequency was every two hours in all flood events. Data used for this study covers the period 2001 to 2012.

4.3.3. Nickel concentration determination

Nickel was determined from water samples collected manually (in accordance with the protocol indicated in APHA-AWWA-WPCF., 1998) during flood events from 2009 to 2012, which were brought to the Chemical and Environmental Engineering Laboratory (University of the Basque Country).

An ETHOS 1, Milestone microwave digestion system was used to digest the SPM in the filter in Teflon vessels with concentrated $\text{HNO}_3:\text{HClO}_4$ (3:1.5) to determine pseudo-total metal content. The digested samples were heated by increasing the temperature to 180 °C for 10 min and kept at that temperature for an additional 25 min (USEPA., 2007). After digestion, all samples were filtered through a 0.45 μm Milipore nitrocellulose filter and diluted to 100 mL with Milli-Q water. This analysis was performed using inductively coupled plasma (ICP-OES) (Perkin Elmer Optima 2000) and an ultrasonic nebulizer.

4.3.4. Determination of SPM and the nickel relationship

A good lineal regression was obtained between NTU measured in field and SPM measured in the laboratory ($R^2=0.94$). Continuous SPM data were obtained using the relationship $\text{SPM}=0.9708*\text{NTU}$ (Figure 4.2).

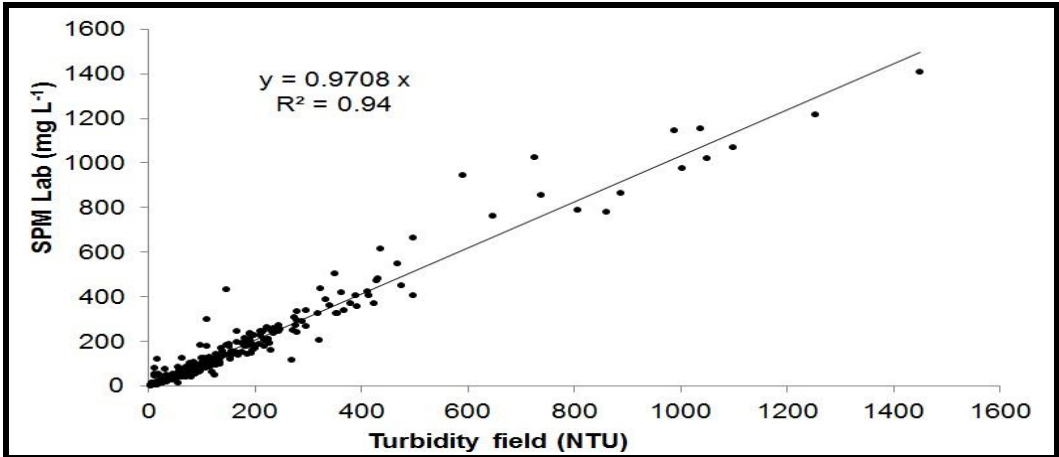


Figure 4.2. Relationship between field turbidity (NTU) and SPM concentration measured in the laboratory.

With the nickel (Ni) and SPM data obtained in the laboratory, a relationship was established between both, where $R^2=0.83$. Based on this relationship $Ni=0.1843*(SPM^{0.6935})$ (Figure 4.3), the long-term nickel concentration could be computed from the simulated SPM obtained from SWAT.

Once the simulated SPM were calibrated, the relationship could be used to calculate simulated nickel concentrations on a daily scale, together with the annual load. Annual load was estimated using Walling and Webb. (1985) method. Nickel was chosen over other trace metals because of its good correlation with SPM. This was the first time SWAT had been used with metals in this basin.

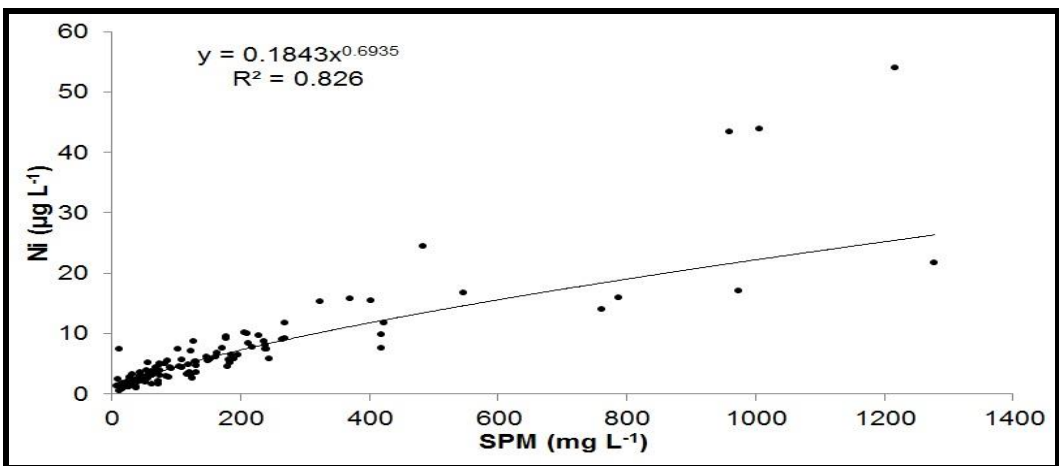


Figure 4.3. Relationship between SPM and nickel concentration.

4.4. Modelling approach

4.4.1. SWAT model

The SWAT was developed by the Agricultural Research Service (USDA-ARS) to predict the impact of land management and vegetation on water, sediment and agricultural chemical yields in watersheds with varying soils, land use and management conditions over long periods of time (Arnold et al., 1998).

SWAT is an agro-hydrological physical-based model that, instead of integrating regressive equations to describe the relationship between input and output variables requires specific information about weather, soil physical properties, topography, vegetation and land management practices (Torres et al., 2003).

It is a semi-distributed model that divides the watershed into sub-watersheds, with each sub-watershed subdivided in turn into hydrological response units (HRU). Each HRU is a homogeneous combination of slope, soil type and land use.

SWAT is able to operate on a daily, monthly and yearly time step. It provides information about hydrology, sediments, nutrients (N and P), bacteria and pesticides in the exit points of each sub-basin or HRU, and also allows additional control points to be placed within the study area. The model uses a geographic information system (GIS) as an interface that provides spatial data, including soil, vegetation cover, climate and topographical characteristics.

The theory and details behind the different processes integrated in the SWAT model are available online in <http://swatmodel.tamu.edu> (Arnold et al., 1998; Winchell et al., 2010).

4.4.2. SWAT input data

The SWAT model requires input such as topography, soil, land use and meteorological data in the form of:

- ★ digital elevation map (DEM) with a spatial resolution of 90m x 90m from NASA. The model delineates the catchment and generates sub-basins and HRU based on the DEM. In this case, the Oka River watershed is discretised into 23 sub-basins and 260 HRUs. It also provides topographic parameters such as slope, which is classified into three ranges: 0-5 %, 5-20 % and > 20 %;
- ★ soil data at scale of 1:25.000 from www.geo.euskadi.net. The soil classes are simplified using the characteristics of the dominant soils. Soils in the upper

catchment are predominantly Humic Cambisols (92%), Acrisols (3%) and Eutric Fluvisols (5%) in the near-stream areas. The soils are a determining factor in hydrological processes such as surface runoff, infiltration, percolation, lateral sub-surface flow and water available for plants;

- ★ land use data at a scale of 1:10000 from Forest Inventory CAPV (GeoEuskadi, 2005). Land use determines various components of the hydrological cycle, such as total water requirement, irrigation demand, and consumption by evapotranspiration, surface runoff, leaching and erosion. The use of the basin is mainly distributed between Forest-Evergreen (FRSE=66%), Pasture (PAST=16%), Forest-Deciduous (FRSD=8%), Range-Brush (RNGB=5%), Forest-Mixed (FRST=3%) and Residential (URBN=1%);
- ★ meteorological data such as maximum and minimum temperatures and daily precipitation were obtained from the Muxika station (C063) through Euskalmet (2001-2012). In this case, the Hargreaves equation was selected to compute potential evapotranspiration.

4.4.3. Model evaluation

Statistical methods such as coefficient of determination (R^2), index of agreement (d) and percent bias (PBIAS) were used to evaluate the model performance (Krause et al., 2005) with respect to the simulation of discharge, SPM and Ni.

Furthermore, the graphical comparison between observed data and simulation results provided an initial insight into how the model was functioning (ASCE., 1993):

$$R^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})(P_i - \bar{P})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (P_i - \bar{P})^2}} \right)^2$$

$$d = 1 - \left(\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|P_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|)^2} \right)$$

$$PBIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i) * (100)}{\sum_{i=1}^n (O_i)} \right]$$

where O_i and P_i are the observed and simulated values respectively, n is the total number of paired values, \bar{O} is the mean observed value and \bar{P} is the mean simulated value.

The coefficient of determination (R^2) value indicates the consistency with which measured *versus* predicted values follow a line of best fit. It ranges from 0 to 1. If the value is equal to 1, the prediction model is considered “perfect”. R^2 only describes how much of the observed dispersion is explained by the prediction.

The index of agreement (d) was proposed by Willmot. (1981) and represents the ratio of the mean square error and the potential error (Willmot., 1984). The range of d is similar to that of R^2 .

Percent bias (PBIAS) measures the average tendency of the simulated data to be larger or smaller than their observed counterparts (Gupta et al., 1999). Is the deviation expressed as percentage. Varies between -100% and 100%.The optimal value of PBIAS is 0.0, with low-magnitude values indicating accurate model simulation negative values indicate overestimation and positive underestimation.

The model's simulation performance is classified for R^2 and d according to Parajuli et al., 2009: excellent >0.90 , very good $0.75-0.89$, good $0.50-0.74$, fair $0.25-0.49$, poor $0.00-0.24$ and unsatisfactory <0.00 . Moriasi et al. (2007) establishes a satisfactory simulation for PBIAS: $\pm 25\%$ for discharge and $\pm 55\%$ for SPM.

4.4.4. Calibration and validation processes

The period from October 2000 to September 2001 was a warm-up period for the model (allowing stated variables to assume realistic initial values for the calibration period). The validation period was October 2001 to September 2009 and the calibration period was October 2009 to September 2012. Calibration and validation were both performed at daily scale using discharge ($m^3 s^{-1}$) and SPM ($mg L^{-1}$) data measured at the Muxika gauging station (located at the basin outlet) over eleven hydrological years.

The ability of a hydrological model to simulate stream flow and sediment processes adequately typically depends on the accurate calibration of parameters (Xu et al., 2009). Parameters can either be estimated manually or automatically. In this study, the calibration was performed manually based on physical catchment knowledge of the basin, sensitive parameters from published literature (Oeurng et al., 2011; Zabaleta et al., 2014), our sensibility analysis and calibration techniques from the SWAT user manual.

The hydrological calibration was performed first, followed by the calibration of SPM as these are dependent on hydrology.

The parameters used in the manual calibration of discharge and SPM are presented in Table 4.1. The saturated hydraulic conductivity (Sol_K) is a measure of the ease of water movement through the soil. The SCS curve number (CN2) is a function of soil permeability, land use and the antecedent condition of the soil water. This parameter is important for surface runoff. The baseflow recession coefficient (ALPHA_BF) is a direct index of groundwater flow response to changes in recharge. This parameter is necessary for baseflow calibration.

The sensitive parameters for SPM predictions are the exponential parameter for calculating sediment transport in the channel (SPEXP) and the adjustment factor of maximum sediment transport rate (PRF), which is sensitive to sediment peaks.

Table 4.1. Parameters used to calibrate discharge and sediments at the Muxika station.

File	Parameter	Definition	Min. value	Max. value	Calibrated value
Parameters used to calibrate stream flow					
.GW	ALPHA_BF	Baseflow alpha factor	0	1	0.021
	GWDELAY	Groundwater delay	0	500	150
	SHALLST	Initial depth of water in the shallow aquifer	1000	50 000	1000
	RCHRG_DP	Deep aquifer percolation fraction	0	1	0
.bsn	ESCO	Soil evaporation compensation factor	0	1	1
.mgt	CN2	SCS Curve number	35	98	↑10%
.soil	SOL_AWC	Available water capacity of the soil layer	0	1	0.26
	SOL_K	Saturated hydraulic conductivity	0	400	↑10%
.hru	OV_N	Manning's "N" for overland flow	0.01	0.5	0.6
.rte	CH_N2	Manning's "n" value for main channel	-0.01	0.3	0.04
.sub	CH_N1	Manning's "n" value for tributary channels	0.01	0.5	0.035
Parameters used to calibrate sediments					
.soil	USLE_K	USLE soil erodibility factor	0	0.65	0.20
.mgt	USLE_C	USLE support practice factor	0	2	0.80
.bsn	SPEXP	Exponent parameter for calculating the channel sediment routing	1	2	2
	PFR	Peak rate adjustment factor for sediment routing	0	2	0.50
.hru	LAT_SED	Sediment concentration in lateral and groundwater flow	0	5000	5

4.5. Results and discussion

4.5.1. Results analysis

In order to determine SPM dependence with regard to discharge, the SPM load needs to be calculated from the product of SPM and discharge. Observed SPM was estimated from turbidity, as mentioned in section 4.3.4. Observed discharge, SPM concentration and load matched with their respective simulated values.

The results obtained were compared with efficiency criteria (Table 4.2). In general terms, the results were satisfactory. The coefficient of determination gave acceptable results. However, during the SPM validation period, the values decreased and therefore the index of agreement was used because it provides better results. This is because it overcomes insensitivity in the coefficient of determination to differences in the observed and predicted means and variances (Legates and McCabe., 1999). The values demonstrated that the discharge fits better than the SPM and the SPM fit better in terms of load than concentration, which is not unusual according Santhi et al. (2001) and Moriasi et al. (2007).

Validation values are lower in respect to calibration, this could be attribute to the gauging station it began operating in 1999, so the quality of the measurements during the early years is not good, especially for SPM concentration.

Table 4.2. Summary efficiency criteria obtained.

	Validation			Calibration		
	Discharge	SPM conc	SPM load	Discharge	SPM conc	SPM load
R ²	0.66	0.27	0.36	0.76	0.45	0.78
d	0.87	0.60	0.69	0.91	0.81	0.86
PBIAS	13	-8.3	-29	9.8	10.39	35

4.5.2. Discharge simulation and hydrological assessment

With regard to water balance, the model predicted a mean annual rainfall for the entire simulation period of 1171 mm, of which 559 mm (48%) contributed to water production and 629 mm (52%) was removed by evapotranspiration.

Figure 4.4 shows the graphical results of the modelling. Figure 4.4.A illustrates observed and simulated daily discharge. The simulated discharge followed a similar trend to that observed and the peaks corresponded to precipitation events. There was not sufficient intensity in some simulated discharge peaks to reach the observed peaks. The underestimation of discharge peaks might be due to a localised rainfall event that was not properly represented by the rainfall data used in the hydrologic simulation. According to Qiu et al. (2012), these inaccuracies could be related to SWAT's inability to simulate precipitation patterns in terms of intensity and temporal distribution.

For the whole study period, the gauging station recorded a mean discharge of 0.65 m³ s⁻¹, which was comparable with the mean simulated value of 0.57 m³ s⁻¹.

Annual rainfall showed a high temporal variability. 2008/09 was the rainiest year with a rainfall volume of 1445 mm, while the driest was 2001/02 with 938 mm.

For the period 2009 to 2012, Montoya-Armenta. (2013) analysed twenty-five flood events at an hourly scale and classified them in low, medium and high intensity, according to discharge intensity and SPM exported:

- Type I: the maximum peak discharge was achieved in less than 24 hours, with a flow point below $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ and a low SPM contribution (100 t);

- Type II: Flood events of medium intensity that had relatively short generation times, peak discharge ranges between 10 and $21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ and significant SPM loads ($100 \text{ t} \leq \text{SPMt} \leq 500 \text{ t}$);

- Type III: Flood events of high intensity presented intense peaks discharge ($21\text{-}60 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) and SPM exportation was very high ($> 500 \text{ t}$).

4.5.3. SPM concentration and load simulation

With regard to SPM concentration (Fig. 4.4.B), similar trends were found between the observed and simulated data. During the calibration period, SPM was underestimated and overestimated during some flood events. It was underestimated for four events which, according to Montoya-Armenta. (2013), carried a greater amount SPM: 1, 6, 14 and 17, occurring on 11/08/2009, 06/15/2010, 03/16/2011 and 11/06/2011 respectively. In practice, precipitation of high intensity and short duration may generate more sediment than that simulated by the model based on daily rainfall (Xu et al., 2009). According to Benaman and Shoemaker (2005), SWAT tends to underestimate the amount of SPM in high intensity events. For example, overestimation occurred in events 2, 10, 11 and 23.

Daily SPM, during total period, ranged between 1.43 mg L^{-1} and 370 mg L^{-1} , with a mean specific SPM of 14 mg L^{-1} , which was comparable with an observed mean of 13 mg L^{-1} . The simulation of discharge and SPM followed the trend reported by Montoya-Armenta. (2013).

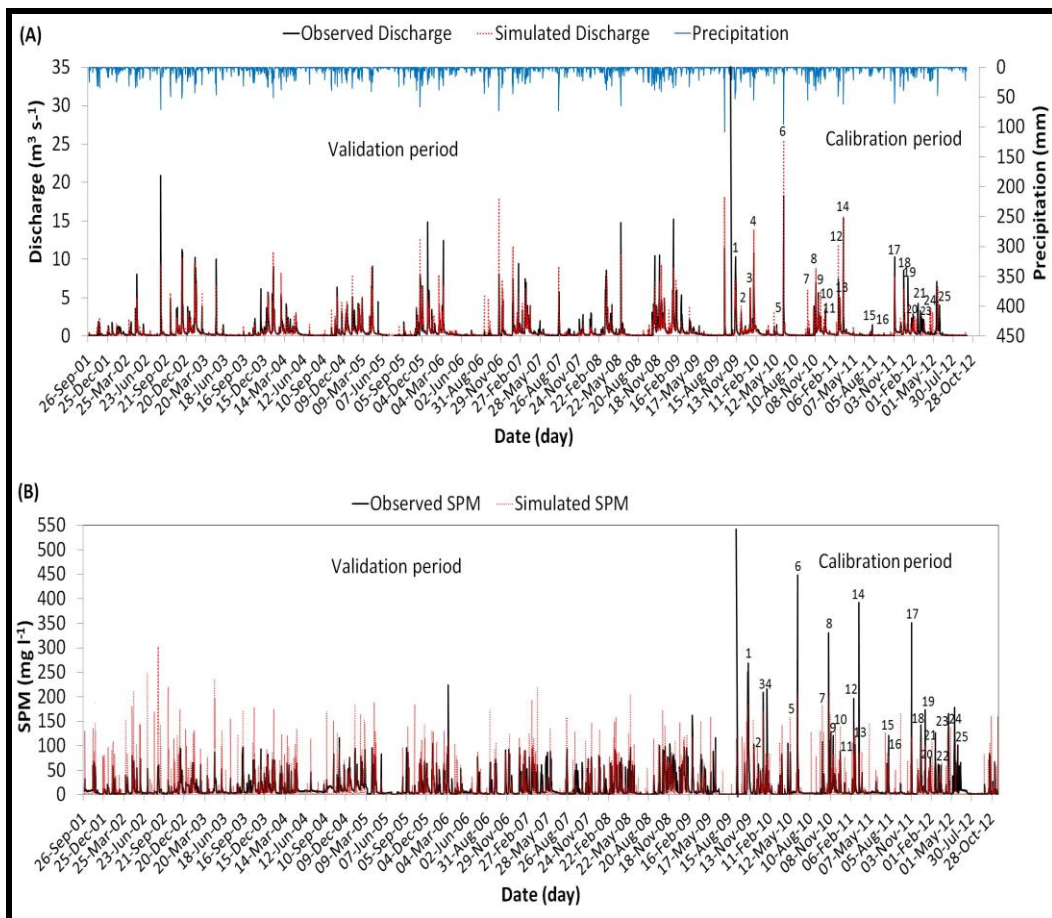


Figure 4.4. Daily discharge calibration, validation, precipitation and flood events identification (A) and daily SPM concentration calibration, validation and flood events identification (B) at the Muxika station (October 2001 to September 2012).

The simulated annual SPM load showed variability between 662 t and 1515 t, representing a mean specific SPM of $33 \text{ t km}^{-2} \text{ yr}^{-1}$. In Spain, annual sediment exportation is lower than that reported by Walling and Webb. (1996) for Mediterranean basins of the Iberian Peninsula ($100\text{-}250 \text{ t km}^{-2} \text{ yr}^{-1}$). As for the Basque Country's main basins, there are clear differences between them, depending on their size and topography. Uriarte. (1998) conducted a study in Gipuzkoa province and reported sediment exportation rates with values of 45, 55 and $50 \text{ t km}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ for the Deba (450 km^2), Urola (280 km^2) and Urumea (210 km^2) basins respectively. Moreover, Oiartzun and Oria catchments had higher exportation rates, with 130 and $260 \text{ t km}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ respectively. Following analysis of the hydro-sediment response in the small basins of Gipuzkoa, Zabaleta et al. (2007)

estimates sediment exportation rates of 45, 35 and 15 t km⁻² yr⁻¹ for the Añarbe (48 km²), Aixola (4.8 km²) and Barrendiola (3 km²) watersheds respectively. Zabaleta also notes that it is difficult to make a comparison between the results obtained for different basins, as there are significant differences between the methodologies used by the authors and between the watershed characteristics (including geology, topography, precipitation and land use).

During the validation period in 2008/2009, the SPM load was highest (1515 t) and it was also the wettest year (1445 mm). The year 2001/2002 produced the lowest SPM load (680 t) and had the lowest rainfall (938 mm).

During the calibration period, the highest SPM load (1316 t) in 2009/2010 can be explained by the fact that two of the flood events with the greatest intensity and exporting more SPM (1 and 6) occurred during this period and these were also the years with the highest volume of precipitation (1235 mm). The year with the lowest SPM load (662 t) and in turn the lowest rainfall (1050 mm) was 2011/2012. There was an interannual variability in SPM load for the study period, which indicates a relationship with precipitation (Fig. 4.5).

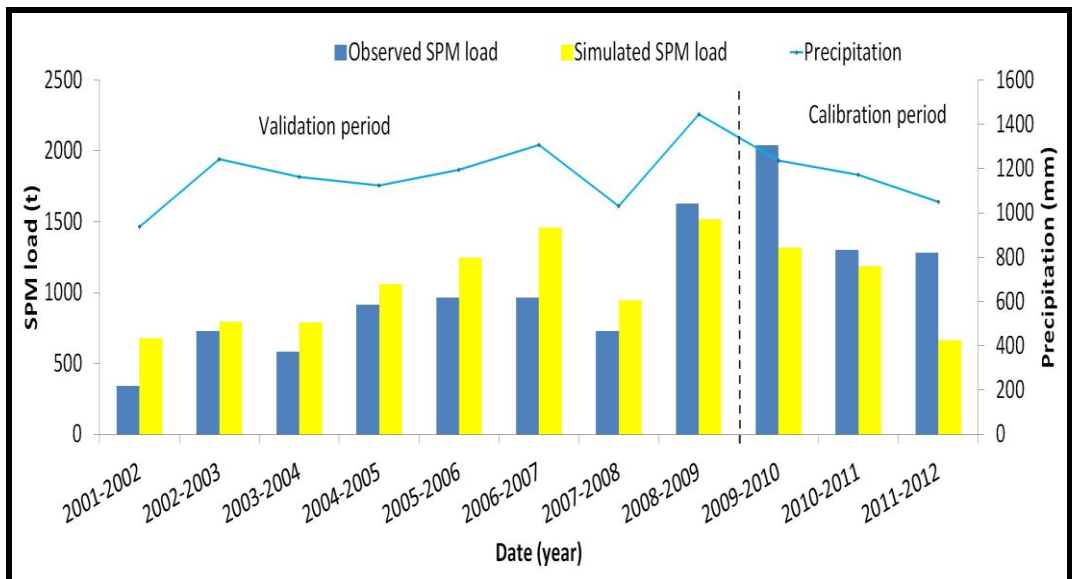


Figure 4.5. Observed and simulated annual SPM load from October 2001 to September 2012.

Such variability in SPM load results from hydrological fluctuations between seasons every year. For this catchment, Montoya-Armenta. (2013) concluded that SPM

transportation is controlled by total rainfall, the flood event discharge and total water production.

During the hydrological year 2009/2010 there were six flood events (1, 2, 3, 4, 5 and 6), of which two are of special interest. The longest flood event (1) occurred on 1 November 2009. In the simulation this event reached a peak discharge of $5.76 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a maximum SPM concentration of 172 mg L^{-1} and a SPM load of 85 tonnes.

Another case of maximum discharge and SPM concentration took place in June 2010 (event 6), with a high intensity event that stands out in all the events that occurred during the study period. This extreme flood event recorded a simulated peak discharge and SPM concentration of $25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ and 174 mg L^{-1} respectively, the highest of all the episodes analysed in the years 2009-2012. This event is the largest contributor to the simulated SPM load, contributing 383 tonnes, which can be explained by its intensity and greater availability of material accumulated in the previous four and half months, during which there were no episodes of heavy rain creating flood events of any significance. The remaining four events were considered medium (January 2010, events 3 and 4) to low intensity (December 2009 and May 2010, events 2 and 5).

During the hydrological year 2010/2011, ten flood events were analysed (7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15 and 16). In this year, flood event 14 (March 16, 2011) stood out. This event had a simulated peak discharge of $15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, making it the second most important event from the observed data. This flood event presented a SPM concentration peak of 85 mg L^{-1} . It also contributed greatly to SPM load for this year at 114 tonnes.

The events that occurred in November 2010 (8, 9 and 10) and February 2011 (12 and 13), are the next most significant due to their water contribution, despite being less intense. In November, flood event 9 was the most important for its duration, presenting a simulated peak discharge of $5.37 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a maximum SPM concentration of 138 mg L^{-1} and a SPM load of 64 tonnes.

Despite being a low intensity event, flood event 7 had a high SPM concentration (182 mg L^{-1}), which could be attributed to a greater availability of material accumulated during the previous months. Flood events of low and medium intensity can also generate significant suspended SPM concentrations. This depends on the variability in sediment availability within the watershed, rainfall intensity and spatial distribution, discharge, types and distances travelled by water in the main channel, which determine the response of SPM (Williams., 1989; Nadal-Romero et al., 2008; Sadeghi et al., 2008, Rodriguez-Blanco et al., 2010).

In February 2011, flood event 12 stood out. Shorter in duration, it had a peak discharge and SPM concentration of $12 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ of 105 mg L^{-1} respectively and a SPM load of 108 t. In July 2011 there were two consecutive events (15 and 16) characterised as being of low intensity.

Finally, in the hydrological year 2011/2012, there were nine floods events (17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24 and 25). This particular year was characterised by periods of consecutive events, mainly from December 2011 to February 2012 (events 17 to 21) and during the months of April and May 2012 (events 22 to 25). The most important hydrological event (17) occurred on 6 November 2011, with a simulated discharge peak of $8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ and a peak SPM concentration of 104 mg L^{-1} . It was the event that contributed the greatest amount of SPM during the year with 70 t. After this event, event 18 was another event of interest, with a simulated peak discharge of $6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a SPM concentration of 105 mg L^{-1} and a load of 55 t. New events subsequently occurred, but were of lower intensity. Table 4.3 summarises the flood events that occurred in each hydrological year.

The terms “low, medium and high intensity” are according with a classification made by Montoya-Armenta. (2013) for the period 2009 to 2012.

Table 4.3. Occurrence of flood events during 2009-2012.

Hydrological year	Flood events
2009-2010	1, 2, 3, 4, 5, 6
2010-2011	7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16
2011-2012	8, 9, 10

4.5.4. Nickel concentration and load simulation

Since the model predicts reliably the SPM pattern in the basin during long periods, the results were used to estimate the Ni annual loads following the methodology described in the section 4.3.4 and using observed and simulated daily data. During the flood events period, the maximum concentration of Ni ($8 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) was recorded for flood event 6 on 15 June 2010. For the other high intensity flood events 1, 14 and 17, the concentrations were $7 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, $4 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ and $5 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ respectively. For the whole simulation period, Ni concentration varied from $0.24 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ to $11 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, with a mean of $0.87 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figure 4.6A), comparable with an observed mean of 0.92.

In Spain, some rivers have higher Ni concentrations, for example, the Guadalquivir River in Andalusia with $2.31 \mu\text{g L}^{-1}$ (Mendiguchía et al., 2007). Other basins have more metal contamination, as is the case with the Odiel and Tinto Rivers ($163 \mu\text{g L}^{-1}$ and $170 \mu\text{g L}^{-1}$ respectively) that discharge their waters into the Huelva estuary in Andalusia (Cánovas et al., 2007) or the Meca River in Huelva with $252 \mu\text{g L}^{-1}$ (Galvan et al., 2009). Similarly, many rivers around the world have higher concentrations of metals in their water. This is the case with the Odra River, an agricultural and industrial basin in the Czech Republic (Rybicka et al., 2005) with a mean concentration of $5.19 \mu\text{g L}^{-1}$.

The observed and simulated values were statistically satisfactory at a daily time scale (validation $R^2=0.33$, $d=0.73$ and calibration $R^2=0.33$, $d=0.75$).

The simulated annual Ni load ranged from 31 kg to 68 kg, representing a mean specific nickel load of $1.53 \text{ kg km}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Figure 4.6B). The basin studied exports less Ni load compared with other basins with similar land use, such as the Montoussé (France) with 2.6 kg yr^{-1} (Roussiez et al., 2013). The observed and simulated values at annual time scale were statistically satisfactory (validation $R^2=0.61$, $d=0.87$ and calibration $R^2=0.50$, $d=0.62$).

The hydrological year 2008-2009 exported 68 kg of Ni in total. It was the year with the highest Ni exportation in comparison to others years in the study period. The year 2001-2002 presented the lowest Ni load with 31 kg. In general, Ni load variability was due to the variability associated with SPM within the catchment.

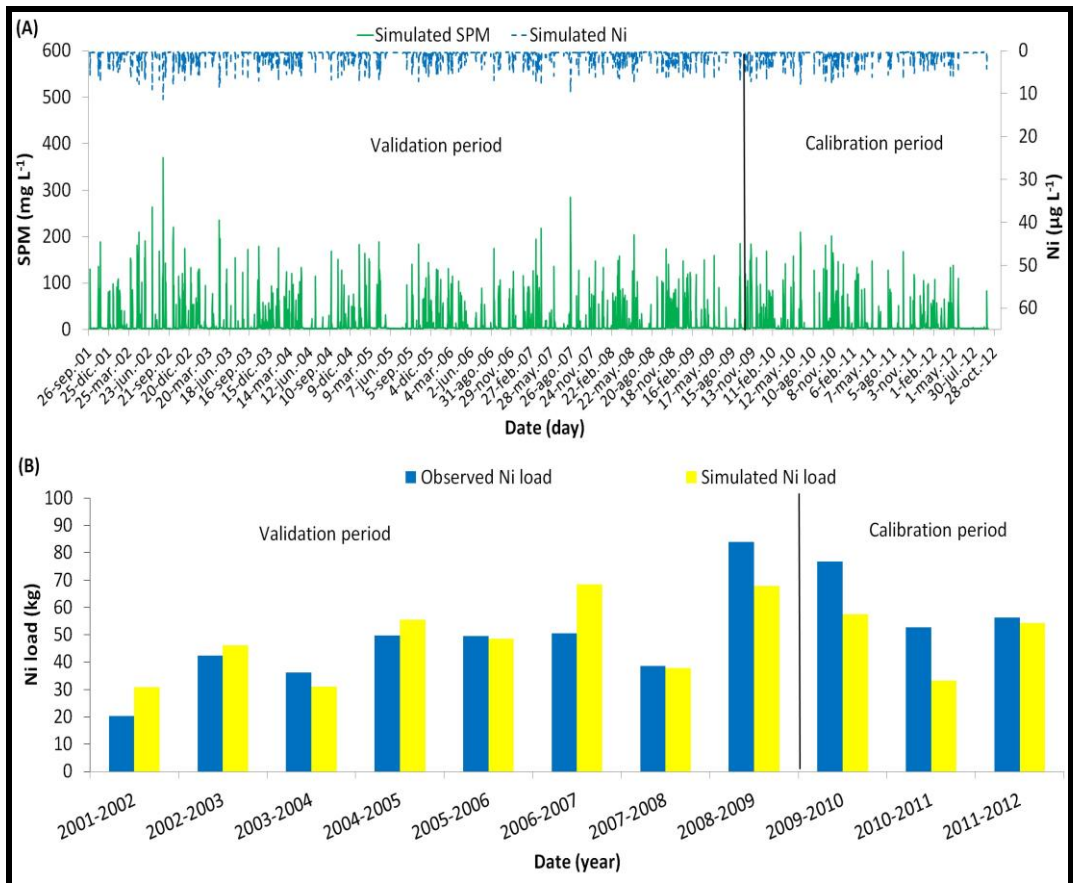


Figure 4.6. Simulated daily SPM and Ni concentration 2001-2012 (A) and simulated and observed annual Ni load for the Oka catchment during 2001-2012 (B).

4.6. Conclusions

The model parameterisation achieved good simulations at a daily scale in relation to discharge, SPM and Ni.

One of the determining factors in simulation accuracy is the proximity of the hydro-meteorological station to the boundary watershed. It should be noted that this setting can be achieved in a preserved watershed, which is small in size and with homogeneous vegetation.

SPM transportation is related to precipitation. In general, it was observed that simulated discharge and SPM followed the trends of the observed data, with peaks dependent on rainfall and SPM dependent on discharge.

In terms of temporal dynamics in the transport of SPM and trace metals, the Oka catchment revealed a high temporal variability during the study period. Annual variability

of Ni load is related to SPM. The exportation rate of both SPM and Ni was lower than that reported in other basins in the region.

The study of hydrology, SPM and Ni transportation in the Oka River catchment provides an understanding of the transport dynamics and factors conditioning the transport process. Modelling of discharge and SPM load is important because it provides insight into the behaviour of the Oka River catchment in terms of hydrologic response and mechanical soil erosion; this information is useful for determining suitable land use and soil conservation measures for a catchment.

The SWAT project in the Oka catchment offers the possibility of extending this work to other issues concerned with modelling the impact of different climate scenarios on discharge and SPM load and the analysis of water quality in terms of nitrates, particulate organic carbon, other trace metals and faecal coliforms.

Acknowledgements

This research was financially supported by a doctoral scholarship from the University of Costa Rica. The authors wish to thank the Ministry of Science and Innovation (project CGI2011-26236), the Basque Government (Consolidated Group of Hydrogeology and Environment (IT598-13) and the University of the Basque Country UPV-EHU (UF111/26) for supporting this research.

4.7. Modelización de la concentración y carga de otros metales pesados

Si bien es cierto que la MPS se mide de forma rutinaria y con frecuencia continua, los metales pesados no son medidos con una alta resolución temporal. Muchas veces el flujo de metales se debe estimar sobre la base de sus concentraciones disueltas y particuladas y la carga de MPS. En algunos casos pueden existir largas series cronológicas de la concentración de metales, sin embargo, la resolución temporal es mucho menor siendo semanal, mensual o en momentos puntuales como crecidas.

Cuantificar y comprender la exportación de MPS en cuencas es importante para implementar prácticas adecuadas de reducción del flujo de MPS y cargas de contaminantes asociados, como los metales en fase particulada.

Dado que el modelo predice con fiabilidad la exportación de MPS, este capítulo es ampliado a la evaluación de la carga anual de otros metales particulados como Cu, Cr, Pb, Zn, Fe y Mn.

Las concentraciones de cada metal fueron obtenidas siguiendo la metodología descrita en el capítulo 3 (Sección 3.4.4.1 y Figura 3.7), utilizando datos diarios de descarga y SPM observados y simulados. Las cargas anuales fueron estimadas mediante el método de Walling y Webb. (1985) (Ecuación 2-32).

De acuerdo con las tasas anuales, el orden de exportación de los respectivos metales es: Fe>Mn>Zn>Cr>Pb>Cu>Ni. Se observa una aproximación muy cercana entre las tasas observadas y simuladas para el periodo completo de estudio (Tabla 4.4).

La cuenca muestra una gran variabilidad en las cargas anuales de los metales, asociada a la variabilidad presentada por la carga anual de SPM. Para todos los metales, el año hidrológico con mayor exportación fue 2008/2009 y el de menor exportación 2001/2002 (Figura 4.7). Los criterios estadísticos (R^2 y d) entre la carga anual observada y simulada arrojan resultados buenos y aceptables según la clasificación de Parajuli et al. (2009).

El rango y la tasa (en paréntesis) de la carga particulada para cada metal se distribuyó de la siguiente manera: Cu osciló entre 33-69 kg ($1.6 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$), Cr varió entre 93-198 kg ($4.5 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$), Pb entre 57-130 kg ($2.9 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$), Zn entre 220-494 kg ($11 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$), Fe presentó un rango entre 31526-68465 kg ($1544 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$) y el Mn entre 599-1297 kg ($30 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$).

Una discusión ampliada de las respectivas cargas de metales presentadas en la cuenca bajo estudio se expone en el Capítulo 3.

Tabla 4.4. Tasa ($\text{kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$) de exportación observada y simulada de metales en fase particulada durante el periodo 2001/02-2011/12.

	Cu	Cr	Pb	Zn	Fe	Mn
Observada	1.7	4.7	3.2	12.1	1562	29
Simulada	1.6	4.5	2.9	11.2	1544	29

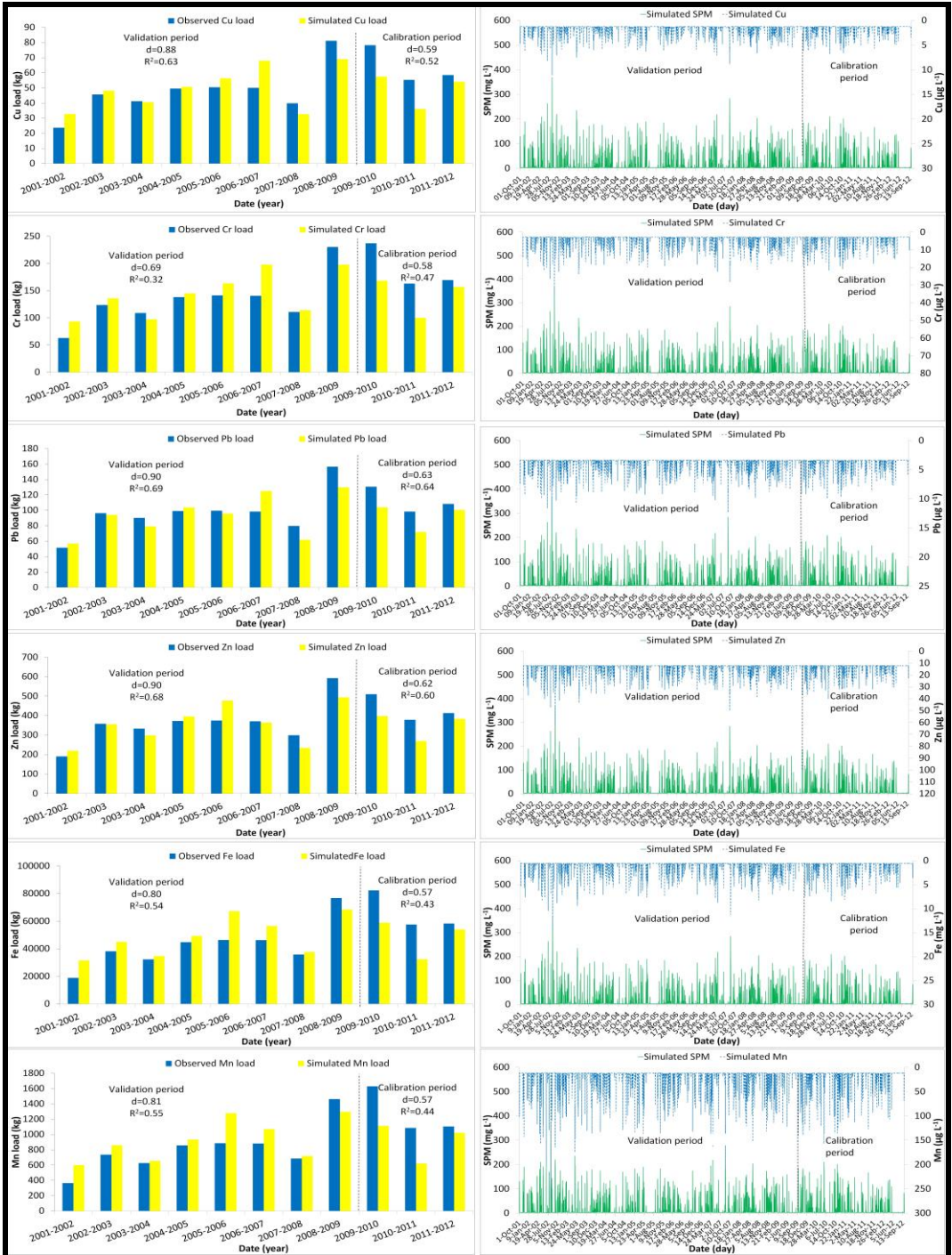


Figura 4.7. Carga simulada y observada de metales particulados a escala anual (Izquierda) y Concentración simulada de SPM y metales particulados para el periodo 2001-2012 (Derecha).

4.8. References

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2005. Toxicological profile for Nickel. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Available at www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles.
- Ankers C., Walling D.E. and Smith R.P., 2003. The influence of catchment characteristics on suspended sediment properties. *Hydrobiologia.*, 494:159-167
- Arnold J.G., Bircket M.D., Williams J. R., Smith W.F. and McGill H.N. 1987. Modeling the effects of urbanization on basin water yield and reservoir sedimentation. *Water Resour Bull.*, 23(6): 1101-1107.
- Arnold J.G., Srinivasan R., Mutiah R.S. and Williams J.R., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment Part I: model development. *J. Am Water Resour Assoc.*, 34(1): 73-89.
- Arnold J.G., Kiniry J.R., Srinivasan R., Williams J.R. and Neitsch S.I., 2011. Soil and Water Assessment Tool: Input/Output file documentation version 2009. USDA Agricultural Research Service and Texas A&M Blackland Research Center: Temple. Available at <http://swatmodel.tamu.edu/documentation/>
- ASCE., 1993. Criteria for evaluation of watershed models. *J. Irrigation Drainage Eng.*, 119(3): 429-442.
- Arroyo L., Heidinger H. and Araya E.J., 2010. Modelo Hidrológico SWAT como herramienta para procesos de toma de decisión. Documento Técnico N°14. Área de Evaluación de Tierras. Instituto Nacional de Innovación y Transferencia en Tecnología Agropecuaria. San José, Costa Rica.
- Benaman J., Shoemaker C.A., 2005. An analysis of high-flow sediment event data for evaluating model performance. *Hydrol. Process.*, 19: 605–620.
- Bizkaia Provincial Council (DFB). <http://www.bizkaia.net>.
- Boskidis I., Gikas G.D., Sylaios G.K. and Tsihrintzis V. A., 2012. Hydrologic and water quality modeling of Lower Nestos River Basin. *Water Resour Manag.*, 26:3023–3051.
- Cánovas C.R., Olías M., Nieto J.M., Sarmient, A.M. and Cerón J.C., 2007. Hydrogeochemical characteristics of the Tinto and Odiel Rivers (SW Spain). Factors controlling metal contents. *Sci Total Environ.*, 373: 363-382.
- FAO. Available at <http://www.fao.org/docrep/t2351s/T2351S04.htm>
- Galván L., Olías M., Fernández de Villarán R., Domingo-Santos J.M., Nieto J.M., Sarmiento A.M. and Cánovas C.R., 2007. Application of the SWAT model to an AMD-affected river (Meca River, SW Spain). Estimation of transported pollutant load. *J. Hydrol.*, 1377: 45–454.
- GeoEuskadi., 2012. Territorial information system of the Basque Government. <http://www.geo.euskadi.net/s69-15375/es>.
- Gupta, H. V., S. Sorooshian, and P. O. Yapo. 1999. Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. *J. Hydrologic Eng.* 4(2): 135-143.
- IRENAT. 2002. Empleo del Modelo SWAT para Generar Alternativas de Manejo en la Cuenca del Río Laja, Gto., México. México. Available at <http://www.micas-cuencas.com/swat.pdf>
- Krause P., Boyle D.P., Base F. 2005. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Advance in Geoscience.*, 5: 89–97.
- Legates D.R., McCabe G.J. 1999. Evaluating the use of “goodness of fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resour Res.*, 35: 233–241.

- Mendiguchía C., Moreno C., García-Vargas M., 2007. Evaluation of natural and anthropogenic influences on Guadalquivir River (Spain) by dissolved heavy metals and nutrients. *Chemosphere.*, 69: 1509-1517.
- Montoya-Armenta L.H., 2013. Efectos de las avenidas en el transporte de material particulado y contaminantes asociados: aplicación al caso del río Oka (Urdaibai), País Vasco. Doctoral Thesis. Department of Chemical and Environmental Engineering, University of the Basque Country, Bilbao.
- Moriasi D.N., Arnold J.G., Van Liew M.W., Binger R.L., Harmel R.D. and Veith T.L., 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Trans.ASABE.*, 50(3): 885-900.
- Nadal-Romero E., Regúés D. and Latron J., 2008. Relationships among rainfall, runoff and suspended sediment in a small catchment with badlands. *Catena.*, 74: 127-136.
- Neitsch S.I., Arnold J.G., Kiniry J.R. and Williams J.R., 2011. Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation Version 2009. USDA Agricultural Research Service and Texas A&M Blackland Research Center: Temple. Available at <http://swatmodel.tamu.edu/documentation/>
- Oeurng C., Sauvage S. and Sánchez-Pérez J.M., 2011. Assessment of hydrology, sediment and particulate carbon yield in a large agricultural catchment using SWAT model. *J Hydrol.*, 401: 145-153.
- Parajuli P.B., Nelson N.O., Fress L.D. and Mankin K.R., 2008. Comparison of AnnAGNPS and SWAT model simulation results in USDA-CEAP agricultural watersheds in south central Kansas. *Hydrol Process.*, 23:748-763.
- Qiu L.J., Zheng F.L. and Yin R.S., 2012. SWAT-based runoff and sediment simulation in a small watershed, the loessial hilly-gullied region of China: Capabilities and challenges. *Int. J Sediment Res.*, 27: 226-234.
- Rodríguez-Blanco M.L., Taboada-Castro M.M. and Taboada-Castro M.T., 2010. Factors controlling hydro-sedimentary response during runoff events in a rural catchment in the humid Spanish zone. *Catena.*, 82 (3): 206-217.
- Roussiez, V., Probst, A., Probst, J., 2013. Significance of floods in metal dynamics and export in a small agricultural catchment. *Journal of Hydrology* 499, 71-81.
- Rybicka E.H., Adamiec E. and Kwarczak U., 2005. Distribution of trace metals in the Odra River system: Water-suspended matter-sediments. *Limnologica.*, 35: 185-198.
- Sadeghi S.H.R., Mizuyama T., Miyata S., Gomi T., Kosugi K., Fukushima T., Mizugaki S. and Onda, Y., 2008. Determinant factors of sediment graphs and rating loops in a reforested watershed. *J Hydrol.*, 356: 271-282.
- Santhi C. J., Arnold G., Williams J. R., Dugas W. A., Srinivasan R. and Hauck I. M., 2001. Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources. *J. Am.WaterResour.Assoc.*,37(5):1169-1188.
- Spruill C.A., Workman S.R. and Taraba J.L., 2000. Simulation of daily and monthly stream discharge from small watersheds using the SWAT model. *Trans ASABE.*, 43(6): 1431-1439.
- Torres-Benites E., Fernández-Reynoso D., Oropeza-Mota J.L., Mejía-Saenz E., 2003. Calibration of the hydrologic model SWAT in the watershed El Tejocote, Atlacomulco, Mexico. *Terra Latinoamericana.*, 22(4): 437-444.
- Uriarte, A., 1998. Sediment dynamics on the inner continental shelf of the Basque Country (N. Spain). Doctoral Thesis, Department of Oceanography, Sciences Faculty, University of Southampton.

- Walling, D.E., Webb, B.W., 1985. Estimating the discharge of contaminants to coastal waters by rivers: Some cautionary comments. *Mar. Pollut. Bull.* 16, 488-492.
- Walling D.A. and Webb B.W., 1996. Erosion and sediment yield: a global overview. *IAHS Publication.*, 236: 3–19.
- Williams G.P., 1989. Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers. *J Hydrol.*, 111: 89-106.
- Willmot, C. J., 1981. On the validation of models. *Physical Geography.* 2:184–194.
- Willmot, C. J., 1984. On the evaluation of model performance in physical geography. *Spat Stat Models.* 40, 443–460.
- Winchell M., Srinivasan R., Di Luzio M. and Arnold J., 2010. ArcSWAT Interface for SWAT 2009: User's Guide. Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment station and USD Agricultural Research Service. Available at <http://swatmodel.tamu.edu/documentation/>
- Xu Z.X., Pang J.P., Liu C.M. and Li J.Y., 2009. Assessment of runoff and sediment yield in the Miyun Reservoir catchment by using SWAT model. *Hydrol Process.*, 23: 3619–3630.
- Zabaleta A., Martínez M., Uriarte J.A. and Antigüedad I., 2007. Factors controlling suspended sediment yield during runoff events in small headwater catchments of the Basque Country. *Catena.*, 71: 179-190.
- Zabaleta A., Meaurio M., Ruiz-Romera E. and Antigüedad I., 2014. Simulation climate change impact on runoff and sediment yield in a small watershed in the Basque Country, northern Spain. *J Environ Qual.*, 43: 235-24.

CAPÍTULO 5

RESULTADOS Y DISCUSION III

Modelling the impact of climate and land cover change on Discharge, Suspended Particulate Matter and Particulate Organic Carbon export in a Forest Watershed in the Basque Country (Northern Spain)

PERAZA-CASTRO^{1,2}, M., MEAURIO³, M., SAUVAGE⁴, S., SÁNCHEZ-PÉREZ⁴, J.M., RUIZ-ROMERA¹, E*

¹ *Department of Chemical and Environmental Engineering, School of Engineering of Bilbao, University of the Basque Country (UPV-EHU), Alameda de Urquijo s/n, 48013 Bilbao, Spain*

² *School of Health Technologies, Faculty of Medicine, University of Costa Rica, Rodrigo Facio Campus, San Pedro de Montes de Oca, San José, Costa Rica*

³ *Hydrogeology and Environment Group, Science and Technology Faculty, University of the Basque Country UPV/EHU, 48940 Leioa, Basque Country, Spain*

⁴ *Ecolab, Université de Toulouse, CNRS, INPT, UPS, Toulouse, France*

*Corresponding author: estilita.ruiz@ehu.es

En este capítulo se evalúa, por separado y de forma combinada, la respuesta hidrosedimentaria y de COP mediante la modelización de diferentes escenarios de deforestación y cambio climático. Su contenido ha sido enviado a la revista ***Journal of Hydrology*** y se encuentra bajo revisión.

- 5.1. Abstract
- 5.2. Introduction
- 5.3. Material and methods
- 5.4. Results and Discussion
- 5.5. Conclusions
- 5.6. References

5.1. Abstract

The separate and combined effects of climate change and forest clearcutting on discharge, suspended particulate matter (SPM) and particulate organic carbon (POC) load at a seasonal and annual scale were evaluated for the Oka catchment, located in the Cantabrian region of the Iberian Peninsula. To test the robustness of the model in climatic terms, two periods with dissimilar climatic characteristics –a dry period extending from 2009 to 2012 and a wet period from 2012 to 2015– were used in turn to calibrate and validate the SWAT model with a differential split sampling test. The statistical criteria between observed and simulated discharge and SPM indicate satisfactory simulation during the calibration and validation period. Six runs comprising three general circulation models (MIROC-ESM, MPI-ESM-MR and BNU-ESM), two downscaling methods (AEMET analogues and statistical downscaling method) and two representative concentration pathways (RCP 4.5 and RCP 8.5) for 2011 -2050 were considered in the hydrological modelling. These climate input data were subjected to a bias correction.

Three hypothetical scenarios representing forest clearcutting at 10%, 25% and 50% were generated based on the current management of forest crops in the Urdaibai Biosphere Reserve, where most timberlands consist of exotic *Pinus radiata* and *Eucalyptus* plantations, primarily for timber and pulp production.

Four scenarios were built, taking into account the minimal (10%) and extreme (50%) forest clearcutting scenario, together with two emission scenarios (RCP 4.5 and RCP 8.5), in order to provide an integrated approach, combining the impacts of climate change and land cover.

Compared to the baseline scenario (1970-2000), climate change displayed a decrease in annual rainfall (RCP 4.5: 27 % and RCP 8.5: 28%) and an increase in mean temperature (12% for both emission scenarios). Seasonally, precipitation is concentrated more in autumn and winter and less in spring and summer. Together with the decrease in rainfall, a decrease in discharge and, consequently, in SPM and POC load was also displayed. In RCP 4.5, annual discharge, SPM and POC load decreased by 16%, 68% and 38%, respectively. A slightly larger decrease was found in RCP 8.5: 21% for discharge, 70% for SPM load and 41% for POC load. ET increased relative to the baseline, with a change of 15% (RCP 4.5) and 16% (RCP 8.5).

With regard to forest clearcut scenarios, annual discharge ranged between 3% (Scenario 1) and 15% (Scenario 3). At the same time, evapotranspiration (ET) decreased

by between 2% (Scenario 1) and 13% (Scenario 3) relative to the baseline (2001-2012). The model predicted a rise in SPM load of between 19% (Scenario 1) and 106% (Scenario 3). The predicted annual POC load ranged between 9% (Scenario 1) and 47% (Scenario 3).

The combination of climate change and forest clearcutting scenarios showed a reduction in discharge, SPM and POC load compared to the baseline. Discharge, SPM and POC load decrease ranged between 2%-18%, 30%-63% and 12%-36% in scenarios 8 and 7, respectively.

This study provides useful information on the potential amount of discharge, SPM and POC load that may be produced under new Representative Concentration Pathways from CMIP5 in the Cantabrian region –an area that has been the subject of very little study– and forest clearcutting scenarios. It will be useful for managers and decision-makers in designing measures adapted to climate change and current trends in forest management, since forests are important carbon sinks and contribute to storing rainwater. It also provides long-term insights on organic carbon associated with SPM, which has been addressed little in studies of this kind.

Key words: climate change, forest clearcutting, discharge, SPM load, POC load, SWAT model, Oka catchment

5.2. Introduction

Changes in climate and land cover are two main drivers affecting watershed hydrologic processes (Chien et al., 2013). These factors will affect the functioning of the ecosystem service of catchments, such as water provisioning and erosion control.

The Iberian Peninsula is recognized as one of the regions in the world most affected by climate change (IPCC 2007). The fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) points to projected changes to both hydrological and sediment response of catchments due to future shifts in precipitation and temperature regimes. Other forecast impacts include an increase in extreme phenomena, such as droughts, heatwaves, heavy rainfall, floods and fires. In most climate models, water availability from rivers is expected to decrease as a result of lower rainfall, higher soil water deficit and greater evapotranspiration (Molina-Navarro et al., 2014; IPCC 2013;

Nunes et al., 2008). The expected effects on soil erosion are linked to rainfall amount and intensity, soil water content and land cover (García-Ruíz et al., 2013).

Most climate change impact studies conducted in the past were based on the SRES (Special Report on Emission Scenarios) scenarios contained in the IPCC Fourth Assessment Report (AR4). This study uses new climate scenarios, the “Representative Concentration Pathway (RCPs)” proposed by IPCC Assessment Report 5 (AR5). It seems apparent that very few hydro-sedimentary modelling studies have been conducted in the Oka catchment with regard to climate change impact assessment and no research using the new RCP scenarios. The RCP scenarios include the highest and lowest emissions of greenhouse gases (GHG) examined by the climate modelling community, including mitigation measures that may be applied in the future to control GHG emissions (Vuuren et al., 2011). This feature was not covered in the SRES. In this context, precipitation and temperature data from three CMIP5 GCM's, two downscaling methods and two RCPs were introduced into the SWAT model to evaluate the impact of climate change. As has been recognized, an ensemble of different scenarios gives more reliable results than a single-model simulation (IPCC., 2007).

Land use is considered to be one of the most important components of the terrestrial environment system, affecting surface runoff, stream discharge and sediment export influenced by rainfall interception, evapotranspiration, and surface soil hydraulic conductivity (Yan et al., 2013). Intensive forest management activities such as clearcutting may reduce surface water quality due to transportation of non-point source pollutants through surface runoff and sediments (Saleh et al., 2004).

The predominant land-use in the study area is forestry, and although autochthonous tree species have been promoted in recent years, in previous decades *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus* plantations were introduced throughout the region for timber and pulp. Forest management in these plantations involves clearcutting on rotations of even-aged stands along with mechanical site preparation for reforestation (i.e., scalping and down-slope ripping). Cutting and site preparation are the main drivers of land disturbance and sediment availability throughout the exotic tree plantations. These monoculture plantations of fast-growing evergreen species, together with the type of management applied, give rise to environmental problems, such as soil loss and compaction (Merino and Edeso., 1999; Merino et al., 2004), nutrient loss (Merino et al., 2004) and surface water turbidity caused by increased surface runoff (Garmendia et al., 2012). Therefore, in

view of the economic importance of forest plantations in our study area and concern about water quality, an evaluation of the changes caused in water and erosion process following forest clearcutting seems essential to ensure sustainable timber extraction without altering catchment health.

While it is important to consider the individual effects of climate and land cover changes on hydrological and erosion processes, assessing how their combined effects will interact is crucial for any evaluation of the future status of water resources (Hoque et al., 2014; Li et al., 2012) and in order to provide a more realistic integrated assessment. For the Iberian Peninsula, only a few modelling studies have addressed the combined effects (e.g. Molina-Navarro et al., 2014; Carvalho et al., 2015; Serpa et al., 2015). Most studies have focused on the separate effects of climate change or land cover (e.g. Pascual et al., 2014; Zabaleta et al., 2014; Meaurio et al., in preparation; Nunes et al., 2011).

This study was performed in the Oka catchment (Basque country, Northern Spain). Its aims were: *(i)* to evaluate the temporal transposability under contrasted climate conditions, in accordance with the differential split sampling test proposed by Klemeš (1986); *(ii)* to assess the separate responses of discharge, suspended particulate matter (SPM) and particulate organic carbon (POC) export for forest clearcutting and climate change scenarios and *(iii)* to assess the effect of scenarios that combine changes in climate and forest clearcutting, on a seasonal and annual time step.

The Oka River watershed is important because it runs out into the Urdaibai estuary and is the main contributor of continental water and sediment to the estuary. In 1984, the estuary was designated a biosphere reserve by UNESCO (the Urdaibai Biosphere Reserve) on account of its ecological wealth.

The results of this study provide important information for water and land managers to understand and quantify the impacts of climate change and forest clearcutting on water resources, erosion process and organic carbon load associated with SPM. The results may also guide managers in implementing and designing adaptation measures in the area.

5.3. Material and methods

5.3.1. Study area

The study area is located in the Oka Hydrographic Unit. This hydrographic unit is divided into five watersheds: Oka, Golako, Mape, Artigas y Laga (www.uragentzia.euskadi.net).

The study was conducted in the upper part (31.56 km²) of the Oka river catchment (132 km²) in the Urdaibai Biosphere Reserve in the province of Bizkaia, Basque Country. The elevation of this catchment ranges from 20 m at the Muxika gauging station to 645 m at the highest peak (Garroño) (Figure 5.1).

The catchment has steep slopes, averaging 26%. The main bedrock in the southern part of the catchment is an alternation of Tertiary sandy limestones, sandstones and lutites, while in the northern part it is Upper Cretaceous calcareous flysch with an alternation of marl and sandy limestone layers. Both Tertiary and Cretaceous formations are characterized by low permeability (EVE., 1996). The principal soils in the upper catchment are Humic Cambisols (90%) and Eutric Fluvisols in the near-stream areas. This head catchment has been mostly reforested for industrial purposes with *Pinus radiata* and *Eucalyptus sp.* Autochthonous vegetation (*Quercus ilex*) occupies around 12% and farmlands only 7% (Figure 5.1).

The climate is temperate oceanic, as the catchment is located in the central Cantabrian region transition zone, between the Atlantic and Mediterranean climate zones. Annual mean temperature is 14 °C, with a minimum mean in January (8 °C) and a maximum mean in August (20 °C). Annual mean rainfall is 1205 mm (1999-2012), falling mainly in autumn and winter. The dry season is from June to September, although exceptionally high rainfall can occur. The hydrological regime is principally pluvial, with maximum water volume in November and low discharge during the summer (August and September) (www.bizkaia.net). Mean recorded discharge at the Muxika gauging station from 1999 to 2012 was 0.64 m³ s⁻¹.

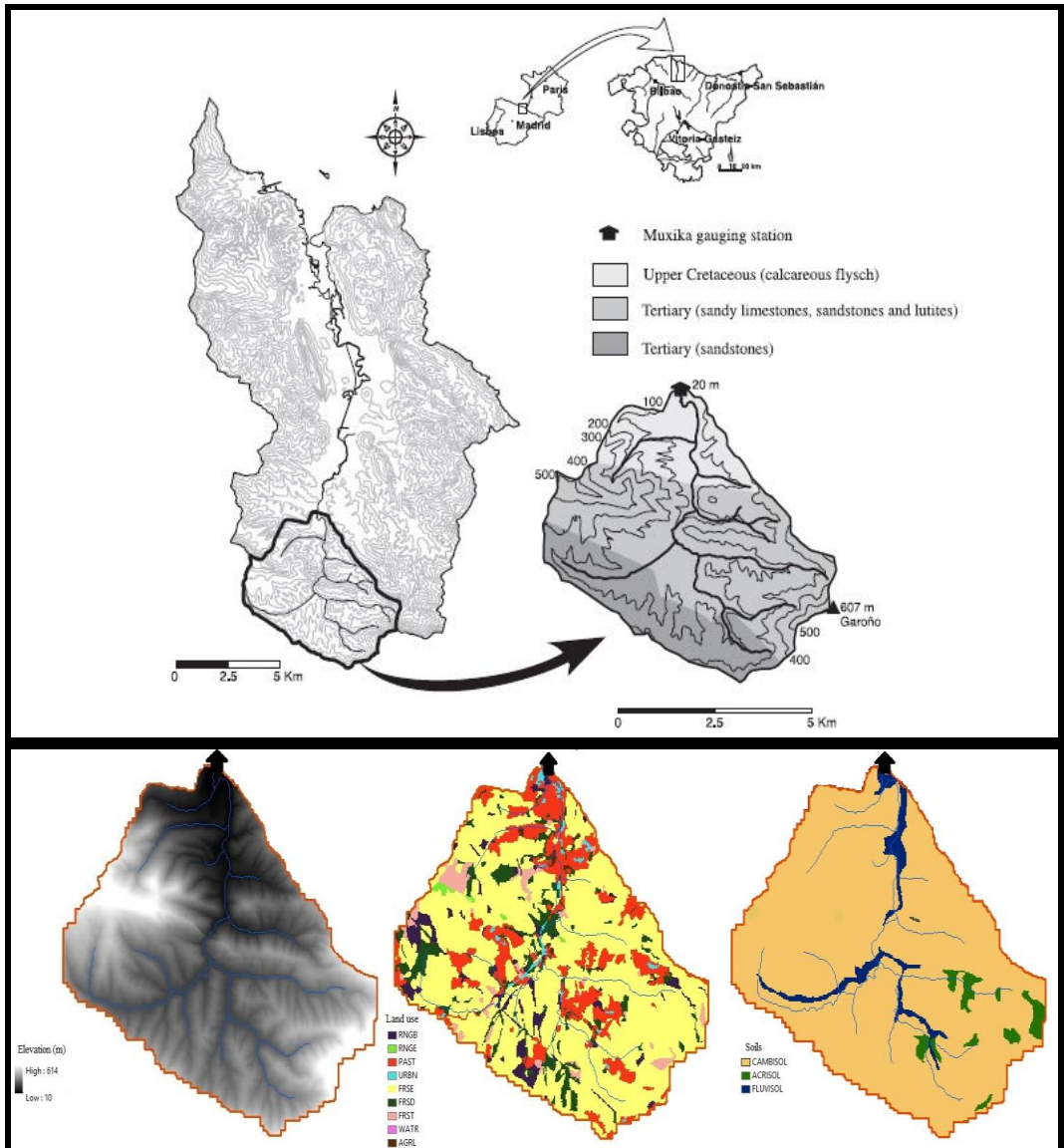


Figure 5.1. Location and geological map of the upper part of the Oka river catchment, elevation, land use and soil types.

5.3.2. Field methodology

Hydrological data (discharge, Q), meteorological data (precipitation and temperature) and physicochemical data (turbidity (TRB)) are taken at the Muxika gauging station, which is owned by Bizkaia Provincial Council (www.bizkaia.net). All these data were measured once every 10 min from November 1998 onwards.

The station comprises a crump profile single-crest weir. Turbidity was measured in the stream using a Solitax infrared backscattering turbidimeter with an expected range of 0-1000 NTU.

An automatic water sampler (SIGMA 900) was installed at the gauging station and programmed to start pumping 24 water samples of 800 mL when turbidity in the stream reached 100 NTU, to ensure monitoring of flood events. Pumping frequency was every two hours in all flood events.

Water samples were taken in polyethylene bottles and brought to the Chemical and Environmental Engineering Laboratory (University of Basque Country) to determine SPM and POC concentration. The laboratory determination of POC has been described in Peraza-Castro et al. (2016).

Continuous SPM time series were calculated from a good relationship between turbidity measured in the field and suspended particulate matter measured in the laboratory ($SPM=0.9708*NTU$; $R^2=0.94$) (Peraza-Castro et al. 2015 and 2016).

5.3.3. Estimating POC load by SWAT

To obtain continuous data for POC concentration, a regression equation was established with SPM measured during flood events (Peraza-Castro et al., 2016): $POC=0.013*SPM+1.44$; $R^2=0.76$).

Once the simulated SPM was calibrated and validated satisfactorily, the long-term daily POC concentration could be computed from simulated SPM obtained from SWAT, using the above regression equation. This methodology has also been used by Oeurng et al. (2012) and Boithias et al. (2014) in the Save river, France.

Observed and simulated annual loads of SPM and POC were estimated using Walling and Webb's method (Walling and Webb., 1985):

$$F = V * \sum_{i=1}^n (Q_i * C_i) / \sum_{i=1}^n Q_i$$

Where V (hm^3) is the annual water discharge; C_i ($mg L^{-1}$ for SPM and $mg L^{-1}$ for POC) is the element concentration; Q_i ($m^3 s^{-1}$) is the instantaneous river water flow and n is the number of measurements.

5.3.4. Description of the hydrological model

The SWAT model is an agro-hydrological watershed-scale model developed by the USDA Agricultural Research Service (Arnold et al., 1998) to predict the impact of management practices on water, erosion and water quality. It is a physically based, semi-distributed, continuous-time model that can operate on daily, sub-daily, monthly and annual time steps and is able to predict the movement of water in complex watersheds with varying soils, land use and management conditions over long periods (Arnold et al., 1998; Neitsch et al., 2011).

The model divides the basin into sub-basins, which are then further divided into hydrological response units (HRUs) according to topography, land use and soil. These HRUs are not identified spatially within a simulation but rather represent percentages of the sub-basin area.

Surface runoff is estimated using the modified SCS curve number (USDA Soil Conservation Service., 1972). Peak runoff rate is calculated with a modified rational method (Chow et al., 1988). The flow is routed through channels using a variable storage method (Williams., 1969). The Hargreaves equation (Hargreaves and Samani., 1985) was selected to calculate potential evapotranspiration (ET). Sediment yield was calculated using the Modified Universal Soil Loss Equation-MUSLE developed by Williams and Berndt. (1977). Transport of the sediment through the channels is controlled simultaneously by deposition and degradation processes, which are determined by the sediment loads coming from upland areas and the transport capacity of the channel. Sediment loadings from each HRU are added up at the sub-basin level, and the resulting losses are routed by streamflow through channels, ponds, wetlands and reservoirs to the watershed outlet.

A complete description of the theory and detail behind the different processes in the SWAT model can be found in Neitsch et al. (2011) and Arnold et al. (2011).

5.3.5. SWAT input data

The SWAT model requires input such as topography, soil, land use and meteorological data as described below:

- Digital elevation map (DEM) with a spatial resolution of 90 m x 90 m, from NASA.

The model delineates the catchment and generates sub-basins and HRUs based on the DEM. In this case, the Oka River watershed was discretised into 23 sub-basins and 260

HRUs. It also provides topographic parameters such as slope, which is classified into three ranges: 0-5%, 5-20% and > 20%. ArcSWAT interface (SWAT 2009 with ArcGis 10) was used to discretize the basin and generate the input files.

- Soil data at a scale of 1:25.000 from www.geoeuskadi.net. Soil classes are simplified using the characteristics of the dominant soils. Soils in the upper catchment are predominantly Humic Cambisols (92%), Acrisols (3%) and Eutric Fluvisols (5%) in the near-stream areas. Soil properties were obtained from the geographical database published by the Basque government.

- Land use data at a scale of 1:10000 from the forest inventory of the Autonomous Community of the Basque Country (GeoEuskadi, 2005). Use of the basin is mainly distributed between forest-evergreen (FRSE=66%), pasture (PAST=16%), forest-deciduous (FRSD=8%), range-brush (RNGB=5%), forest-mixed (FRST=3%), agricultural land (AGRL=1%) and residential (URBN=1%). In this study, we classify the map information on the basis of the generic coverage code used in SWAT. Table 5.1 shows this classification.

- Meteorological data such as maximum and minimum temperatures and daily precipitation during hydrological years 2001-2015 were obtained from the Muxika gauging station (C063) owned by the Basque Meteorological Agency (www.euskalmet.eus). Hargreaves equation was selected for ET computation, since the available data are precipitation and maximum and minimum temperature.

Table 5.1. *Reclassification of land use for the Oka River catchment.*

SWAT code	Name	Description
RNGB	Range-brush	Scrub
RNGE	Range-grasses	Rocky areas + pasture or scrub
PAST	Pastures	Meadows
URBN	Urban	Artificial
FRSE	Forest-Evergreen	Conifers (pine) and eucalyptus
FRSD	Forest-Deciduous	Oak and beech
FRST	Forest-mixed	Conifers - oak - beech - eucalyptus / Artificial
AGRL	Agricultural Land- Generic	Meadows - Scrub Agricultural

5.3.6. Robustness for climatic transposability

In the context of climate change, the temporal transposability of model parameters identified during the calibration step must be assessed in a meaningful way and using an appropriate method of validation. A differential split-sampling test (DSST) (Klemeš., 1986) was used to assess model robustness in climate terms. This consists of separating the available period into two or more independent sub-periods with dissimilar climate characteristics and applying a cross-validation procedure between the sub-periods selected. In this case, the “Aridity Index” (AI) was chosen to identify the driest and wettest years during 2001-2015. The aridity index is calculated as the ratio between potential evapotranspiration and precipitation (Görgen et al., 2010, Brigode et al., 2013). As proposed by Brigode et al. (2013), the three consecutive driest and wettest years were chosen to assess whether the model is capable of correctly simulating contrasted conditions. Figure 5.2 shows the three consecutive hydrological years with the lowest AI (2012/13, 2013/14, 2014/15) and the highest AI (2009/10, 2010/11, 2011/12). Thus, the DSST was constructed based on two contrasting three-year periods: a dry one extending from 2009 to 2012 and a wet one from 2012 to 2015.

For both periods, a calibration procedure was performed (see next section) on one period, followed by cross-validation on the other, using the same topographic, soil and land use data (Table 5.2).

Table 5.2. DSST on climatic data.

Project	Calibration period	Validation period
Dry to Wet	2009-2012 (Dry)	2012-2015 (Wet)
Wet to Dry	2012-2015 (Wet)	2009-2012 (Dry)

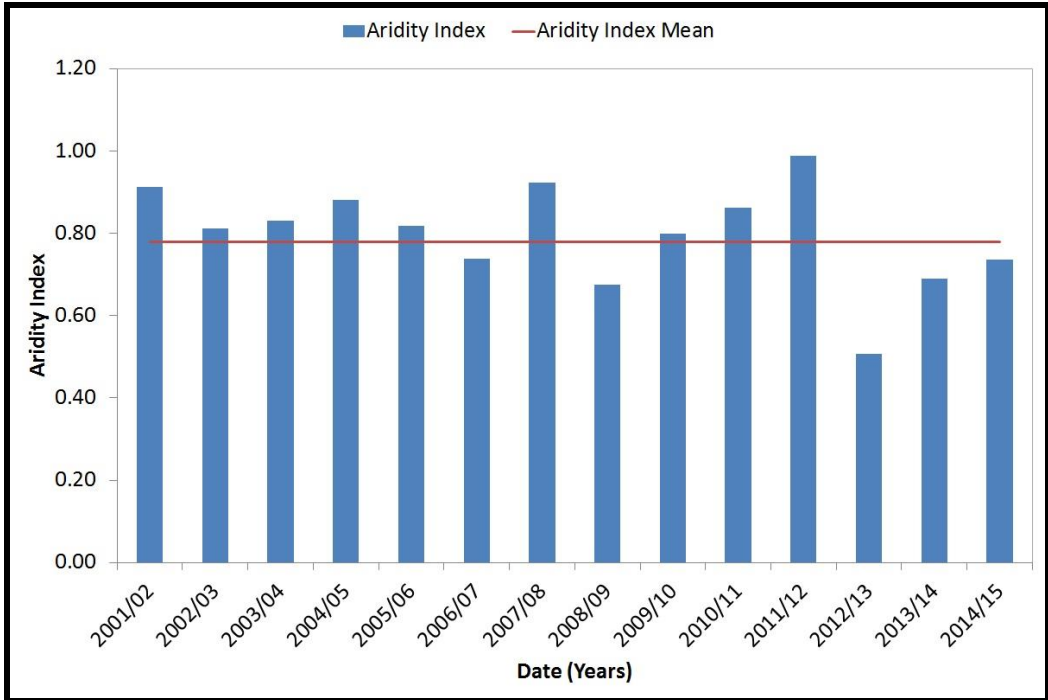


Figure 5.2. Aridity index for entire period of study 2001/02 to 2014/15.

5.3.7. Model calibration, validation and performance evaluation

The Oka River catchment model was previously calibrated and validated for discharge and SPM (concentration and load) during the period 2001-2012 on a daily scale. Further details on model configuration and hydro-sedimentary performance can be found in Peraza-Castro et al. (2015). In the present study, this SWAT application was expanded to quantify the potential land use and climate change impacts.

The calibration procedure described in Peraza-Castro et al. (2015) was applied in this work. A sensitivity analysis was performed to identify the most influential parameters for the model calibration using the Latin Hypercube One-At-a-Time (LH-OAT) approach offered in the SWAT- CUP. These parameters were related to base flow, surface runoff and erosion. The sensitive parameters and their calibrated values are listed in Peraza-Castro et al. (2015).

As shown in Table 5.2, the model was calibrated twice. To verify the temporal robustness of the model through DSST, the following efficiency criteria were applied to discharge and SPM simulation at a daily time step:

- The coefficient of determination (R^2) is the proportion of variation explained by fitting a regression line and is a measure of the strength of a linear relationship between simulated and observed data. It ranges from 0 to 1. If the value is 1, the prediction model is considered “perfect”.

$$R^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})(P_i - \bar{P})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (P_i - \bar{P})^2}} \right)^2$$

- The Nash-Sutcliffe efficiency (NSE) is defined as one minus the sum of the absolute squared differences between the predicted and observed values normalized by the variance of the observed values (Nash and Sutcliffe., 1970). Its range lies between 1 (perfect fit) and $-\infty$. A negative value indicates that the mean value of the observed series would have been a better predictor than the model.

$$NSE = 1 - \left(\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \right)$$

-The index of agreement (d) was proposed by Willmot. (1981) and represents the ratio of the mean square error and the potential error (Willmot., 1984). The range of d is similar to that of R^2 and NSE.

$$d = 1 - \left(\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|P_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|)^2} \right)$$

where O and P are the observed and simulated values respectively, n is the total number of paired values, \bar{O} is the mean observed value and \bar{P} is the mean simulated value.

The model’s simulation performance is classified in accordance with Parajuli et al. (2009): excellent >0.90, very good 0.75–0.89, good 0.50–0.74, fair 0.25–0.49, poor 0.00–0.24 and unsatisfactory <0.00.

5.3.8. Design of scenarios

In this study, three different simulation experiments (land cover change only, climate change only and land cover and climate change combined) were established to assess the separate and combined impacts on discharge, SPM and POC loads. The model was run at a daily step and the outputs were then converted into seasonal and annual

averages. The seasonal split was: Autumn (October, November and December), Winter (January, February and March), Spring (April, May and June) and Summer (July, August and September).

In all cases, the seasonal and annual impact (land cover change only, climate change only and land use and climate change combined) was quantified as the percentage of change (%) between the baseline and the forest cutting and/or climate change scenario.

5.3.8.1. Forest clearcutting scenarios

The previously calibrated and validated SWAT model was used as a baseline to assess the effects of implementing forest clearcutting on discharge, SPM and POC load. The calibrated parameters, meteorological and soil data used for the baseline simulation were also used for the three scenarios to provide a consistent basis for comparison between the baseline and these land use change scenarios for the simulation period of 2001 to 2012, the time period used for the baseline model testing.

Three hypothetical forest clearcutting scenarios were proposed, based on current management of forest crops in the Urdaibai Biosphere Reserve, where most timberlands consist of exotic *Pinus radiata* and *Eucalyptus* plantations, primarily for timber and pulp (Rodríguez-Loinaz et al., 2013). For these, only FRSE and FRST were considered in construction of the scenarios, corresponding to 69% (~22 km²) of the total area of the catchment). The scenarios are:

- Scenario 1: 10% of the total forest area is clearcut;
- Scenario 2: 25% of the total forest area is clearcut;
- Scenario 3: 50% of the total forest area is clearcut;

Baseline simulation: calibrated and validated model (2001-2012).

Classes were manipulated using the same land use map (2005). In all scenarios, the pasture, range-brush, urban and agricultural areas in the current landscape were left unchanged.

5.3.8.2. Climate change scenarios

Simulations with the previously calibrated and validated SWAT model were used to assess the potential long-term effects on discharge, SPM and POC loads resulting from future climate change projections. A study of the impact of global climate change on

hydrological systems requires scenarios of future temperature and precipitation changes as input to the hydrological model. During our scenario simulations, it was assumed that there would be no changes in land use. It was thus possible to evaluate the likely impacts of climate change alone. The latest climate change projections (from CMIP5), provided by the Spanish Meteorology Agency (AEMET), were used in this study.

Direct application of output from general circulation models (GCMs) is often inadequate for hydrological and other assessments (e.g. von Storch et al., 1993) due to the coarse resolution of the GCM data, especially for precipitation. In order to mitigate the problem of spatial resolution, AEMET has downscaled some GCMs for the Coupled Model Intercomparison Project Phase 5 (CMIP5) using statistical techniques, applying two types of empirical algorithms based on analogous techniques (AN) (Petisco and Martín., 2006) and linear regressions (SDSM) (Wilby et al., 2002).

CMIP5 identifies four mitigation scenarios, called Representative Concentration Pathways (RCPs). CMIP5 assumes policy changes will be implemented to reach specific emission targets. The numbers in the CMIP5 scenarios represent the predicted amount of radiative forcing by 2100. In this study two emission scenarios were used: RCP 8.5 is the high emission scenario characterized by increasing greenhouse gas emissions with radiative forcing in 2100 of 8.5 Wm^{-2} and RCP 4.5 is a medium mitigation scenario whose radiative forcing is stabilized before 2100 at 4.5 Wm^{-2} through the use of a range of technologies and strategies to reduce greenhouse gas emissions (Moss et al., 2010 and Taylor et al., 2012). In 2100, total anthropogenic radiative forcing was 2.29 Wm^{-2} relative to 1750 (IPCC., 2013).

Daily precipitation and maximum and minimum temperatures from the baseline period (1970 to 2000) and future climate projections (2011 to 2050) were provided by AEMET for a meteorological station (1075E) located approximately 17 km from the Muxika gauging station.

This SWAT project was forced with an ensemble of 3 GCMs (BNU_ESM, MPI_ESM_MR and MIROC_ESM), 2 RCPs (8.5 and 4.5) and 2 downscaling methods (AN and SDSM). Thus, the SWAT was run six times. Table 5.3 shows the climate projections used in this study.

Table 5.3. General Circulation Models, institution, country, downscaling method and Representative Concentration Pathways.

GCM name	Institution	Country	Downscaling method	RCP
BNU_ESM	College of Global Change and Earth System Science	China	SDSM	4.5 8.5
MPI_ESM_MR	Max-Planck-Institut fur Meteorologie	Germany	SDSM	4.5 8.5
MIROC_ESM	Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology, Atmosphere and Ocean Research Institute and National Institute for Environmental Studies	Japan	AEMET analogue	4.5 8.5

5.3.8.2.1. Bias correction

Bias correction is needed to remove bias between model and observations at basin level, since GCMs usually have poor spatial resolution and if they are introduced directly into hydrological models, the performance is poor (Fowler et al., 2007). For each GCM, the variables of precipitation and maximum and minimum temperatures were subjected to a linear scaling approach for bias correction (Lenderink et al., 2007) due to differences between observed measurements and projected baselines. This approach applied monthly correction factors to daily-modelled time series of the given month. The values for each month are adjusted with the same correction factor (Teutschbein et al., 2013) and this factor is time independent. This method preserves the trend while adjusting the mean value (Hempel et al., 2013). Correction factors were determined as differences (temperatures) or quotients (precipitation) between the long-term mean of observed and GCM-projected baselines. The bias-corrected values were entered as input in the SWAT. The linear-scaling approach of precipitation is defined as:

$$*P_{CP}(d) = P_{CP}(d) * (P_{OBS_MEAN}/PCP_{MEAN})$$

Where

* $P_{CP}(d)$ is the bias-corrected precipitation for the climate projection (future 2011 to 2050) in a daily time step.

$P_{CP}(d)$ is the precipitation for the climate projection (future 2011-2050) in a daily time step.

P_{OBS_MEAN} is the monthly mean observed precipitation (1970 to 2000).

P_{CP_MEAN} is the monthly mean precipitation for the climate projection (baseline 1970 to 2000).

And the linear-scaling approach of maximum and minimum temperature is defined as:

$$*T_{CP}(d) = T_{CP} + TOB_{S_MEAN} - T_{CP_MEAN}$$

Where

$*T_{CP}(d)$ is the bias-corrected temperature for the climate projection (future 2011-2050) in a daily time step.

T_{CP} is the temperature for the climate projection (future 2011-2050) in a daily time step.

T_{OBS_MEAN} is the monthly mean observed temperature (1970-2000).

T_{CP_MEAN} is the monthly mean temperature for the climate projection (baseline 1970-2000).

5.3.8.3. Combined scenarios

An integrated approach combining the impacts of climate change and land cover is crucial for a realistic assessment of the future state of freshwater resources. For this reason, four scenarios have been set out, taking into account the minimal (10%) and extreme (50%) forest clearcutting scenarios and the two emission scenarios:

- Scenario 6: 10% clearcut forest+ensemble RCP 4.5
 - Scenario 7: 10% clearcut forest+ensemble RCP 8.5
 - Scenario 8: 50% clearcut forest+ensemble RCP 4.5
 - Scenario 9: 50% clearcut forest+ensemble RCP 8.5
- Baseline: 1970-2000 and current land use (map 2005), projections 2011- 2050

5.4. Results and Discussion

5.4.1. Robustness for climate transposability

To test the robustness to climate change, two periods with dissimilar climatic characteristics were used to calibrate and validate the SWAT model on the Oka catchment from a DSST perspective. After identifying the most sensitive parameters, the model was successively calibrated over a dry period and a wet period. The model was then validated against the opposite period.

The statistical criteria between observed and simulated discharge and SPM load indicate a satisfactory simulation during the calibration and validation period, in accordance with the classification by Parajuli et al. (2009). Almost all efficiency criteria values range between 0.50 and 0.93, except for some specific values of SPM concentration ranging between 0.36 and 0.45, which are acceptable values. Performance values obtained for both calibration/validation procedures are given in Table 5.4.

Validation values are slightly lower than calibration values. This trend was also observed by Grusson et al. (2016) in the Garonne River watershed. In a DSST, lower performance values in validation are expected. Robustness for climatic transposability may be confirmed when the performance difference is minimal, which was the case here. Thus, it can be concluded that the SWAT model is a valid tool for simulating the effects of climate changes.

Table 5.4. Efficiency criteria obtained in calibration and validation for the two climatic DSSTs.

DRY CALIBRATION (2009 to 2012)				WET VALIDATION (2012 to 2015)		
	Discharge	SPM concentration	SPM load	Discharge	SPM concentration	SPM load
R²	0.76	0.45	0.78	0.74	0.44	0.75
NSE	0.75	0.37	0.67	0.70	0.36	0.65
d	0.91	0.81	0.86	0.89	0.79	0.85

WET CALIBRATION (2012 to 2015)				DRY VALIDATION (2009 to 2012)		
	Discharge	SPM concentration	SPM load	Discharge	SPM concentration	SPM load
R²	0.79	0.55	0.59	0.75	0.52	0.55
NSE	0.79	0.45	0.58	0.75	0.42	0.54
d	0.93	0.85	0.84	0.89	0.82	0.80

5.4.2. Climate change impact on climate characteristics

The precipitation and temperature variations in a future climate were assessed by comparing the baseline data from 1970 to 2000 and projected precipitation and temperature series, which were estimated for 2011 to 2050 for each emission scenario (Figure 5.3).

A general reduction in precipitation and a general increase in temperature is observed, which is slightly more accentuated in the less favourable scenario (RCP 8.5) than in the lower-emissions one (RCP 4.5). During the total baseline period, annual mean

precipitation was 1430 mm and the RCP 4.5 and RCP 8.5 scenarios forecast an annual precipitation of 1050 mm and 1028 mm, respectively. Anticipated decreases in monthly precipitation in RCP4.5 oscillate between 8 and 39% with an annual decrease of 24%. A slightly higher reduction is expected for RCP 8.5: 6-40% with an annual decrease of 27%. In both cases, these ranges were seen in July and November. Seasonally, precipitation is concentrated most in autumn and winter, and least in spring and summer. Rainfall seasonality also varied; more marked changes occur in summer (RCP 8.5=36% and RCP 4.5=34%). The change during autumn is less (19% for both emission scenarios).

Monthly mean temperature ranged from 9.5 °C (January) to 23 °C (August) for both RCP 4.5 and RCP 8.5 scenarios. The annual mean temperature during the baseline period was 13.6 °C. There are small differences in change between emission scenarios; the annual percentage of change is 11% and 12% for the RCP 4.5 and RCP 8.5 scenarios, respectively. Relative to the baseline, there is an annual variation of ~1.6 °C for both scenarios (RCP 4.5=15.1 °C and RCP 8.5=15.2 °C). Summer and spring are the warmest seasons, but winter and autumn present the greatest percentage of change – 11% and 14% under RCP 4.5, and 12% and 15% under RCP 8.5– indicating that the cold seasons will be warmer. In general terms, the RCP 8.5 emission scenario is drier and warmer than RCP 4.5.

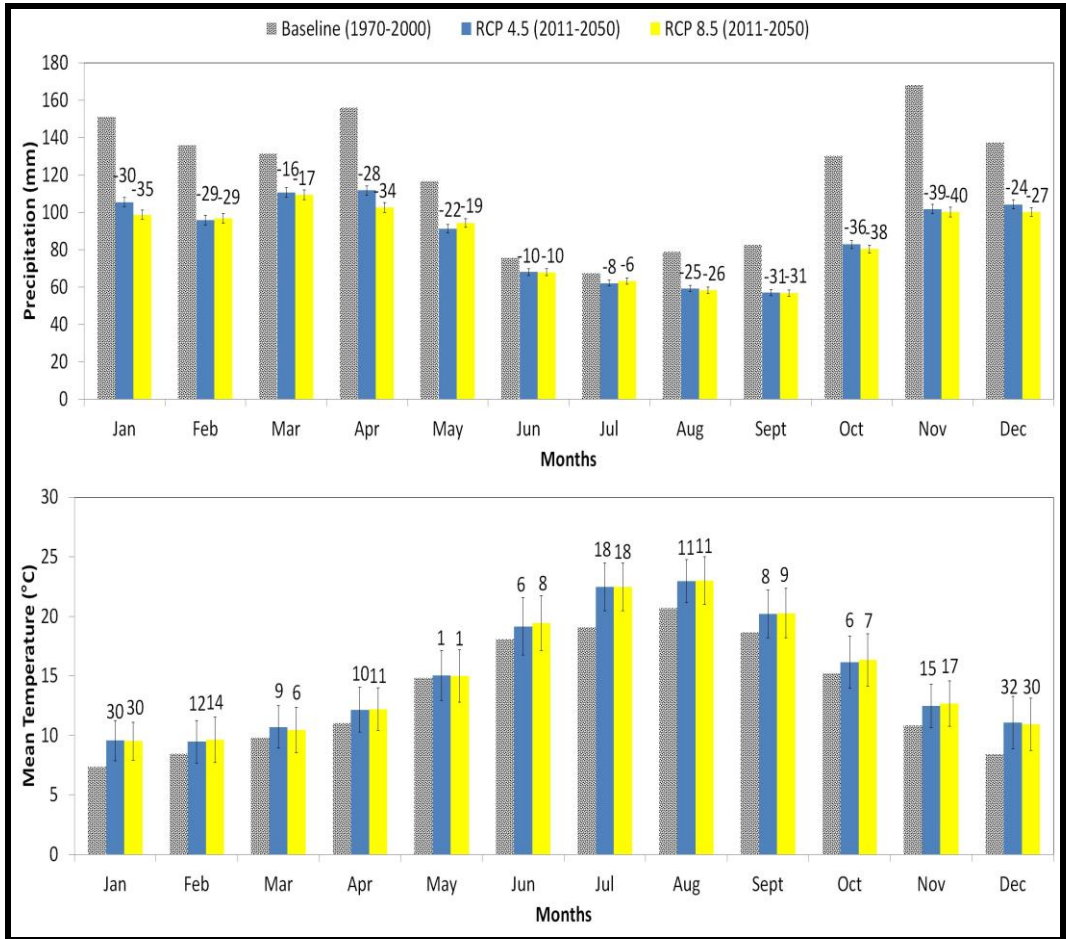


Figure 5.3. Average monthly precipitation and temperature for baseline (1970-2000) and in RCP 4.5 and RCP 8.5 future emission scenarios (2011-2050). The numbers above each bar correspond to the percentage of change. Standard deviation bars are also indicated.

Table 5.5. Average annual evapotranspiration (ET; mm yr⁻¹) for Oka catchment under climate change and forest clearcut.

Scenarios		ET
Climate change	Baseline	613
	RCP 4.5	707
	RCP 8.5	709
Forest clearcut	Baseline	618
	10%	602
	25%	578
	50%	537

5.4.3. Climate change impacts on discharge, SPM and POC load

The calibrated and validated model was run for three climate models in the 2011 - 2050 time frame (keeping land use conditions constant). The change in discharge and SPM and POC load were calculated with respect to the baseline period (1970 to 2000). Arithmetic mean ensembles of these climate models were analysed. Figure 5.4 shows the changes in seasonal and annual scale for the future period under RCP 4.5 and RCP 8.5 emission scenarios.

Although there were slight differences between emission scenarios, seasonal variations predicted a decrease in discharge, SPM and POC load most markedly in summer and spring, followed by autumn and winter. The discharge, SPM and POC load in summer and winter decreased by 22-9%, 84-58% and 45-29%, respectively, in RCP 4.5 and by 28-13%, 85-58% and 48-31% respectively, under RCP 8.5. Major reductions in water discharge during the summer season, with minor flow in this basin may have important consequences for natural and agricultural ecosystem functions.

At an annual scale, in RCP 4.5 the discharge, SPM and POC load decrease relative to the baseline by 16% (664 mm yr^{-1}), 68% (611 t yr^{-1}) and 38% (38 t yr^{-1}), respectively. A slightly larger decrease was seen in RCP 8.5: 21% (626 mm yr^{-1}) for discharge, 70% (575 t yr^{-1}) for SPM load and 41% (35 t yr^{-1}) for POC load. These minor differences between RCP scenarios may be attributable to short-term projections, where expected changes are not very significant, since the majority of models anticipate the most substantial changes at the end of the century.

The general reduction in discharge is related to the decrease in precipitation forecast for both scenarios (Figure 5.3 and Figure 5.4) and ET increase (Table 5.5). These results concur with other studies conducted in the Iberian Peninsula (Carvalho-Santos et al., 2015; Serpa et al., 2015; Zabaleta et al., 2014), which identified precipitation as the main cause of reduced surface water availability.

SPM and POC loads followed the same annual and seasonal patterns of precipitation, i.e. the wet season presents more discharge, SPM and POC load. Reduction in rainfall is generally linked to decreased runoff and soil erosion (Nunes et al., 2008; Serpa et al., 2015).

According to the Fifth Assessment Report (IPCC., 2007), frequency and intensity of heavy precipitations will increase in Southern Europe, resulting in further erosion during flood events. A later work could consider this impact at flood event level, since in annual

terms its effect is not clearly observed and given that Peraza-Castro et al. (2016) and Montoya-Armenta. (2013) have concluded that most soil loss takes place in a small numbers of powerful erosive rainfall events in this catchment.

In the Oka catchment, the precipitation and water volume are strongly correlated to SPM and POC loads (Peraza-Castro et al., 2016; Montoya-Armenta., 2013). POC comes mainly from erosion; runoff washes off particles from the shallowest soil layers which have the greatest proportion of organic carbon. Thus, reduced POC is associated with a decrease in water discharge and SPM load. In a context of climate change, soil carbon stocks could be lost due to a higher rate of decomposition of organic matter in the soil resulting from increasing air temperatures (Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca., 2011).

The impact of climate changes on SPM, and hence POC load, can also be seen to be greater than on discharge (Azari et al., 2016). The impact of climate change on erosion rates –and POC losses– is expected to vary by catchment scale, type of land use and future climate conditions (Nunes et al., 2013).

On the other hand, the combination of increase in temperature and decrease in precipitation results in an increase in ET, with a percentage change of 15% (RCP 4.5) and 16% (RCP 8.5) relative to the baseline (613 mm) (Table 5.5). ET increase implies a greater requirement for available water stored in the soil to satisfy vegetation needs.

This type of assessment has to deal with a cascade of uncertainties associated with different levels in the modelling procedure. This means that the uncertainties inherent to each of these levels accumulate the uncertainties of previous levels and all of them converge in hydrological models.

Under stable climate conditions and/or physical characteristics, errors in the model structure and calibration procedure are the main sources of uncertainty (Bastola et al., 2011; Brigode et al., 2013). In non-stationary conditions, such as those that occur under climate change, coarse resolution of the climate models, their representation of the atmospheric and other processes, and differences in the results of downscaling techniques are key concerns (Braga et al., 2013; Chiew et al., 2010; Teng et al., 2012 and Xu et al., 2011). Although the relative significance of the different sources of uncertainty has not often been quantified, studies have shown that uncertainties from GCM outputs are more significant than those from hydrological models (Arnell., 2011; Chen et al., 2011 and Teng et al., 2012).

In this work, two emission scenarios (RCP 4.5 “low-medium scenario” and RCP 8.5 “high scenario”), three global climate models and two downscaling methods were considered. The RCPs selected were two contrasted emission scenarios, in order to consider a range of future storylines that reduce the associated uncertainty. The downscaling methods were validated by AEMET to improve the special resolution of GCMs. Because SWAT is a hydrological model broadly used for similar studies around the world, its usefulness as a tool for analysing the expected impact of climate change on quality and quantity of water resources is enhanced. In addition, a short term period (2011-2050) was selected to reduce the associated uncertainty with forecasts to the end of the century.

In order to reduce uncertainties, the assessment of impact ranges should be widened to take in a wider spectrum of climate projections. Simulations with data from more GCMs is needed to obtain a wider range of results and better assessment of potential impacts.

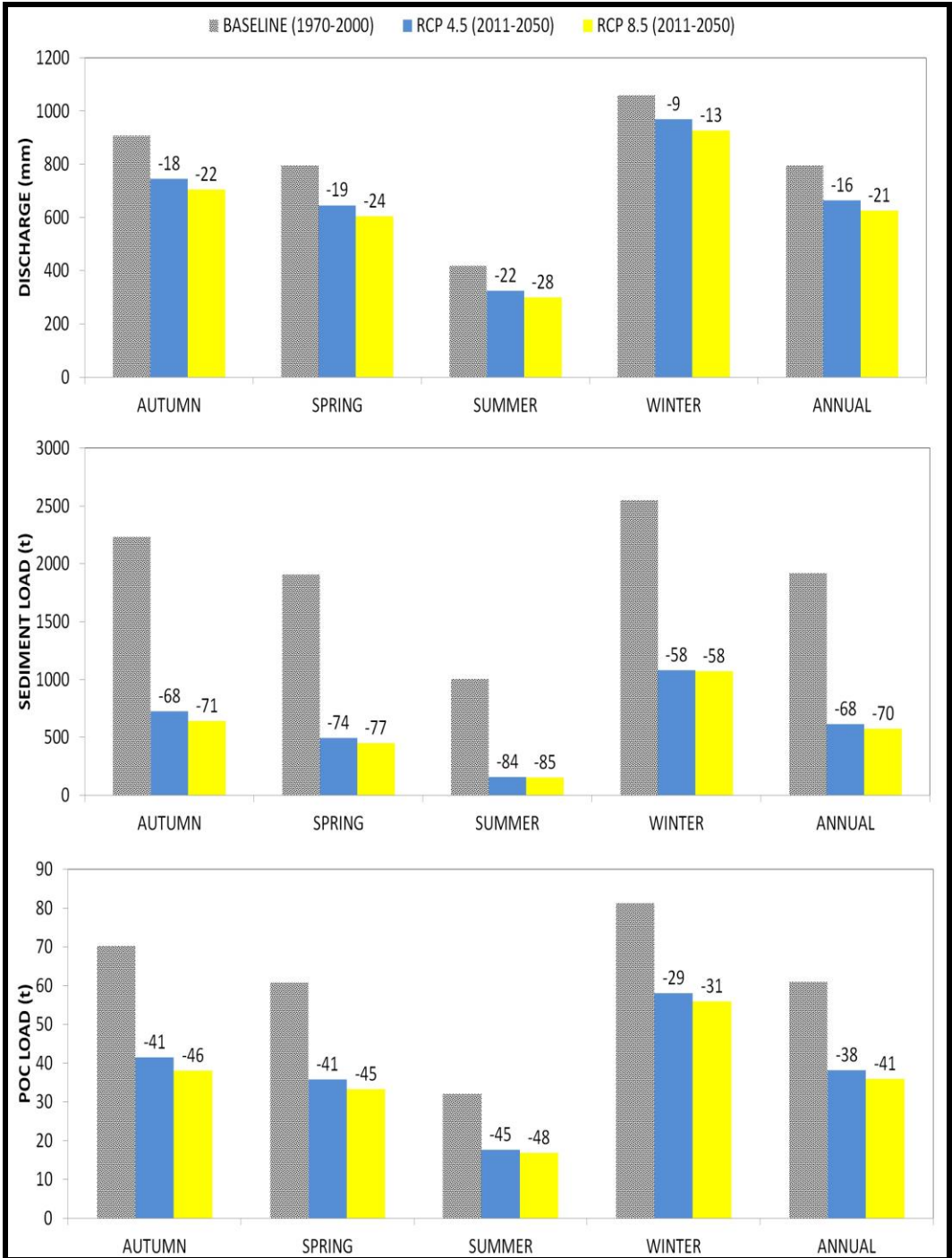


Figure 5.4. Seasonal and annual average discharge, SPM and POC load in RCP 4.5 and RCP 8.5 emission scenarios. The number above each column shows the percentage of change.

5.4.4. Forest clearcutting impacts on discharge, SPM and POC load

The effects of forest clearcutting on discharge, SPM and POC load were assessed by comparing model results from the three hypothetical scenarios and those from the baseline model. Climate conditions in these scenarios were the same as in the baseline model. Comparisons of the seasonal and annual loads between baseline and hypothetical scenarios are shown in Figure 5.5.

At a seasonal scale, the most abrupt changes in discharge, SPM and POC load occurred during summer and spring followed by autumn and winter. Discharge, SPM and POC load in summer and winter decreased by 4-2%, 27-14% and 12-6%, respectively, in Scenario 1; by 10-5%, 69-38% and 31-16% respectively, in Scenario 2; and by 21-10%, 144-79% and 63-34%, respectively, in Scenario 3 .

Annual predicted discharge (mm yr^{-1}) was 588, 614 and 657 from the scenarios in which forest clearcutting was applied to 10%, 25% and 50%, respectively. Compared to the discharge baseline, there was an increase of 3% (Scenario 1), 8% (Scenario 2) and 15% (Scenario 3). At the same time, the decrease in ET relative to the baseline (618 mm) was 2% in Scenario 1, 6% in Scenario 2 and 13% in Scenario 3 (Table 5.5). This increase in discharge is caused by a reduction in ET from forest clearcut areas compared to the more effective ET from previously vegetated surface. Deep roots of forest plants can draw moisture from soil faster than water being transpired by sparse vegetation (Guo et al., 2008). The decrease in ET can be explained by a decrease in forested areas, which results in a decrease in the evaporation effect from leaves. Sparsely vegetated areas have lower transpiration and interception rates as compared to forested areas, i.e. the water is not intercepted by the vegetative surface where it is held and made available for evaporation.

The model predicted a rise in SPM load for the proposed scenarios. The annual percentage change is much larger than for discharge. This suggests that the impact of forest clearcutting is greater on SPM load than on discharge. The SPM load (t yr^{-1}) corresponding to each scenario was 1284 (Scenario 1), 1619 (Scenario 2) and 2214 (Scenario 3); representing a percentage of change from the baseline of 19%, 51% and 106%, respectively. The predicted SPM load yielded by the 50% forest clearcutting scenario is more than twice that yielded by the baseline scenario. As expected, the greatest amount of SPM was generated in this scenario. In general, forest clearcutting

increases the amount of water available for surface runoff; therefore, increase in SPM load after clearcutting can be attributed to an increase in surface runoff.

With deforestation, the canopy storage is reduced and raindrops cannot be intercepted, thus increasing the erosive energy of droplets (Cerdan et al., 2010 and Garcia-Ruiz et al., 2011). The soil is therefore saturated more easily and less rainfall infiltrates into the soil, with the result that much of the rainfall is transformed into runoff, generating soil erosion. These results concur with findings from a similar modelling exercise performed in a basin dominated by forest located in Mississippi (Khanal and Parajuli., 2013).

Forest clearcutting accelerates vegetation loss and exacerbates soil erosion. Deforestation gives rise to further erosion during flood events, providing a greater amount of sediment in coastal zones. In our case, the Oka River runs for just a few kilometres through the Urdaibai Estuary. The impact of an increase in SPM loads in estuaries may result in burying benthic communities and cause an increase in water turbidity, reducing light penetration and resulting in numerous adverse effects (Lozada et al., 2014).

In the Basque Country, the main problem of timberland plantations is their impact on soils during clearcutting operations and soil preparation activities before planting. In these activities, the top layer of the soil is removed and left without vegetation, leading to major soil loss, as well as problems of river water turbidity (Rodríguez-Loinaz et al., 2013). In areas with high slopes and heavy precipitation –as in our case– these activities entail a loss of organic matter and an increase in water erosion (Edeso et al., 1998; Merino et al., 1999).

The annual predicted POC load ($t\ yr^{-1}$) corresponding to each scenario was 43 (Scenario 1), 49 (Scenario 2) and 59 (Scenario 3); representing a percentage change of 9%, 23% and 47% from baseline, respectively. Because they are associated with particulate matter they follow the increasing trend of SPM; however, the change is less abrupt than for the SPM load. Forest clearcutting impoverishes the soil and leaves it unprotected against erosion. POC is highly influenced by the amount of sediment eroded, with the highest values corresponding to high SPM levels (Garcia-Aragon and Droppo., 2011). The increase in soil erosion resulting from forest cover loss entails the loss of organic carbon in the soil horizons richest in carbon (Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca., 2011). This not only means a loss in organic matter but also in the soil's mechanisms of physical protection. The loss in

organic matter in the soil reduces water infiltration capacity, increasing runoff and erosion. Erosion in turn reduces the organic matter content by washing away fertile land (FAO., 2009).

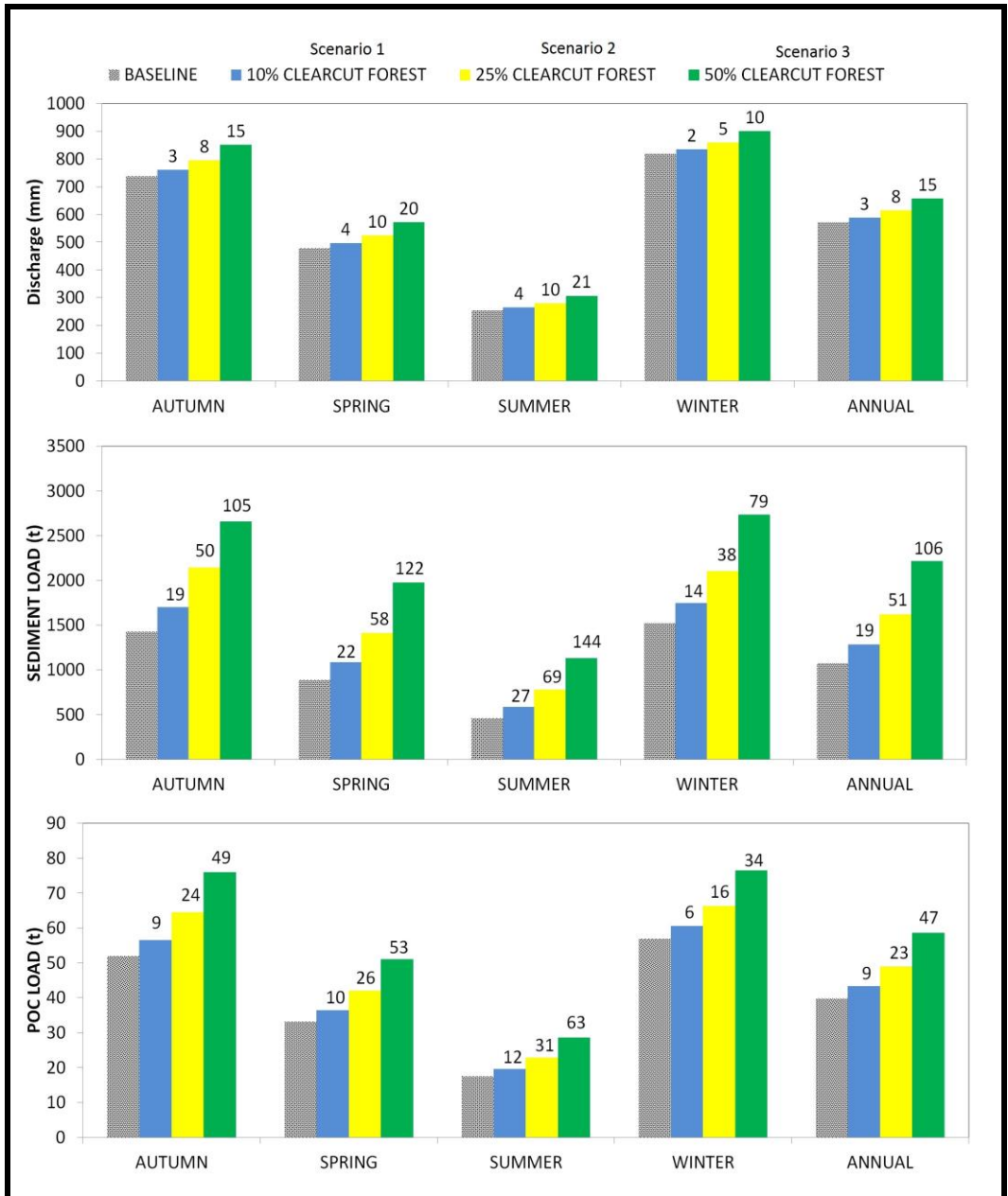


Figure 5.5. Average seasonal and annual discharge, SPM and POC load in three forest clearcutting scenarios. The numbers above each column correspond to percentage of change.

5.4.5. Combined impacts of climate change and clearcutting on discharge, SPM and POC load

The combined impacts of future climate conditions and land cover were assessed using the climate projection ensemble and two forest clearcutting scenarios. The results of the model were compared to the baseline climate (1970-2000) and current land use (map 2005). Figure 5.6 shows a comparison at seasonal and annual scale between baseline and proposed combined scenarios.

At seasonal scale, the most abrupt changes in discharge, SPM and POC load occurred during summer and spring followed by autumn and winter. Discharge, SPM and POC load in summer and winter decreased by 19-6%, 79-50% and 40-24%, respectively, in Scenario 6; by 25-10%, 79-50% and 43-27% respectively, in Scenario 7; by 8-1%, 55-17% and 20-4%, respectively, in Scenario 8 and by 13-2%, 55-17% and 23-6% respectively, in Scenario 9.

The annual predicted discharge (mm yr^{-1}) was 690, 952, 793 and 755 in scenarios 6, 7, 8 and 9, respectively. Compared to the discharge baseline there was a decrease of 13% (Scenario 6), 18% (Scenario 7), 2% (Scenario 8) and 5% (Scenario 9).

The annual predicted SPM load (t yr^{-1}) corresponding to each scenario was 748 (Scenario 6), 708 (Scenario 7), 1352 (Scenario 8) and 1296 (Scenario 9); representing a percentage of change of -61%, -63%, -30% and -33% from the baseline, respectively.

The annual predicted POC load (t yr^{-1}) was 41, 38, 53 and 51 in Scenarios 6, 7, 8 and 9, respectively. Compared to the baseline there was a decrease of 33% (Scenario 6), 36% (Scenario 7), 12% (Scenario 8) and 16% (Scenario 9).

All scenarios maintain climate change and forest cutting trends separate, i.e. an RCP 8.5 emission scenario and 10% forest clearcutting scenario presented less discharge, SPM and POC load than an RCP 4.5 and 50% forest clearcutting scenario. There are few differences between scenarios with the same percentage of forest clearcutting, i.e. 6 and 7, and Scenarios 8 and 9. However, Scenario 8 and Scenario 9 –corresponding to 50% of forest clearcut + RCP 4.5 and RCP 8.5– showed a minor reduction in all variables indicating that the impact of forest clearcutting for Scenarios 6 and 7 is more important than climate change.

In general, a decrease in discharge, SPM and POC load was observed with respect to baseline scenario. This downward trend is caused by the effect of climate change scenarios; however the percentage of change was not as severe as the effects

separately, indicating compensation from the increase caused by forest clearcutting scenarios. The combined effect of climate change and forest clearcut can enhance or degrade the impacts on water production or SPM and organic carbon transport. In this case, there is a decrease in water discharge, considered as a negative effect, especially in summer. On the other hand, there is a positive impact in the reduction in soil loss and its associated-organic carbon.

In a climate change context, an increase in the number of intense rain episodes is projected, which together with the forestry activity in this catchment, could lead to an increase in the severity of flood events and soil erosion. Pine and eucalyptus –the main tree species in the basin– improve flood mitigation and control soil erosion (Carvalho-Santos et al., 2016). These species are associated with a reduction in peak flows, mainly due to their growth rates and the ability of their canopy to intercept rainfall during the rainy season (Rodríguez-Suarez et al., 2014).

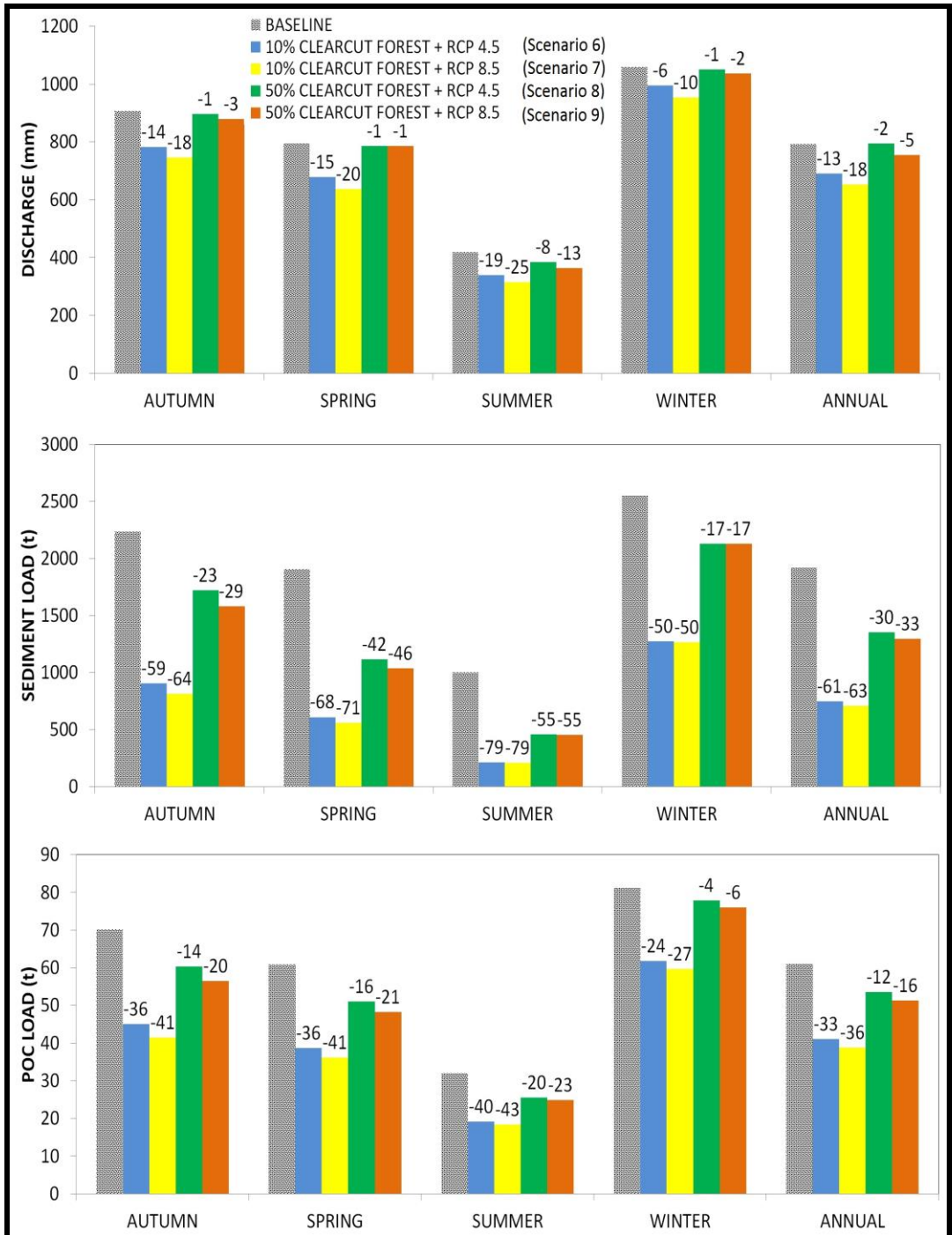


Figure 5.6. Average seasonal and annual discharge, SPM and POC load under combined climate and forest clearcutting scenarios. The numbers above each column correspond to the percentage of change.

5.5. Conclusions

The SWAT model previously implemented for hydro-sedimentary study purposes in the Oka catchment was expanded to assess the separate and combined impacts of potential climate change and land cover scenarios on discharge, SPM and POC load. The first step was to test the robustness of the model to climate changes. The model was calibrated over a dry period and over a wet period and was then validated against the opposite period. The statistical criteria showed a satisfactory simulation, indicating that SWAT was fairly robust to climate changes and was appropriate for evaluating the impact of future climate on the catchment.

To assess climate change impacts, an ensemble with three GCMs (BNU_ESM, MPI_ESM_MR and MIROC_ESM), two RCPs (8.5 and 4.5), two downscaling methods (AN and SDSM) from CMIP5 until 2050 were considered. It found that the annual precipitation of the basin is likely to decrease by 27% in an RCP 4.5 emission scenario and 28% in RCP 8.5. The mean temperature will rise by ~ 1.6 °C in both scenarios. Seasonal and annual outputs from climate change projections found that under the same land cover conditions, the discharge, SPM and POC loads would decrease compared with the baseline period, as a consequence of precipitation decrease and ET increase.

In any work of this type, it is important to take into account the inherent uncertainties associated with climate projections, i.e. selection of climate model, downscaling method and greenhouse gas emissions. These uncertainties lie outside the scope of this work and a complete assessment addressing a wider range of GCMs should therefore be considered.

The decrease in forest cover leads to a rise in raindrop erosive energy and a decrease in infiltration rate; when the infiltration capacity is exceeded, surface runoff occurs, which washes away soil particles. The trend in the results of forest clearcut scenarios showed that less forest lands for timber extraction results in more discharge through a reduction in ET and more SPM and POC loads.

Discharge is more sensitive to climate change than to changes in land cover. However, SPM and POC load are more sensitive to land cover than to changes in climate. SPM and POC loads are more affected than discharge in all separate and combined scenarios.

The combined impacts showed little differences between scenarios with the same percentage of forest clearcut. The combined impacts of climate change and forest

clearcutting on discharge, SPM and POC load showed the same downward trend given by climate change alone, but the percentage of change was not as severe, suggesting an offset from the increase in forest clearcutting which is more important than climate change. Understanding the changes caused by the separate and combined impact of climate change and land use is crucial for sustainable water resource planning and management.

A temporal analysis at seasonal scale enables identification of variations in discharge, SPM and POC load that may occur throughout the year and which cannot be detected on an annual scale. Summer and spring are the seasons in which the decreases in discharge, SPM and POC load will be most severe.

This work provides useful information that may be used by decision-makers to design adaptive strategies, in terms of water quantity and quality, to address climate change threats in catchments in the Cantabrian region. In future work it would be important to assess the land cover and climate impacts with a focus on hydrological services, such as water timing, flood mitigation and water quality, provided by each land-use type present in the catchment. This is important within the context of the Water Framework Directive (WFD) for planning aimed at flood and drought risk management and mitigation.

Acknowledgements

This research was financially supported by a doctoral scholarship from the University of Costa Rica. The authors wish to thank the Ministry of Science and Innovation (project CGL2011-26236), the Basque Government (Consolidated Group of Hydrogeology and Environment (IT598-13) and the University of the Basque Country UPV-EHU (UF111/26) for supporting this research.

5.6. References

- Arnell, N.W., 2011. Uncertainty in the relationship between climate forcing and hydrological response in UK catchments. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 15, 897-912.
- Arnold J.G., Srinivasan R., Muttiah R.S. and Williams J.R., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment Part I: model development. *J. Am. Water Resour. Assoc.*, 34, 73–89.
- Arnold J.G., Kiniry J.R., Srinivasan R., Williams J.R. and Neitsch S.I., 2011. Soil and Water Assessment Tool: Input/Output File Documentation Version 2009. USDA Agricultural Research Service and Texas A&M Blackland Research Center, Temple. Available at <http://swatmodel.tamu.edu/documentation>.

- Azari, M., Moradi, H.R., Saghaian, B., Faramarzi, M., 2016. Climate change impacts on streamflow and sediment yield in the North of Iran. *Hydrol. Sci. J.* 61, 123-133.
- Bastola, S., Murphy, C., Sweeney, J., 2011. The role of hydrological modelling uncertainties in climate change impact assessments of Irish river catchments. *Adv. Water Resour.* 34, 562-576.
- Basque Meteorological Agency: EUSKALMET <http://www.euskalmet.euskadi.net>.
- Bizkaia Provincial Council (DFB). <http://www.bizkaia.net>.
- Boithias, L., Sauvage, S., Merlina, G., Jean, S., Probst, J., Sánchez Pérez, J.M., 2014. New insight into pesticide partition coefficient K_d for modelling pesticide fluvial transport: Application to an agricultural catchment in south-western France. *Chemosphere* 99, 134-142.
- Braga, A.C.F.M., Silva, R.M.d., Santos, C.A.G., Galvão, C.d.O., Nobre, P., 2013. Downscaling of a global climate model for estimation of runoff, sediment yield and dam storage: A case study of Pirapama basin, Brazil. *J.Hydrol.* 498, 46-58.
- Brigode, P., Oudin, L., Perrin, C., 2013. Hydrological model parameter instability: A source of additional uncertainty in estimating the hydrological impacts of climate change? *J.Hydrol.* 476, 410-425.
- Carvalho-Santos, C., Nunes, J.P., Monteiro, A.T., Hein, L., Honrado, J.P., 2016. Assessing the effects of land cover and future climate conditions on the provision of hydrological services in a medium-sized watershed of Portugal. *Hydrol. Process.* 30, 720-738.
- Carvalho-Santos, C., Sousa-Silva, R., Gonçalves, J., Honrado, J.P., 2016. Ecosystem services and biodiversity conservation under forestation scenarios: options to improve management in the Vez watershed, NW Portugal. *Regional Environmental Change* 16, 1557-1570.
- Cerdan, O., Govers, G., Le Bissonnais, Y., Van Oost, K., Poesen, J., Saby, N., Gobin, A., Vacca, A., Quinton, J., Auerswald, K., Klik, A., Kwaad, F.J.P.M., Raclot, D., Ionita, I., Rejman, J., Rousseva, S., Muxart, T., Roxo, M.J., Dostal, T., 2010. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. *Geomorphology* 122, 167-177.
- Chen, J., Brissette, F.P., Leconte, R., 2011. Uncertainty of downscaling method in quantifying the impact of climate change on hydrology. *Journal of Hydrology* 401, 190-202.
- Chien, H., Yeh, P.J.-., Knouft, J.H., 2013. Modeling the potential impacts of climate change on streamflow in agricultural watersheds of the Midwestern United States. *J.Hydrol* 491, 73-88.
- Chiew, F.H.S., Kirono, D.G.C., Kent, D.M., Frost, A.J., Charles, S.P., Timbal, B., Nguyen, K.C., Fu, G., 2010. Comparison of runoff modelled using rainfall from different downscaling methods for historical and future climates. *J.Hydrol* 387, 10-23.
- Chow, V.T., Maidment, D.R. and Mays, L.W., 1988. *Applied Hydrology*. McGraw-Hill Inc, New York, USA.
- Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco., 2011. *Cambio Climático: impacto y adaptación en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco Donostia-San Sebastián. ISBN: 978-84-457-3175-8.
- Edeso., Merino., Gonzales., Marauri.. 1998. Manejo de explotaciones forestales y pérdidas de suelos en zonas de elevada pendiente del País Vasco. *Cuaternario y geología*, 12 (1-2), 105-116.

- EVE., 1996. Mapa hidrogeológico del País Vasco a escala 1:100.000. Ente Vasco de la Energía–Basque Energy Agency, 337 pp + maps.
- FAO., 2009. Agricultura sostenible y conservación de los suelos.
- Fowler, H.J., Blenkinsop, S., Tebaldi, C., 2007. Linking climate change modelling to impacts studies: recent advances in downscaling techniques for hydrological modelling. *Int. J. Climatol.* 27, 1547-1578.
- García-Aragon, J and Droppo., 2011. Erosion characteristics and floc strength of Athabasca River cohesive sediments: towards managing sediment-related issues. *J Soils Sediments* 11, 679-689.
- García-Ruiz, J.M., Lana-Renault, N., 2011. Hydrological and erosive consequences of farmland abandonment in Europe, with special reference to the Mediterranean region – A review. *Agric. , Ecosyst. Environ.* 140, 317-338.
- García-Ruiz, J.M., Nadal-Romero, E., Lana-Renault, N., Beguería, S., 2013. Erosion in Mediterranean landscapes: Changes and future challenges. *Geomorphology* 198, 20-36.
- Garmendia, E., Mariel, P., Tamayo, I., Aizpuru, I., Zabaleta, A., 2012. Assessing the effect of alternative land uses in the provision of water resources: Evidence and policy implications from southern Europe. *Land Use Policy* 29, 761-770.
- Geographical data base of the Basque Government, GEOEUSKADI; <http://www.geo.euskadi.net>.
- Görgen, K., et al., 2010. Assessment of Climate Change Impacts on Discharge in the Rhine River Basin: Results of the RheinBlick2050 Project, CHR Report, 1–23, 229, Lelystad, ISBN 978-90-70980-351.
- Grusson, Y., Ancil, F., S., Sauvage, and Sánchez-Pérez, J.M. Assessing the temporal transposability of the SWAT model across a large contrasted watershed. *ASCE Journal of Hydrologic Engineering* (In Press).
- Guo, H., Hu, Q., Jiang, T., 2008. Annual and seasonal streamflow responses to climate and land-cover changes in the Poyang Lake basin, China. *J.Hydrol* 355, 106-122.
- Hargreaves, G. and Samani, Z.A., 1985. Reference crop evapotranspiration from temperature. *Appl Eng Agric* 1(2), 96-99. doi:10.13031/2013.26773.
- Hempel, S., Frieler, K., Warszawski, L., Schewe, J., Piontek, F., 2013. A trend-preserving bias correction – the ISI-MIP approach. *Earth Syst. Dynam.* 4, 219-236.
- Hoque, Y.M., Raj, C., Hantush, M.M., Chaubey, I., Govindaraju, R.S., 2014. How Do Land-Use and Climate Change Affect Watershed Health? A Scenario-Based Analysis. *Water Quality, Exposure and Health* 6, 19-33.
- IPCC, 2007. *Climate Change 2007: synthesis report. Contribution of working groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Core Writing Team, R.K. Pachauri, and A. Reisinger, eds. Geneva: IPCC Secretariat.
- IPCC, 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Stocker, T.F., et al., eds. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535p.
- Khanal, S., Parajuli, P.B., 2013. Evaluating the impacts of forest clearcutting on water and sediment yields using SWAT in Mississippi. *J. Water Resour. Prot* 5, 474.
- Klemeš, V., 1986. Operational testing of hydrological simulation models. *Hydrol. Sci.J* 31, 13-24.
- Kronvang, B., Behrendt, H., Andersen, H.E., Arheimer, B., Barr, A., Borgvang, S.A., Bouraoui, F., Granlund, K., Grizzetti, B., Groenendijk, P., Schwaiger, E., Hejzlar, J.,

- Hoffmann, L., Johnsson, H., Panagopoulos, Y., Lo Porto, A., Reisser, H., Schoumans, O., Anthony, S., Silgram, M., Venohr, M., Larsen, S.E., 2009. Ensemble modelling of nutrient loads and nutrient load partitioning in 17 European catchments. *J. Environ. Monit.* 11, 572-583.
- Lenderink, G., Buishand, A., van Deursen, W., 2007. Estimates of future discharges of the river Rhine using two scenario methodologies: direct versus delta approach. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11, 1145-1159.
- Li, H., Zhang, Y., Vaze, J., Wang, B., 2012. Separating effects of vegetation change and climate variability using hydrological modelling and sensitivity-based approaches. *J. Hydrol* 420–421, 403-418.
- Losada, I., Izaguirre, C. and Díaz, P., 2014. Cambio climático en la costa española. Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, pp.133.
- Meaurio, M., Zabaleta, A., Boithias, L., Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.m., Srinivasant, R., Antigüedad, I., 2016. Assessing the hydrological response and associated uncertainty from an ensemble of CMIP5 climate projections (Basque Cantabrian region, Spain). In preparation.
- Merino, A., Edeso, J.M., 1999. Soil fertility rehabilitation in young *Pinus radiata* D. Don. plantations from northern Spain after intensive site preparation. *For. Ecol. Manage.* 116, 83-91.
- Merino, A., Fernández-López, A., Solla-Gullón, F., Edeso, J.M., 2004. Soil changes and tree growth in intensively managed *Pinus radiata* in northern Spain. *For. Ecol. Manage.* 196, 393-404.
- Molina-Navarro, E., Trolle, D., Martínez-Pérez, S., Sastre-Merlín, A., Jeppesen, E., 2014. Hydrological and water quality impact assessment of a Mediterranean limno-reservoir under climate change and land use management scenarios. *J. Hydrol* 509, 354-366.
- Montoya-Armenta L.H., 2013. Efectos de las avenidas en el transporte de material particulado y contaminantes asociados: aplicación al caso del río Oka (Urdaibai), País Vasco. Doctoral Thesis. Department of Chemical and Environmental Engineering, University of the Basque Country, Bilbao.
- Moss, R.H., Edmonds, J.A., Hibbard, K.A., Manning, M.R., Rose, S.K., van Vuuren, D.P., Carter, T.R., Emori, S., Kainuma, M., Kram, T., Meehl, G.A., Mitchell, J.F.B., Nakicenovic, N., Riahi, K., Smith, S.J., Stouffer, R.J., Thomson, A.M., Weyant, J.P., Wilbanks, T.J., 2010. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463, 747-756.
- Nash, J.E. and Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models: Part 1. A discussion of principles. *J. Hydrol* 10 (3), 282-290. doi:10.1016/0022-1694(70)90255-6.
- Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R. and Williams J.R., 2011. Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation Version 2009. USDA Agricultural Research Service and Texas A&M Blackland Research Center, Temple. Available at <http://swatmodel.tamu.edu/documentation>.
- Nunes, J.P., Seixas, J., Pacheco, N.R., 2008. Vulnerability of water resources, vegetation productivity and soil erosion to climate change in Mediterranean watersheds. *Hydrol. Process.* 22, 3115-3134.
- Nunes and Seixas., 2011. Modelling the impacts of climate change on water balance and agricultural and forestry productivity in southern Portugal using SWAT. In M.K.

- Shukla (Ed.), Soil Hydrology, Land-Use and Agriculture: Measurement and Modelling, CABI, Wallingford. 366–383.
- Nunes, J.P., Seixas, J., Keizer, J.J., 2013. Modeling the response of within-storm runoff and erosion dynamics to climate change in two Mediterranean watersheds: A multi-model, multi-scale approach to scenario design and analysis. *Catena* 102, 27-39.
- Oeurng, C., Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J., 2011. Assessment of hydrology, sediment and particulate organic carbon yield in a large agricultural catchment using the SWAT model. *J.Hydrol* 401, 145-153.
- Parajuli, P.B., Nelson, N.O., Frees, L.D., Mankin, K.R., 2009. Comparison of AnnAGNPS and SWAT model simulation results in USD-CEAP agricultural watersheds in south• central Kansas. *Hydrol. Process.* 23, 748-763.
- Pascual, D., Pla, E., Lopez-Bustins, J., Retana, J., Terradas, J., 2015. Impacts of climate change on water resources in the Mediterranean Basin: a case study in Catalonia, Spain. *Hydrol. Sci. J* 60, 2132-2147.
- Peraza-Castro, M., Ruiz-Romera, E., Montoya-Armenta, L., Sánchez-Pérez, J.M., Sauvage, S., 2015. Evaluation of hydrology, suspended sediment and Nickel loads in a small watershed in Basque Country (Northern Spain) using eco-hydrological SWAT model. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 51, 59-70.
- Peraza-Castro, M., Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.M., Ruiz-Romera, E., 2016. Effect of flood events on transport of suspended sediments, organic matter and particulate metals in a forest watershed in the Basque Country (Northern Spain). *Sci. Total Environ.* 569–570, 784-797.
- Petisco, S.E. and Martin, J.M., 2006. Escenarios de temperatura y precipitación para la España peninsular y Baleares durante el periodo 2001-2100 basados en “downscaling” estadístico mediante métodos de análogos. XXIX Jornadas Científicas de la Asociación Meteorológica Española. Pamplona.
- Rodríguez-Loínaz, G., Amezaga, I., Onaindia, M., 2013. Use of native species to improve carbon sequestration and contribute towards solving the environmental problems of the timberlands in Biscay, northern Spain. *J. Environ. Manage.* 120, 18-26.
- Rodriguez Suarez, J.A., Diaz-Fierros, F., Perez, R., Soto, B., 2014. Assessing the influence of afforestation with Eucalyptus globulus on hydrological response from a small catchment in northwestern Spain using the HBV hydrological model. *Hydrol. Process.* 28, 5561-5572.
- Saleh, A., J.R. Williams, J.C. Wood, L. M. Hauck, W.H. Blackburn., 2004. Application of APPEX for forestry. *Transactions of the ASAE.* 3, 751-765.
- Serpa, D., Nunes, J.P., Santos, J., Sampaio, E., Jacinto, R., Veiga, S., Lima, J.C., Moreira, M., Corte-Real, J., Keizer, J.J., Abrantes, N., 2015. Impacts of climate and land use changes on the hydrological and erosion processes of two contrasting Mediterranean catchments. *Sci. Total Environ.* 538, 64-77.
- Taylor, K.E., Stouffer, R.J., Meehl, G.A., 2012. An Overview of CMIP5 and the Experiment Design. *Bull. Amer. Meteor. Soc.* 93, 485-498.
- Teng, J., Vaze, J., Chiew, F.H.S., Wang, B., Perraud, J., 2012. Estimating the Relative Uncertainties Sourced from GCMs and Hydrological Models in Modeling Climate Change Impact on Runoff. *J. Hydrometeor.* 13, 122-139.
- Teutschbein, C. and Seibert, J., 2013. Is bias correction of regional climate model (RCM) simulations possible for non-stationary conditions? *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 17, 5061-5077. doi:10.5194/hess-17-5061-2013.
- USDA Soil Conservation Service, 1972. National Engineering Handbook. Hydrology Section 4 (Chapters 4–10)

- van Griensven, A., Meixner, T., Grunwald, S., Bishop, T., Diluzio, M., Srinivasan, R., 2006. A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. *J. Hydrol* 324, 10-23.
- van Vuuren, D.P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G.C., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Smith, S.J., Rose, S.K., 2011. The representative concentration pathways: an overview. *Clim. Change* 109, 5-31.
- von Storch, H., Zorita, E., Cubasch, U., 1993. Downscaling of Global Climate Change Estimates to Regional Scales: An Application to Iberian Rainfall in Wintertime. *J. Climate* 6, 1161-1171.
- Walling, D.E., Webb, B.W., 1985. Estimating the discharge of contaminants to coastal waters by rivers: some cautionary comments. *Mar. Pollut. Bull.* 16, 488–492.
- Wilby, R.L., Dawson, C.W., Barrow, E.M., 2002. sdsms — a decision support tool for the assessment of regional climate change impacts. *Environ Modell Softw* 17, 145-157.
- Williams, J.R., 1969. Flood routing with variable travel time or variable storage coefficients. *Trans. ASABE* 12 (1): 0100-0103. doi:10.13031/2013.38772.
- Williams, J.R and Brendt, H., 1977. Sediment Yield Prediction Based on Watershed Hydrology. *Trans. ASABE* 20, 1100-1104.
- Willmot C.J., 1981. On the validation of models. *Phys. Geogr.* 2, 184–194.
- Willmot, C.J., 1984. On the evaluation of model performance in physical geography. *Spat. Stat. Models.* 40, 443–460.
- Xu, H., Taylor, R.G., Xu, Y., 2011. Quantifying uncertainty in the impacts of climate change on river discharge in sub-catchments of the Yangtze and Yellow River Basins, China. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 15, 333-344.
- Yan, B., Fang, N.F., Zhang, P.C., Shi, Z.H., 2013. Impacts of land use change on watershed streamflow and sediment yield: An assessment using hydrologic modelling and partial least squares regression. *J. Hydrol* 484, 26-37.
- Zabaleta, A., Meaurio, M., Ruiz, E., Antiguada, I., 2014. Simulation climate change impact on runoff and sediment yield in a small watershed in the Basque Country, northern Spain. *J. Environ. Qual.* 43, 23.

CAPÍTULO 6

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Este capítulo recoge las principales conclusiones obtenidas de la presente tesis, así como recomendaciones para futuras investigaciones.

6.1. Conclusiones

6.2. Recomendaciones

3.1. CONCLUSIONES

A continuación se exponen las principales conclusiones de la presente tesis, agrupándolas de acuerdo a la estructura de los resultados. Para conclusiones más específicas sobre los diferentes temas desarrollados, se remite al lector a los capítulos correspondientes (Capítulos 3, 4 y 5).

Efecto de las crecidas en el transporte de MPS, carbono orgánico y metales

- El monitoreo continuo de parámetros meteorológicos, hidrológicos y químicos es importante para establecer la cantidad y variabilidad de MPS, carbono orgánico (disuelto y particulado) y metales exportados en la cuenca del río Oka.

- La buena correlación entre la concentración de MPS y metales en fase particulada durante las crecidas fue de utilidad para calcular la concentración de metales particulados para el periodo completo de estudio, lo cual posibilitó la obtención de la carga de exportación de metales por año, dato que hasta el momento no existía para la cuenca.

- Las crecidas fueron las responsables de exportar más del 90% de MPS, 72% de metales particulados y 65% de carbono orgánico de la carga total producida durante los tres años hidrológicos estudiados. Este resultado demuestra el papel de las crecidas en la movilización de MPS, carbono orgánico y metales en fase particulada dentro de la cuenca.

- La metodología utilizada para establecer una clasificación de las crecidas hizo posible determinar el porcentaje de exportación por tipo de evento, de tal manera, las crecidas de alta intensidad fueron las responsables del mayor aporte de MPS, carbono orgánico (disuelto y particulado) y metales en fase particulada.

Modelización hidro-sedimentaria con SWAT

- La modelización de la descarga de agua y MPS -en términos de concentración y carga- realizada con SWAT refleja adecuadamente el comportamiento de los datos observados, de lo que se deduce la utilidad de este modelo como herramienta para

estimar dichas variables y brindando la posibilidad de extrapolar la metodología a cuencas con características climáticas y uso del suelo similares a la cuenca del río Oka.

- Los resultados satisfactorios de la calibración y validación del modelo se atribuye a la cercanía de la estación de aforos al límite de la cuenca, al buen estado de conservación de la zona, al tamaño de la cuenca y homogeneidad de la vegetación.

- La modelización de la descarga de agua y MPS permite comprender el comportamiento de la cuenca del río Oka con respecto a la respuesta hidrológica y transporte de MPS, así como identificar sus variaciones interanuales para los años hidrológicos bajo estudio.

- Dado que modelo predice de manera aceptable la MPS y la existencia de una buena correlación entre metales pesados en fase particulada con la MPS durante las crecidas fue posible estimar de la carga de dichos metales durante el periodo de simulación. Esta metodología es útil para tener una aproximación de la carga contaminante a la salida de la cuenca, considerando que el modelo SWAT no ofrece, por el momento, resultados de metales pesados, reduciendo así la necesidad de costosos trabajos de campo y laboratorio.

Modelización de escenarios de cambio climático y deforestación

- De la calibración cruzada se concluye que el modelo es aceptablemente robusto al cambio climático y apropiado para evaluar el impacto del clima futuro en la cuenca.

- Para evaluar los impactos del cambio climático se construyó un conjunto de tres modelos generales de circulación, dos escenarios de emisión (RCP 4.5 y RCP 8.5) y dos métodos de regionalización (AN y SDSM) hasta 2050 provistos por CMIP5. El conjunto de modelos pronostican, para la zona de estudio, un descenso en las precipitaciones y un aumento de las temperaturas. Ambos escenarios de emisión predicen, a escala anual y estacional, una disminución de la descarga de agua y de la carga de MPS y COP, siendo más significativa en verano y primavera. La reducción de la descarga de agua es atribuida a la disminución en la precipitación y al aumento de la evapotranspiración. Por otra parte, la reducción en la exportación del carbono orgánico particulado está asociado

al descenso de la descarga de agua y de la carga de MPS, dada la correlación existente en la cuenca entre la descarga y la carga de MPS y COP. El carbono orgánico particulado proviene principalmente de la erosión, ya que la escorrentía superficial arrastra las partículas más someras del suelo donde se encuentra el carbono orgánico en mayor proporción.

- De los escenarios de deforestación se desprende que la eliminación de la cubierta forestal para extracción de madera da lugar a un aumento de la descarga de agua -por reducción de la evapotranspiración-, y de la exportación de MPS y COP. La eliminación del dosel vegetal provoca que las gotas de lluvia no sean interceptadas incrementando su fuerza erosiva y reduciendo la capacidad de infiltración del suelo, lo cual genera la escorrentía superficial responsable del arrastre de partículas y pérdida de la materia orgánica. Esto último puede verse acrecentado por las operaciones de corta y las actividades de preparación del suelo antes de la reforestación.

- El modelo SWAT es una herramienta útil para el estudio del comportamiento de la cuenca del río Oka ante posibles cambios climáticos y de manejo de sus recursos forestales en términos de cantidad y calidad del agua, siendo beneficioso en la gestión de los recursos hídricos sin alterar el medio físico y permitiendo optar por mejores medidas de manejo tendientes a la sustentabilidad de la cuenca.

3.2. RECOMENDACIONES

Seguidamente se plantean una serie de recomendaciones encaminadas a complementar el trabajo de modelización en la cuenca del río Oka:

- Desarrollar un sub-módulo de metales pesados para el modelo agro-hidrológico SWAT. Esta tesis proporciona una amplia base de datos con numerosos parámetros (como caudal, MPS, coeficiente de partición de los metales estudiados, carbono orgánico, entre otros) durante periodos hidrológicos contrastados que pueden servir de base para el planteamiento del sub-módulo que incluya los procesos relacionados con el transporte de los metales pesados en ríos. La suficiente cantidad de datos observados en la cuenca facilitaría la fase de calibración y validación del sub-módulo, que en muchos casos este hecho representa una limitación de la modelización.
- Elaborar un mapa de erosión con los resultados de la modelización, de tal manera se pueden identificar las sub-cuencas con mayor erosión del suelo tomando en cuenta la topografía, climatología, uso y tipos del suelo. Lo anterior es de suma importancia para evaluar los patrones de pérdida del suelo y determinar las medidas adecuadas de conservación y uso del suelo en la cuenca del río Oka.
- Con respecto a la modelización del impacto en los recursos hídricos a causa del cambio climático, se recomienda realizar un análisis de la duración y severidad de caudales extremos, a fin de determinar en las proyecciones futuras la tendencia del número de días con déficit volumétrico (Q20) o con valores máximos extremos (Q80). Este punto debe ir complementado por una evaluación de la probabilidad de ocurrencia (P) de acuerdo a los criterios propuestos por IPCC.
- Evaluar el impacto del uso del suelo con enfoque en la provisión de servicios hidrológicos del ecosistema, tales como suministro de agua, regulación de crecidas, control de la erosión, calidad de agua, producción de biomasa proporcionados por cada tipo de cobertura vegetal presente en la cuenca. Los indicadores para cada servicio hidrológico está dado por las salidas del modelo SWAT. Este aspecto es importante para

apoyar la planificación del manejo forestal de la cuenca y la gestión del riesgo de sequías y crecidas, por ejemplo.

- Estrechar las relaciones con las instituciones competentes en materia de evaluación de la calidad de los cuerpos de agua y las encargadas de diseñar los planes de manejo de la cuenca con el fin de incentivar el uso de modelos como el SWAT, aprovechando beneficios que ofrece como la predicción a largo plazo o la posibilidad de construir escenarios –en conjunto o separados- de prácticas agrícolas, climáticos y usos del uso. Lo anterior aporta información acerca de la respuesta de cuenca de manera rápida, sin la necesidad de tener una gran serie de datos observados y a bajo coste económico.

Finalmente, este trabajo tiene como perspectiva aplicar el modelo SWAT en cuencas de Costa Rica, donde las prácticas agrícolas indiscriminadas y el cambio del uso del suelo vienen presentando una tendencia creciente durante las últimas décadas, provocando un impacto negativo sobre la calidad del agua de los ríos a causa de la erosión de los suelos y la contaminación difusa (plaguicidas, fertilizantes, metales pesados) afectando las fuentes de agua para abastecimiento de consumo humano. Lo anterior con el fin de contribuir a la gestión integrada de los recursos hídricos y al desarrollo sostenible del país.

ANEXOS

Este anexo está destinado a desglosar las publicaciones y congresos relacionados con la presente Tesis Doctoral:

ARTÍCULOS

Título: Evaluation of hydrology, SPM and nickel loads in a small watershed in the Basque Country (Northern Spain) using the eco-hydrological SWAT model.

Autores: Melissa Peraza-Castro, Luis Hernando Montoya-Armenta, José Miguel Sánchez-Pérez, Sabine Sauvage, Estilita Ruiz- Romera.

Revista: Annales de Limnologie - International Journal of Limnology.

Año: 2015

Volumen: 51

Páginas: 59-70

Título: Effect of flood events on transport of suspended sediments, organic matter and particulate metals in a forest watershed in the Basque Country (Northern Spain).

Autores: Melissa Peraza-Castro, Sabine Sauvage, José Miguel Sánchez-Pérez, Estilita Ruiz- Romera.

Revista: Science of the Total Environment.

Año: 2016

Volumen: 569-570

Páginas: 784-797

Título: Modelling the impact of climate and land cover change on Discharge, Suspended Particulate Matter and Particulate Organic Carbon export in a Forest Watershed in the Basque Country (Northern Spain).

Autores: Melissa Peraza-Castro, Maite Meaurio, Sabine Sauvage, José Miguel Sánchez-Pérez, Estilita Ruiz- Romera.

Revista: Journal of hydrology.

Año: 2017

Bajo revisión

CONTRIBUCIÓN A CONGRESOS

Título: Evaluation of SPM load in a small watershed using the eco-hydrological SWAT model.

Autores: Melissa Peraza-Castro, Luis Hernando Montoya-Armenta, José Miguel Sánchez-Pérez, Sabine Sauvage, Estilita Ruiz- Romera.

Congreso: 2013 Internacional SWAT Conference.

Presentación: Póster

Fecha: Julio2013

Lugar: Toulouse (Francia)

Título: Assessment of particulate metal loads in a forest watershed in Basque Country (Northern Spain) using SWAT model.

Autores: Melissa Peraza-Castro, José Miguel Sánchez-Pérez, Sabine Sauvage, Estilita Ruiz- Romera.

Congreso: 2015 Internacional SWAT Conference.

Presentación: Póster

Fecha: Junio2015

Lugar: Sardinia (Italia)



Universidad del País Vasco Euskal Herriko Unibertsitatea

NAZIOARTEKO
BIKAIN TASUN
CAMPUSA
CAMPUS DE
EXCELENCIA
INTERNACIONAL

Los modelos hidrológicos son una representación simplificada de los sistemas hidrológicos y pueden ser herramientas muy útiles en la evaluación de los recursos hídricos. La modelización ayuda a comprender el comportamiento hidrológico de una cuenca como base para la toma de decisiones en el manejo de los recursos, provee predicciones de la calidad del agua, facilita la simulación de los efectos de los programas de conservación y ayudan a diseñar políticas para mitigar la degradación de la calidad del agua y del suelo.

La presente tesis se desarrolló en la cuenca del Río Oka (País Vasco, Norte de España), la cual se ubica dentro de Reserva de la Biosfera de Urdaibai declarada por la UNESCO en 1984. El objetivo fue aplicar el modelo agro-hidrológico SWAT para evaluar la variabilidad temporal de la descarga de agua, materia particulada en suspensión y metales asociados a la materia particulada, así como cuantificar sus cargas de exportación. Además, se evaluó, por separado y de forma combinada, la respuesta hidro-sedimentaria y de carbono orgánico particulado mediante la modelización de diferentes escenarios de cambio climático y deforestación.

De los resultados de la modelización se deduce que el modelo SWAT es una herramienta útil para evaluar el comportamiento de la cuenca del río Oka con respecto a su respuesta hidro-sedimentaria, lo cual es de utilidad para establecer medidas de conservación del suelo en función del uso. Además, provee información que puede ser de provecho para los tomadores de decisiones en el diseño de medidas de adaptación, en términos de cantidad y calidad del agua, frente a las amenazas del cambio climático en la región Cantábrica.