



*Universidad Nacional de Córdoba
Facultad de Ciencias Agropecuarias
Escuela para Graduados*



**UTILIZACIÓN DE INFORMACIÓN SATELITAL Y
TERRESTRE PARA EL MANEJO INTEGRADO DEL
RECURSO HÍDRICO DE UNA CUENCA SERRANA
EN LA PROVINCIA DE CÓRDOBA, ARGENTINA**

César Luis García

Tesis
Para optar al Grado Académico de
Doctor en Ciencias Agropecuarias

Córdoba, 2013

**UTILIZACIÓN DE INFORMACIÓN SATELITAL Y TERRESTRE PARA EL
MANEJO INTEGRADO DEL RECURSO HÍDRICO DE UNA CUENCA
SERRANA EN LA PROVINCIA DE CÓRDOBA, ARGENTINA**

César Luis García

Comisión Asesora de Tesis

Director: Dr. Andrés Carlos Ravelo

Asesores: Dr. Carlos Marcelo García Rodríguez (Codirector)

Dra. Ana María Planchuelo

Tribunal Examinador de Tesis

Dra. Teresa María Reyna

Dra. Leticia Rodríguez

Dra. Ana María Planchuelo

Presentación formal académica

11 de Marzo de 2013

Facultad de Ciencias Agropecuarias

Universidad Nacional de Córdoba

AGRADECIMIENTOS

Esta tesis ha sido posible gracias a numerosas personas e instituciones que me han brindado su apoyo a lo largo de los últimos cinco años.

Principalmente quiero agradecer al Dr. Andrés Ravelo, al Dr. Carlos García y a la Dra. Ana Planchuelo por su apoyo y dirección, por sus valiosos consejos y excelente disposición.

Agradezco a los Miembros del Tribunal, Dra. Teresa Reyna y, Dra. Leticia Rodríguez y Dra. Ana Planchuelo por dedicar su valioso tiempo a la revisión de este trabajo, por la minuciosa lectura y el aporte constructivo desinteresado para mejorar este trabajo.

Agradezco a EADIC-Erasmus Mundus Lot 16 y a la Universidad Friedrich-Schiller de Jena (Alemania), especialmente al departamento de Geoinformática por su generosidad en recibirme y ayudarme a aplicar los modelos hidrológicos desarrollados por ellos. En particular agradezco al Prof. Flügel, Dr. Krause, Dr. Kraslich, Dr. Nepal, Dr. Fink, Dr. Kipka, Dipl. Zander, Dipl. Schwartz, Dipl. Fischer.

Gracias al CIRSA-INA y su personal por la asistencia y buena predisposición para transferir además de sus datos, su conocimiento sobre la cuenca que y la red de estaciones que operan. En especial gracias a Laura Colladón, Gabriel Caamaño, Graciela Felici, Martín Ludueña, Alejandra Carballo, Esteban Velez, Osvaldo Barbeito y Juan José Serra

Agradezco a Carolien Tote, Else Swinnen, Tim Jacobs y a VITO (Bélgica) por su recibimiento y colaboración en el análisis de series temporales de NDVI.

Gracias a la Facultad de Ciencias Agropecuarias de la UNC, por brindarme formación de posgrado. En particular quisiera agradecer a los integrantes de la Comisión de Doctorado por responder las consultas cordialmente y posibilitar la evaluación de la tesis.

Agradezco también al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por otorgar las becas de doctorado que permitieron llevar a adelante mi formación doctoral y profesional

Agradezco también a todos lo que si bien no aportaron directamente a esta tesis han ayudado a mi crecimiento y maduración profesional, académica y personal. En especial a la Dra. Mónica Balzarini y su grupo de Estadística y Biometría de la Facultad Ciencias Agropecuarias, Univ. Nacional de Córdoba. Gracias Ing. Carlos Gabriel Catalini, Director del grupo EHCPA de la Facultad de ingeniería, Univ. Católica de Córdoba por todo lo realizado y por lo que resta por hacer en este nuevo camino.

Y por sobre todo gracias a todos aquellos que comparten mi vida: A mis amigos, quienes están siempre presentes y me han acompañado en las buenas y en las malas. A mis padres y mi hermana que me acompañan en la vida desde que era así () de chiquitito. Y última pero siempre primera en mi corazón, gracias a Ingrid compañera intensa de mis días.

a Helena, por traer la maravilla.

RESUMEN

En las Sierras Grandes de Córdoba, donde varias localidades enfrentan situaciones de deficiencia hídrica, se encuentran las nacientes de los principales ríos que abastecen de agua a la población. Los modelos hidrológicos permiten estudiar en forma simplificada el funcionamiento y los mecanismos que regulan el ciclo hídrico de manera de comprender mejor el alcance del problema de escases de agua y su impacto en la vegetación y en la sociedad. En esta tesis se aplican dos modelos hidrológicos en la cuenca del Río San Antonio para aplicarlos tanto en un sistema de monitoreo y pronóstico de sequías, como en estudios eco-hidrológicos destinados a proveer información para el manejo integrado de los recursos hídricos y la vegetación de las cuencas. Para calibrar los modelos desarrollados y caracterizar la cuenca de estudio se utilizaron datos hidrometeorológicos registrados por una red telemétrica e información satelital. El sistema de bases de datos desarrollado para la cuenca de estudio durante esta tesis se utiliza actualmente para la gestión de datos por instituciones públicas. Los modelos hidrológicos aplicados demostraron un buen desempeño al alcanzar valores altos en los criterios de eficiencia. Además, se utilizan para pronóstico de caudales mínimos durante la época seca, proveyendo información a organismos de gestión y distribución. Se estudió el efecto de distintos períodos de sequía en el funcionamiento de la cuenca y la disponibilidad del agua. Los resultados obtenidos son de utilidad para la gestión del recurso hídrico en la cuenca de estudio, estando vinculados tanto al comportamiento del ciclo hidrológico y sus componentes ante escenarios de simulación climática, como a la fuerte influencia de la vegetación en balance del agua. Este desarrollo tiene aplicaciones potenciales en diversas áreas de la gestión como: recursos hídricos, planificación ganadera, manejo del fuego, mitigación y alerta de eventos climáticos extremos y planificación territorial. Todos los sistemas y métodos fueron desarrollados para permitir la regionalización y consiguiente aplicación en cuencas hidrológicas vecinas.

PALABRAS CLAVE

Eco-hidrología, Modelos Hidrológicos, Servicios Ecosistémicos, Cuenca del Río San Antonio, Córdoba.

ABSTRACT

The major water sources of many towns and cities that suffer from water deficit in Córdoba province are located on the Sierras Grandes. Hydrological models allow us to study and simplify the functions and the mechanisms that regulate the hydrological cycle, improving tools to understand the water scarcity problem and its impact on the vegetation and the society. To provide relevant information for integrated water management in the region, two hydrological models were implemented in the San Antonio River Basin. The models J2000g and J2K were used for monitoring and drought forecast, and to study the basin's ecohydrology. Satellite information and hidrometereological data were used to calibrate the models and characterize the study area. The information system developed for the study area is used by public institutions for data management. Both hydrological models showed a good performance, reaching high efficiency values. They are both operative and are applied in low flow forecast during the dry season, providing information to public organisms of water management and distribution. Additionally, the effect of different drought scenarios in the basin's functioning and water availability was studied. The results are useful to understand the hydrological cycle behavior and its components under climatic scenarios and to improve water management. Also in combination with satellite data increased the knowledge on the influence that local vegetation exerts on the water balance. The developments of this thesis have potential applications in different areas of management, such as water resources, livestock planning, fire management, mitigation and early warning of extreme climatic events and territorial planning. Additionally, all the methods and systems can be used to further research in a regional area and can therefore be implemented in neighbor basins.

KEY WORDS

Eco-hydrology, hydrological models, ecosystem services, San Antonio River Basin, Córdoba.

TABLA DE CONTENIDOS

LISTA DE FIGURAS.....	X
LISTA DE TABLAS	XIII
LISTA DE ABREVIATURAS	XIV
1. CAPÍTULO 1.....	1
INTRODUCCIÓN GENERAL	1
Introducción	2
Objetivos específicos	6
Área de estudio	6
Estructura general de la tesis	8
Bibliografía	9
2. CAPÍTULO 2.....	12
ESTRATIFICACIÓN E INTEGRACIÓN DE INFORMACIÓN SATELITAL Y TERRESTRE PARA LA CARACTERIZACIÓN BIOFÍSICA Y CLIMÁTICA DE LA CUENCA DEL RÍO SAN ANTONIO	12
INTRODUCCIÓN	13
OBJETIVOS DEL CAPÍTULO.....	15
MATERIALES Y MÉTODOS	15
Datos utilizados en el RBIS	15
El sistema de Información RBIS	17
Construcción del Sistema de Información	20
Caracterización hidro-climática de la cuenca.	21
Caracterización espacial de la cuenca mediante imágenes satelitales.	22
Mapas geomorfológicos y delimitación de la cuenca	22
Mapa de cobertura del suelo	23
Mapa de suelos.....	24
RESULTADOS	26
Base de datos	26
Sistema de información RBIS.....	27
Caracterización hidro-climática de la cuenca	30
Índice de Homogeneidad Climática.....	33
Caracterización espacial de la cuenca mediante imágenes satelitales.	34
DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN	43
BIBLIOGRAFÍA	45
3. CAPÍTULO 3.....	47
MODELACIÓN HIDROLÓGICA DISTRIBUIDA Y CONTINUA DE LA CUENCA DEL RÍO SAN ANTONIO	47
INTRODUCCIÓN	48

OBJETIVO DEL CAPÍTULO.....	50
MATERIALES Y MÉTODOS.....	50
Obtención y sistematización de la información.....	50
Delimitación de Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU).....	53
Determinación de los parámetros de las Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU).....	54
Determinación de parámetros del tipo de suelo.....	55
Determinación de parámetros del tipo de cobertura vegetal.....	57
Determinación de parámetros de los cursos de agua.....	59
Implementación de dos modelos hidrológicos distribuidos y continuos.....	59
Regionalización de datos de entrada.....	62
Balance de radiación y cálculo de Evapotranspiración.....	62
Módulo de nieve.....	63
Modelo hidrológico J2000g.....	64
Modelo hidrológico J2K.....	67
Módulo de intercepción vegetal del J2K.....	68
Módulo de Suelo del J2K.....	69
Módulo de Sub-suelo del J2K.....	71
Módulo de transmisión de flujos o escorrentías.....	73
Cálculo de eficiencia de los modelos hidrológicos.....	74
Calibración de los modelos hidrológicos.....	76
Calibración del J2000g.....	77
Calibración del J2K.....	77
Validación de los modelos hidrológicos.....	79
Validación con datos de la estación 600 del CIRSA.....	79
Validación con datos de campañas de aforos (SRH_Cba).....	79
Predicción hidrológica para el alerta temprana de situaciones de déficit hídrico....	80
RESULTADOS.....	80
Delineación de las unidades de Respuesta hidrológicas de la cuenca del río San Antonio.....	80
Modelos J2000g y J2K de la cuenca del río San Antonio.....	84
Predicción hidrológica 2012 para el alerta temprana de situaciones de déficit hídrico.....	92
DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN.....	94
BIBLIOGRAFÍA.....	96
4. CAPÍTULO 4.....	100
CARACTERIZACIÓN HIDROLÓGICA DE LA CUENCA DEL RÍO SAN ANTONIO ANTE DISTINTOS ESCENARIOS CLIMÁTICOS.....	100
INTRODUCCIÓN.....	101
OBJETIVO DEL CAPÍTULO.....	102
MATERIALES Y MÉTODOS.....	102
Área de estudio, modelos y fuente de información hidrometeorológica.....	102
Caracterización hidrológica de la cuenca.....	103
Simulación de escenarios y análisis estadístico.....	103
RESULTADOS.....	105
Caracterización hidrológica de la cuenca.....	105
Simulación de escenarios y comportamiento de la cuenca.....	112
DISCUSIÓN.....	117

CONCLUSIÓN.....	119
BIBLIOGRAFÍA	119
5. CAPÍTULO 5.....	121
INTEGRACIÓN DE INFORMACIÓN SATELITAL Y MODELACIÓN HIDROLÓGICA PARA DETERMINAR LAS RELACIONES ENTRE EL CRECIMIENTO DE LA VEGETACIÓN Y LA DISPONIBILIDAD DE AGUA	121
INTRODUCCIÓN	122
OBJETIVO DEL CAPÍTULO.....	124
MATERIALES Y MÉTODOS	124
Caracterización del paisaje	124
Crecimiento de la vegetación.....	125
Variables derivadas de los modelos hidrológicos.....	127
Correlaciones entre NDVI y la variabilidad climática.....	127
RESULTADOS	129
DISCUSIÓN	133
CONCLUSIÓN.....	134
BIBLIOGRAFÍA	135
6. CAPÍTULO 6.....	137
CONCLUSIONES GENERALES	137
BIBLIOGRAFÍA COMPLETA.....	141
ANEXO 1, PRODUCCIÓN ASOCIADA A LA TESIS	149
Premios y menciones:	149
Publicaciones y presentaciones por capítulos	149
Segundo capítulo.....	149
Tercer capítulo	150
Cuarto capítulo.....	150
Quinto capítulo	151
Formación de recursos humanos relacionados a la presente tesis	151
Actividades relacionadas de aplicación de información satelital en hidrología:	152

LISTA DE FIGURAS

Fig. 1.1. Ubicación del área de Estudio y distribución de las estaciones meteorológicas de la Red Telemétrica del CIRSA-INA.	7
Fig. 2.1. Diagrama básico de la estructura de RBIS.	18
Fig. 2.2. Diagrama de interacción de los distintos componentes del Sistema de Información RBIS	19
Fig. 2.3. Captura de pantalla de RBIS de la lista de estaciones, sus características y las series temporales asociadas.	28
Fig. 2.4. Captura de pantalla de la ventana de manejo y visualización de las series temporales de RBIS San Antonio.....	28

Fig. 2.5. Ventana de RBIS que sintetiza el estado de las series temporales cercanas geográficamente, en rojo se señala las fechas en las que hay datos faltantes.	29
Fig. 2.6. Precipitación media anual para la cuenca del río San Antonio, en azul se muestra la media histórica y en rojo la media +/- el desvío estándar.	30
Fig. 2.7. Precipitación media mensual para el período 1992-2012. En rojo se muestra el desvío estándar de la serie.	31
Fig. 2.8. Distribución de la precipitación media anual para el período 1992-2012 teniendo en cuenta las 12 estaciones más cercanas la cuenca del río San Antonio.	32
Fig. 2.9. Anomalías de la precipitación anual.	32
Fig. 2.10. Índice estandarizado de precipitación (SPI) para 3 y 12 meses.	33
Fig. 2.11. Tendencia del Índice de Homogeneidad climática (IHC).	34
Fig. 2.12. Mapa de cobertura del suelo de la Cuenca del río San Antonio.	35
Fig. 2.13. Modelo digital de elevación de la cuenca del río San Antonio.	36
Fig. 2.14. Mapa de pendientes de la cuenca del río San Antonio.	37
Fig. 2.15. Red de drenaje de la cuenca del río San Antonio.	38
Fig. 2.16. Mapa 3D de la cuenca con imagen LANDSAT en color natural.	39
Fig. 2.17. Mapa de suelos para la cuenca del río San Antonio según el Atlas de suelos del INTA 1:500000.	40
Fig. 2.18. Mapa de profundidad aparente utilizado para reclasificar el mapa de suelo original del Atlas de suelos del INTA.	41
Fig. 2.19. Mapa de suelos obtenidos por el proceso de reclasificación propuesto en esta tesis.	42
Fig. 3.1. Detalle de los períodos sin datos de lluvia para cada estación entre los años 1992-2012.	52
Fig. 3.2 Detalle de los períodos sin datos de temperatura para cada estación entre los años 1992-2012.	52
Fig. 3.3. Caudales medios diarios de la Cuenca del Río San Antonio y lámina media precipitada para el período 01-09-1994 al 01-06-1997.	53
Fig. 3.4. Estructura y vinculación de los distintos contextos del modelo.	61
Fig. 3.5. Diagrama de la estructura del modelo hidrológico J2000g.	66
Fig. 3.6. Estructura y anidamiento de los distintos contextos del modelo.	67
Fig. 3.7. Estructura y vinculación del módulo de suelo.	69
Fig. 3.8. Mapa de HRU definidos para la modelación hidrológica distribuida de la cuenca del río San Antonio.	81
Fig. 3.9. Histograma de frecuencias absolutas mostrando la distribución de tamaños de los HRU definidos para la modelación hidrológica distribuida de la cuenca del río San Antonio.	82
Fig. 3.10. Histograma de frecuencias absolutas de los HRU mostrando la distribución de alturas sobre el nivel del mar de cada unidad.	82
Fig. 3.11. Histograma de frecuencias absolutas de los HRU mostrando la distribución de pendientes de cada unidad.	83
Fig. 3.12. Histograma de frecuencias absolutas de los HRU mostrando la distribución de orientación de las pendientes de cada unidad.	83
Fig. 3.13. Caudales medios diarios simulados por el modelo J2000g y J2K, para la cuenca del río San Antonio en el período 01-09-1992 al 01-09-2012.	85
Fig. 3.14. Caudales medios diarios observados y simulados por el modelo J2000g y J2K, para la cuenca del río San Antonio en el período de calibración (01-09-1996 al 01-06-1997).	86

Fig. 3.15. Caudales medios diarios observados y simulados por el modelo J2000g y J2K, para la cuenca del río San Antonio en el período de simulación (01-09-1995 al 31-08-1996).	87
Fig. 3.16. Caudales medios diarios observados y simulados por el modelo J2000g y J2K, para la cuenca del río San Antonio en el período de simulación del 01-09-1994 al 31-08-1995.	88
Fig. 3.17. Caudales medios diarios de la región del estiaje del hidrograma. Observados y simulados por el modelo J2000g y J2K, para el período de calibración (22-03-1997 al 01-06-1997).	89
Fig. 3.18. Caudales medios diarios de la región del estiaje del hidrograma. Observados y simulados por el modelo J2000g y J2K, para el período de simulación (07-04-1996 al 31-08-1996).	90
Fig. 3.19. Caudales medios diarios de la región del estiaje del hidrograma. Observados y simulados por el modelo J2000g y J2K, para el período de simulación (06-05-1995 al 31-08-1995).	90
Fig. 3.20. Caudales instantáneos observados por SRH_Cba y medios diarios simulados por el modelo J2000g y J2K	91
Fig. 3.21. DOD histórico y pronosticado para el estiaje del 2012 al final de la estación de lluvia (Mayo) y su actualización de fin de Agosto.....	93
Fig. 4.1. Cosecha de agua al punto de cierre de la cuenca del San Antonio para los años hidrológicos 1992 a 2012 en comparación con su precipitación media anual. .	106
Fig. 4.2. Caudales medios mensuales históricos (1992 a 2012) simulados por los modelos J2000g, J2K y medidos por el CIRSA-INA durante el período 1993-2005	106
Fig. 4.3. Caudales medios mensuales históricos (1992 a 2012) de los distintos flujos que conforman el caudal final en J2000g. ESnash = Escorrentía superficial por cascadas de Nash; FBnash = Flujo de base por cascadas de Nash.....	107
Fig. 4.4. Caudales medios mensuales históricos (1992 a 2012) de los distintos flujos que conforman el caudal final en J2K. ES1 = Escorrentía superficial; ES2 = Escorrentía sub-superficial; FB1 = Flujo de base sub-superficial; FB2 = Flujo de base.....	108
Fig. 4.5. Proporción de salidas de agua por caudal y ET mensuales históricas (1992 a 2012) simulados por los modelos J2K y J2000g	110
Fig. 4.6. Aporte porcentual de los componentes del caudal a la cosecha de agua mensual histórica según J2000g.	111
Fig. 4.7. Aporte porcentual de los componentes del caudal a la cosecha de agua mensual histórica según J2K.	111
Fig. 4.8. Variación entre el caudal de control y el caudal producto de una reducción del 10% de las precipitaciones para el año hidrológico 1997-1998.....	113
Fig. 4.9. Caudal de control y variación del caudal producto de una reducción del 10% y un 30% de las lluvias durante el año hidrológico 1997-1998.	114
Fig. 4.10. Caudal de control y variación del caudal producto de una reducción del 10% y un 30% de las lluvias para el año hidrológico 1998-1999, posterior al año de la modificación.....	115
Fig. 4.11. Cambios con respecto a la simulación de control debido a una sequía del 20% de la lámina media programada en distintas etapas de la temporada de lluvias (al principio, al medio o al final).	116
Fig. 5.1. Mapa de la Argentina del NDVI promedio para el período de estudio: Abril de 1998 a Noviembre de 2010, y detalle del área de estudio.....	126

Fig. 5.2. Unidades de respuesta hidrológica (HRU) en la cuenca del río San Antonio.....	128
Fig. 5.3. Series temporales de NDVI promedio para distintos tipos de cobertura del suelo de la Cuenca del río San Antonio.....	130
Fig. 5.4. Coeficientes de correlación máximos entre NDVI y evapotranspiración (ETr), precipitación (PP), y saturación de la capacidad de campo (SAT) para distintos tipos de cobertura del suelo en la Cuenca del río san Antonio.	132
Fig. 5.5. Tiempos de retardo (décadas) en los cuales se registraron los máximos coeficientes de correlación entre NDVI y evapotranspiración (ETr), precipitación (PP), y saturación de suelo relativa (SAT).	133

LISTA DE TABLAS

Tabla 2.1. Estaciones meteorológicas del CIRSA-INA en las Sierras Grandes y en las Sierras Chicas de Córdoba, se detallan su ubicación, los sensores que contienen y la cuenca a la que pertenecen.	16
Tabla 2.2. Cantidad de datos registrados por tipo de sensores en el período 1992-2012	26
Tabla 2.3. Series temporales estandarizadas y rellenas para el período 1992-2012.....	27
Tabla 2.4. Tipos de suelos y sus características según el Atlas de suelos del INTA para la porción mostrada en la Fig. 2.17.	41
Tabla 2.5. Tipos de suelos y características de sus perfiles y composición para la reclasificación propuesta en la Fig. 2.19	43
Tabla 3.1. Listados de estaciones disponibles y utilizadas para la modelación de la Cuenca del Río San Antonio.....	51
Tabla 3.2 Archivo de parametrización de suelos para la modelación hidrológica	57
Tabla 3.3 Archivo de parametrización de la vegetación para la modelación hidrológica. ..	58
Tabla 3.4. Parámetros de calibración del modelo J2000g	77
Tabla 3.5. Parámetros de calibración del modelo J2K	78
Tabla 3.6. Criterios de Eficiencia calculados para distintas fases de la calibración y validación de ambos modelos hidrológicos aplicados.	84
Tabla 3.7. Caudales (m ³ /s) medidos en la sección de la estación 600 CIRSA y caudales simulados por los modelos J2000g y J2K con datos de precipitación al mes de Mayo y Agosto respectivamente.	92
Tabla 4.1. Balance hídrico de la cuenca simulado por los modelos J2000g y J2K para un año hidrológico promedio.	109
Tabla 4.2. Composición, según los modelos J2000g y J2K, de los distintos flujos que alimentan los caudales anuales de salida de la cuenca del San Antonio.....	109
Tabla 4.3. Diferencia entre caudales simulados por escenarios y simulación de control debidos a variación porcentual en el total de lluvia diaria precipitada. Respuesta promedio de los 20 años analizados.	112
Tabla 5.1. Coeficientes de correlación máxima y tiempos de retardo, expresados como períodos de 10 días entre NDVI y la evapotranspiración (NDVI_ETr), precipitación (NDVI_PP), y saturación relativa de la capacidad de campo (NDVI_SAT) para distintos tipos de cobertura.....	131

LISTA DE ABREVIATURAS

ABM	Altas, Bajas y Modificaciones
asnm	Altura sobre el nivel del mar
CDM	Contexto del Modelo
CE	Contexto Espacial
CIRSA	Centro de la Región Semiárida
CPC	<i>Climate Prediction Center</i>
CT	Contexto Temporal
DD	Día
DEM	Modelo de elevación digital
DN	Números Digitales
DOD	<i>Dry Out Day</i>
DS	Desvío estándar
ES1	Escorrentía superficial
ES2	Escorrentía sub-superficial
ESnash	Escorrentía superficial de cascada de Nash
ESUN λ	Irradiancia exoatmosférica media
ET	Evapotranspiración
FB1	Flujo de base sub-superficial
FB2	Flujo de base
FBnash	Flujo de base de cascada de Nash
H/Q	Altura/Caudal
HH	Hora
HRU	Unidades de Respuesta Hidrológicas
ID	Identificador
IDW	Ponderación inversa a la distancia
IDW-2	Ponderación inversa al cuadrado de la distancia
IGU	Interfaz Gráfica de Usuario
IHC	Índice de Homogeneidad Climática
INA	Instituto Nacional del Agua
INDEC	Instituto Nacional de Estadística y Censos
INTA	Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria
JAMS	<i>Jena Adaptable Modelling System</i>
LAI	Índice de área foliar
LMIN λ	Radiancia espectral mínima
LMIN λ	Radiancia espectral máxima
LPS	Large Pore Storage

L λ	Radiancia espectral
mb	Megabytes
MM	Mes
MM	Minuto
MPS	Middle Pore Storage
NATL	<i>North Atlantic Sea Surface Temperature</i>
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
NIR	Longitud de onda del infrarrojo cercano
NS	Nash-Sutcliffe
OLR	<i>Outgoing Long Wave Radiation</i>
ONI	<i>Oceanic Niño Index</i>
PBIAS	Error Porcentual
PP	Precipitación
QCAL	Radiancia escalada en DN
QCALMAX	Rango de la radiancia escalada en DN
R	Longitud de onda del rojo
RBIS	<i>River Basin Information System</i>
RMSE	Raíz cuadrada del error cuadrático medio
SAT	porcentaje de saturación de la capacidad de campo del suelo
SATL	<i>South Atlantic Sea Surface Temperature</i>
SAYDS	Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable
SCS	Soil Conservation Service
SIG	Sistemas de Información Geográfica
SRH_Cba	Sub-secretaría de Recursos Hídricos de la Provincia de Córdoba
SRTM	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
SS	Segundo
T	Temperatura
TIN	<i>Triangulated Irregular Network</i>
TM	Thematic Mapper
USGS	<i>United States Geological Survey</i>
VHF	<i>Very High Frequency</i>
VITO	<i>Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek</i>
YY	Año
Θ	Ángulo solar (zenith)
ρ_p	Reflectancia planetaria

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL

“Así como por encima de la tierra se forman pequeñas gotas de agua y se reúnen hasta que, finalmente, caen en un cuerpo que es la lluvia, así debemos suponer que en la tierra el agua desciende primeramente en gotas, que poco a poco se reúnen y que las fuentes de los ríos derraman de alguna manera fuera de la tierra formando los ríos”

Aristóteles, siglo IV a.C.

“El agua no se queda en las montañas”

“Agua que corre nunca se corrompe”

Antiguos proverbios chinos.

INTRODUCCIÓN

El agua y su ciclo, en la naturaleza, fueron investigados desde tiempos inmemoriales mediante deducciones sacadas por el uso de la razón y la imaginación. Con el pasar de los años, se fueron dejando atrás mitos y leyendas, comprendiéndose la lógica y la física de muchos de los procesos que ocurren en una cuenca tales como el pasaje del agua de las lluvias y nieves a esos ríos que continúan su corriente incluso durante la estación seca. La comprensión de la mecánica general del flujo del agua, deja sin embargo algunos interrogantes en algunas cuencas con características particulares. Con la presión poblacional que se incrementa sobre todos los sistemas, es cada vez más necesaria la cuantificación precisa del recurso agua para poder afrontar los nuevos problemas y mejorar la gestión de sus múltiples usos agrícolas, industriales sociales y ambientales.

Desde la época en que los antiguos griegos describieron el místico ciclo del agua, hasta nuestros días, los principios no han cambiado. En aquel momento vieron como Grecia, un país cubierto por bosques, se desertificó debido a la erosión y la pérdida de

suelos, producto de la deforestación y el uso excesivo de la tierra. En Argentina se ha perdido el 70% de los bosques nativos (SAyDS, 2005) mientras que la población crece con una tasa de variación intercensal 2001-2010 de 10.6%, concentrándose principalmente en los centros urbanos (INDEC, 2010). Ante este escenario, en donde se reducen los recursos naturales que influyen en el ciclo del agua y se aumenta la demanda de su uso, se destaca la necesidad de conocer más certeramente el comportamiento de las cuencas hidrológicas y sus procesos. El agua es un recurso fundamental para el funcionamiento de todos los sistemas: producción agropecuaria primaria, fábricas, empresas y urbanizaciones. Tanto el ecosistema natural como el ecosistema antrópico dependen del agua. El crecimiento demográfico, asociado directamente con un aumento del uso del agua en sectores industriales y domésticos (Gleick, 2003; Jury y Vaux, 2005), el uso inadecuado de la tierra, el cambio climático y los eventos estocásticos (incendios, sequías, etc.) aumentan la frecuencia e incidencia de emergencias hídricas (Easterling *et al.*, 2000; Tudhope *et al.*, 2001; Jury y Vaux, 2005). Según un informe mundial producido por Millennium Ecosystem Assessment (2005) entre 1960 y el 2000 se duplicó la cantidad de agua utilizada y se cuadruplicó la capacidad de reservorios en diques. Este informe estimó que un 25% del mundo (1000 millones de personas) tiene un mecanismo de uso no sustentable del agua. Además, los procesos de erosión y los eventos hidro-meteorológicos extremos modifican el ciclo del agua, afectando su calidad y cantidad, con el consecuente aumento de los costos de potabilización y mantenimiento de diques y reservorios (Pimentel *et al.*, 1995; Arnell, 2004; Thomson *et al.*, 2005). Estos procesos tienen un impacto negativo en los ecosistemas naturales y en la sociedad, afectando la salud humana, la producción agrícola e industrial y aumentando la ocurrencia de conflictos sociales (Postel *et al.*, 1996). Además, la cantidad de agua para uso urbano, que se extrae de los cauces, comienza a restringirse debido a la creciente toma de conciencia y presión social, que determina que un alto porcentaje de agua debe conservarse en los ríos para mantener los ecosistemas lóticos, su biodiversidad y sus servicios ecosistémicos (Richter *et al.*, 2003; Smakhtin *et al.*, 2004). Especial énfasis debe realizarse en las regiones áridas y semi-áridas que contienen un tercio de la población mundial y solo el 8% de agua renovable disponible (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

En particular, en la provincia de Córdoba, los ríos y embalses poseen un alto valor ecológico y turístico, y son la fuente principal de agua para aproximadamente tres millones

de habitantes, productores rurales, industrias y el funcionamiento de numerosas ciudades. La provincia posee un clima cuasi-monzónico, con una temporada seca invernal y precipitaciones concentradas en la época estival, momento en el que se producen crecientes repentinas (*flash floods*) en las cuencas ubicadas en las sierras y piedemontes. Las crecientes e inundaciones provocan un gran trastorno social y ecológico, y producen pérdidas económicas importantes. Las inundaciones son el tipo más común de desastre natural (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) causando en la última década más de 53.000 muertes y afectando a más de 1200 millones de personas (Alderman *et al.*, 2012). A nivel país, estas pérdidas económicas han alcanzado el 1,1% del Producto Bruto Nacional, siendo Argentina uno de los 14 países más afectados del mundo según el Banco Banco (2000). El clima de la llanura oriental de la provincia permite que se tenga un uso de la tierra dominado por las actividades agropecuarias con agricultura extensiva de alta productividad, sin embargo hacia el Oeste el clima se transforma en semiárido a árido que junto con las serranías definen un predominio de la actividad pecuaria. Un estudio de todas las ciudades del mundo de más de 750.000 habitantes, ubica a Córdoba como la séptima ciudad más susceptible de sufrir restricciones hídricas debido a la combinación de factores demográficos, ecológicos y climáticos (Jenerette y Larsen, 2006).

Las Sierras Grandes de Córdoba actúan como una importante reserva de escorrentía y en ellas se encuentra el Parque Nacional Quebrada del Condorito y la Reserva Hídrica Provincial Pampa de Achala. En esa región, las precipitaciones son interceptadas por el eje suelo-vegetación y la escorrentía es modulada a través de un servicio ecosistémico natural de mitigación de crecientes y sequías, que regula el flujo de agua hacia los embalses. Este servicio es el responsable no sólo de disminuir el impacto de las crecientes, sino también de mantener el flujo de agua que sostienen a los ecosistemas lóticos durante la época seca (Daily *et al.*, 1997). Los caudales de estiaje tienen vital importancia para la mayoría de las localidades de las sierras y el piedemonte ya que muy pocas tienen reservorios u otra fuente alternativa de agua. La ganadería y la quema de pastizales en las Sierras Grandes, generan altas tasas de erosión del suelo con la consecuente degradación de la vegetación (Cingolani *et al.*, 2003; Renison *et al.*, 2004; Teich *et al.*, 2005), factores asociados directamente con la pérdida de servicios ecosistémicos y la colmatación y eutrofización de los ríos y embalses (Pimentel *et al.*, 1995; Vitousek *et al.*, 1997). Conocer la respuesta del ciclo hidrológico en función del tipo de vegetación, la red de drenaje y el uso del suelo, es

fundamental para establecer planes de manejo integrales con miras en la conservación y la mejora de los servicios ecosistémicos.

De ésta manera, el presente trabajo de tesis pretende en parte generar un puente para integrar el conocimiento de la ecología local con los componentes hidrometeorológicos de una cuenca serrana en la Provincia de Córdoba. El trabajo desarrollado, también se enmarca dentro de un conjunto de desarrollos científico-tecnológicos que intentan satisfacer las necesidades regionales que demandan un mejor sistema de información para el manejo de los embalses y distribución de agua, gestión de áreas protegidas y planificación productiva. Para ello se eligió como región de estudio a la cuenca del río San Antonio, en la provincia de Córdoba. La elección del área tuvo como punto focal la disponibilidad de datos hidrometeorológicos para poner a punto el sistema a desarrollar, la importancia para la zona, dada su alta demanda de agua superficial para uso urbano, de contar con un sistema de monitoreo integral, y la necesidad de información de los organismos locales de gestión.

La principal motivación tecnológica de esta tesis es adquirir mayores conocimientos sobre el ciclo del agua para una cuenca de las Sierras Grandes de Córdoba. Varios estudios remarcan la importancia de buscar soluciones integrales, que incluyan el efecto de la ecología de comunidades vegetales sobre la producción hídrica de la cuenca (Zhang *et al.*, 2001; Brown *et al.*, 2005; Farley *et al.*, 2005; Nosetto *et al.*, 2005). Aun más importante es esta necesidad en Argentina, donde existen deficiencias en los sistemas de información y conocimiento de las disponibilidades hídricas, debido a la escasez de estudios integrales de diagnóstico y evaluación de recursos hídricos (INA, 2010). Hasta el momento no se cuenta con información que permita cuantificar los efectos que posibles cambios climáticos o de uso del suelo tengan sobre el ciclo eco-hidrológico de una cuenca de las Sierras Grandes de Córdoba.

Se pretende desarrollar un sistema basado en modelación hidrológica e información satelital que permita analizar la característica eco-hidro-meteorológica de la cuenca, ejecutar escenarios y realizar pronósticos de variables de interés.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- 1) Desarrollar un banco de datos y un sistema de información hidrometeorológica espacialmente explícito de la cuenca del río San Antonio que pueda ser transferido a organismos de monitoreo, control y manejo del agua en dicha cuenca.
- 2) Caracterizar espacialmente la cuenca del río San Antonio en función de variables hidroclimáticas, geomorfológicas, pedológicas y de cobertura del suelo.
- 3) Aplicar y validar dos modelos hidrológicos con distintos grados de complejidad estructural (J2000g y J2K) y determinar el potencial de estas herramientas para realizar pronósticos de caudales de estiaje para el año 2012.
- 4) Caracterizar hidrológicamente la cuenca del río San Antonio utilizando los modelos J2000g y J2K y analizar su respuesta ante distintos escenarios climáticos diseñados para estudiar los efectos de la variabilidad climática
- 5) Estudiar la relación entre ciclo hidrológico y el ciclo fenológico de distintos tipos de vegetación de la cuenca, con la finalidad de producir información para la gestión conjunta de los recursos hídricos y la producción silvopastoril de la región

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio es la cuenca del río San Antonio, que suministra agua potable a más de 80.000 habitantes solo con la escorrentía superficial, sin mediar reservorios. De acuerdo a datos del censo poblacional del INDEC la tasa estable de crecimiento intercensal (10 años) es del 37% desde 1980, una de las más altas del país. Esto significa que la población se duplica en poco más de 20 años con el consiguiente aumento de consumo. En la actualidad y en el período de estiaje, se ha llegado a extraer más del 95% del caudal del río en las semanas previas al inicio de la época de lluvias. La cuenca del río San Antonio tiene una extensión aproximada de 520 km². La naciente de sus ríos se halla en la Pampa de Achala, parte superior de las Sierras Grandes de Córdoba (aproximadamente 2200 msnm) y la dirección principal de drenaje es de Oeste a Este desembocando en el Lago San Roque (640 msnm). Entre la naciente y la desembocadura hay una distancia lineal de solo 30 km con un desnivel de 1560m, lo que define su carácter torrencial (Fig. 1.1)

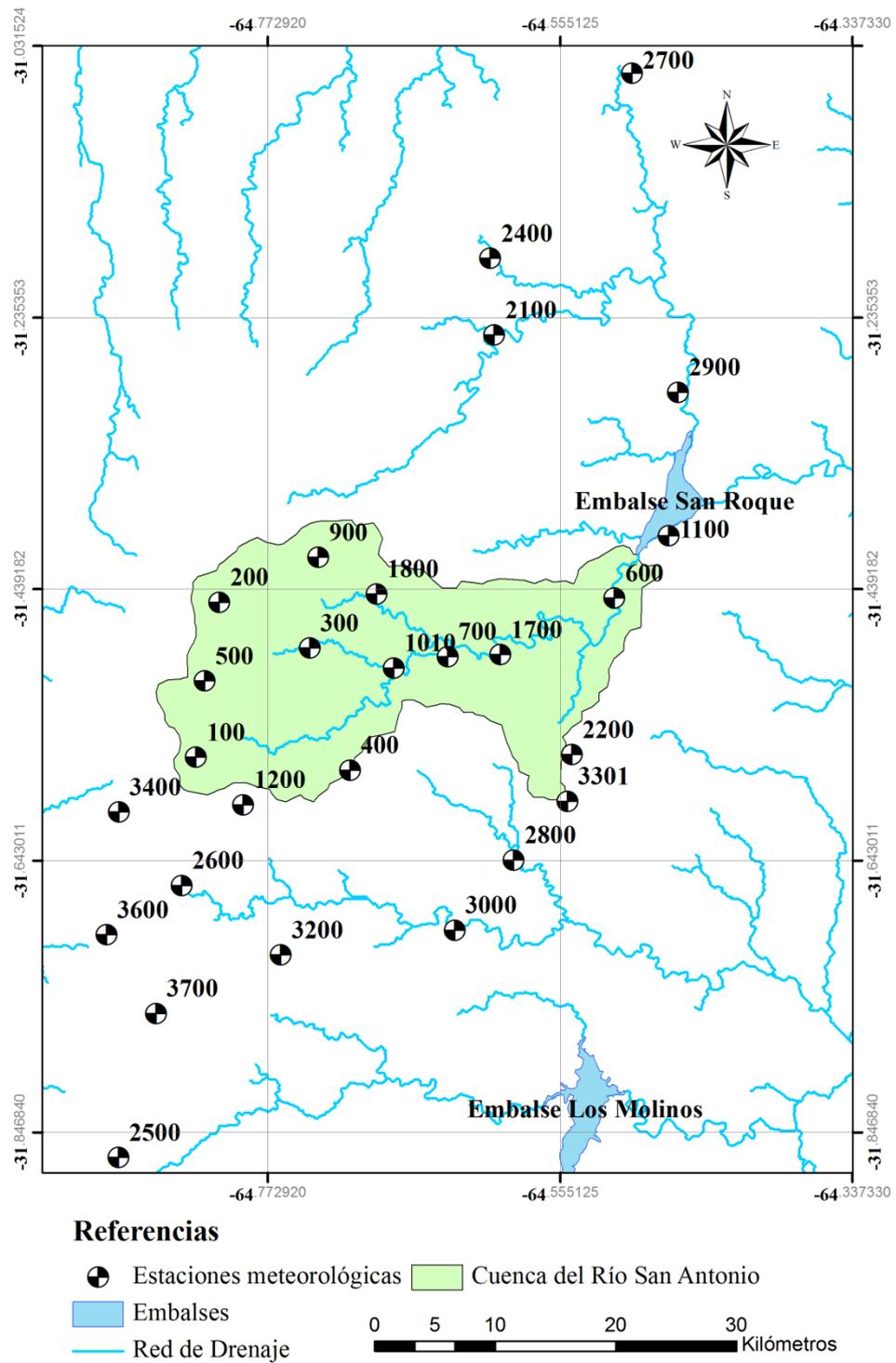


Fig. 1.1. Ubicación del área de Estudio y distribución de las estaciones meteorológicas de la Red Telemétrica del CIRSA-INA.

El módulo del Río San Antonio es de $4 \text{ m}^3/\text{s}$ y sus caudales de estiaje oscilan entre 0,8 y 0,4. Antes de su desembocadura, el río San Antonio atraviesa varias localidades del sur de Punilla y la ciudad de Villa Carlos Paz, convirtiéndose en uno de los principales atractivos turísticos y balnearios de la zona. En el Barrio el Canal de Villa Carlos Paz, el río tiene un muro con una estación de aforo (Estación 600, Fig. 1.1, Tabla 2.1,) perteneciente al CIRSA-INA. Este punto ha sido el elegido durante la modelación hidrológica como punto de cierre de la cuenca modelada.

Otro punto a considerar la extracción de agua para consumo humano que ocurre aguas arriba del punto de aforo y cierre de la cuenca, en la planta potabilizadora de la COOPI, en la localidad de Cuesta Blanca. El módulo de extracción es de $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$ (Coopi, com. Pers.) y su efecto sobre el balance hidrológico se discute en el Capítulo 4.

ESTRUCTURA GENERAL DE LA TESIS

Los objetivos específicos se distribuyen entre los capítulos para que la tesis tenga la siguiente dinámica: coleccionar las variables ligadas al ciclo del agua en la región de estudio, comprender como funciona, asociarlo al ciclo fenológico y finalmente hacer uso de esa información para mejorar la gestión del recurso. Para cumplir con esta tarea, en primer lugar se necesitan datos, y luego la técnica capaz de extraer la información necesaria para correr programas de modelación. Además, para ser útil a los sistemas de gestión, es necesario diseñar experimentos que puedan ser explicativos del ciclo ante distintos escenarios y desarrollar un componente predictivo.

El Capítulo 2 se corresponde con los objetivos 1 y 2, por lo que se detallan los procedimientos, innovaciones y productos tecnológicos finales obtenidos en relación a la estratificación e integración de datos satelitales y terrestres. A Partir de la base de datos creada se realiza un análisis hidrometeorológico de la cuenca.

En el Capítulo 3 se explican las herramientas de modelación hidrológica utilizadas para convertir los datos en una fuente de información que permita comprender el ciclo hidrológico de la cuenca. Se utilizan dos modelos distribuidos y continuos, el J2000g y el J2K, que pueden funcionar como herramientas geo-informática/agro-informática. También

se explora la capacidad de estos modelos para realizar pronósticos hidrológicos útiles a la gestión de recursos hídricos.

En el Capítulo 4, se crean escenarios hidrometeorológicos y se analizan los resultados de las simulaciones para ahondar en detalles del comportamiento de la cuenca. Se evalúan los efectos de las variaciones hidrometeorológicas en la disponibilidad del agua. En especial se enfatiza en el análisis de la sequía, que es la mayor problemática socioeconómica de la zona de estudio.

En el Capítulo 5, se investiga la relación entre el ciclo hidro-meteorológico, el ciclo hidrológico y el ciclo fenológico de la vegetación de la zona. Se analizan asociaciones para comprender la respuesta de la vegetación a variaciones hidro-climáticas y en un futuro poder modelar su comportamiento para asistir con otra de las mayores problemáticas de la zona: los incendios y la disponibilidad de pastos para la ganadería.

Además, junto con la copia impresa de esta tesis, se incluye un CD con el software de modelación utilizado, con todos mapas, archivos de parametrización y archivos de entrada necesarios para su funcionamiento como se muestra en esta tesis. Esta misma información y una versión digital de la tesis puede encontrarse en la página Web del Centro de Relevamiento y Evaluación de Recursos Agrícolas y Naturales (CREAN): <http://www.crean.unc.edu.ar>.

BIBLIOGRAFÍA

- Alderman K., Turner L. R. y Tong S. 2012. Floods and human health: A systematic review. *Environment International*, 47:37-47.
- Arnell N. W. 2004. Climate change and global water resources: SRES emissions and socio-economic scenarios. *Global Environmental Change*, 14:31-52.
- Banco Mundial. 2000. Argentina: Gestión de los recursos hídricos. Banco Mundial, Buenos Aires, Argentina, 80 pp.
- Brown A. E., Zhang L., McMahon T. A., Western A. W. y Vertessy R. A. 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology*, 310:28-61.
- Cingolani A. M., Cabido M. R., Renison D. y Solís Neffa V. 2003. Combined effects of environment and grazing on vegetation structure in Argentine granite grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 14:223-232.

- Daily G. C., Alexander S., Ehrlich P. R., Goulder L., Lubchenco J., Matson P. A., Mooney H. A., Postel S., Schneider S. H., Tilman D. y Woodwell G. M. 1997. Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems. Ecological Society of America, Washington, DC., USA, 23 pp.
- Easterling D. R., Meehl G. A., Parmesan C., Changnon S. A., Karl T. R. y Mearns L. O. 2000. Climate Extremes: Observations, Modeling, and Impacts. *Science*, 289:2068-2074.
- Farley K. A., Jobbágy E. G. y Jackson R. B. 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology*, 11:1565-1576.
- Gleick P. H. 2003. Water Use. *Annual Review of Environment and Resources*, 28:275-314.
- INA. 2010. Prospectiva hídrica. Instituto Nacional del Agua, Buenos Aires, Argentina, 189 pp.
- INDEC. 2010. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas del año 2001/2010. Publicado en internet, disponible en <http://www.indec.mecon.ar/>. Activo en Noviembre 2012.
- Jenerette D. G. y Larsen L. 2006. A global perspective on changing sustainable urban water supplies. *Global and Planetary Change*, 50:202-211.
- Jury W. A. y Vaux H. 2005. The role of science in solving the world's emerging water problems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102:15715-15720.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC, USA, 137 pp.
- Nosetto M. D., Jobbágy E. G. y Paruelo J. M. 2005. Land-use change and water losses: the case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Global Change Biology*, 11:1101-1117.
- Pimentel D., Harvey C., Resosudarmo P., Sinclair K., Kurz D., McNair M., Crist S., Shpritz L., Fitton L., Saffouri R. y Blair R. 1995. Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits. *Science*, 267:1117-1123.
- Postel S. L., Daily G. C. y Ehrlich P. R. 1996. Human Appropriation of Renewable Fresh Water. *Science*, 271:785-788.
- Renison D., Hensen I. y Cingolani A. M. 2004. Anthropogenic soil degradation affects seed viability in *Polylepis australis* mountain forests of central Argentina. *Forest Ecology and Management*, 196:327-333.
- Richter B. D., Mathews R., Harrison D. L. y Wigington R. 2003. Ecologically sustainable water management: managing river flows for ecological integrity. *Ecological Applications*, 13:206-224.
- SAyDS. 2005. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable - Presidencia de la Nación Argentina, Buenos Aires, Argentina, 113 pp.
- Smakhtin V., Revenga C. y Doll P. 2004. Taking into Account Environmental Water Requirements in Global-scale Water Resources Assessments. Comprehensive Assessment Secretariat, Colombo, Sri Lanka, 26 pp.
- Teich I., Cingolani A. M., Renison D., Hensen I. y Giorgis M. A. 2005. Do domestic herbivores retard *Polylepis australis* Bitt. woodland recovery in the mountains of Córdoba, Argentina? *Forest Ecology and Management*, 219:229-241.

- Thomson A. M., Brown R. A., Rosenberg N. J., Srinivasan R. y Izaurrealde R. C. 2005. Climate change impacts for the conterminous USA: an integrated assessment. *Climatic Change* 69:67-88.
- Tudhope A. W., Chilcott C. P., McCulloch M. T., Cook E. R., Chappell J., Ellam R. M., Lea D. W., Lough J. M. y Shimmield G. B. 2001. Variability in the El Niño-Southern Oscillation Through a Glacial-Interglacial Cycle. *Science*, 291:1511-1517.
- Vitousek P., Aber J., Howarth R., Likens G., Matson P., Schindler D., Schlesinger W. y Tilman D. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences. En: *Issues in Ecology*. Ecological Society of America, Washington, DC., USA, pp. 16.
- Zhang L., Dawes W. R. y Walker G. R. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resource Research*, 37:701-708.

CAPÍTULO 2

ESTRATIFICACIÓN E INTEGRACIÓN DE INFORMACIÓN SATELITAL Y TERRESTRE PARA LA CARACTERIZACIÓN BIOFÍSICA Y CLIMÁTICA DE LA CUENCA DEL RÍO SAN ANTONIO

INTRODUCCIÓN

Para mejorar los programas de manejo y conservación de los recursos hídricos en las zonas áridas y semiáridas como la analizada en esta tesis, es necesario aumentar el conocimiento de la dinámica hídrica y sus complejas interacciones con el ambiente. Este tipo de trabajo requiere un enfoque multidisciplinario ya que depende de un gran flujo de datos provenientes de varias fuentes (redes de estaciones meteorológicas, relevamientos de campos, información de distintos satélites, etc.). Uno de los desafíos tecnológicos fundamentales es la generación de modelos hidrológicos que permitan analizar distintos escenarios climáticos y de manejo para hacer predicciones de los caudales disponibles, con especial énfasis en la estación seca, para cubrir las necesidades de los ciclos de vida de la vegetación, la fauna y del consumo humano. Sin embargo, la mayor problemática general que invade las distintas estrategias de investigación son: la fragmentación de la información y la dificultad para integrar los datos hidrometeorológicos de las distintas redes e instituciones que operan en la región. La falta de bases de datos homogéneos, en cuanto a contenido y estructura, común a todos los grupos de investigación, impide agrupar resultados provenientes de distintos proyectos. Por estos motivos, los grupos de investigación pierden gran cantidad de recursos en la adaptación y creación de nuevas estructuras y bases de datos, generalmente parciales y solo afines a los objetivos particulares. La problemática mencionada dificulta la proyección de nuevas propuestas científico-técnicas y el desarrollo de planes de manejos integrales para resolver problemas específicos y generales en el manejo de cuencas.

En las Sierras de Córdoba está instalada una red telemétrica de estaciones hidrometeorológicas que está operada por el Centro de la Región Semiárida del Instituto Nacional del Agua (CIRSA – INA) viene operando desde fines de la década de 1980. A lo largo de su historia esta red ha registrado un enorme conjunto de datos, que están disponibles en un grupo de más de 16000 archivos. Parte de estos datos se van organizando y/o analizando manualmente a medida que la información es requerida para construir los Boletines y Anuarios que prepara ese centro. Sin embargo no hay una base de datos homogénea con el contenido de todos los archivos de la red de estaciones, de más de 13

millones de registros. Contar con esta base de datos completa y con la información original es fundamental para muchos proyectos de investigación y gestión en las sierras de Córdoba.

La información hidrometeorológica, si bien es importante y crucial, representa solo uno de los conjuntos de variables a tener en cuenta a la hora de planificar estudios a nivel de cuenca. La cuenca es una entidad física que debe ser descrita con información sobre la cobertura vegetal, geomorfología, pedología, uso del suelo y distribución de redes de drenaje. Una serie de mapas de la cuenca del río San Antonio sobre vegetación, hidrográficos y geomorfológicos fueron producidos por Ugarte (2006) en escala de 1:100.000. En el caso de las variables espaciales uno de los componentes que tiene una importancia crucial es: “la escala”. Las diferencias entre escalas, genera ciertos conflictos: 1- Escalas muy grandes tienen buena cobertura, pero carecen de detalle con lo que se pierde la evaluación de toda la heterogeneidad espacial de la cuenca. 2- Escalas pequeñas son adecuadas, pero suelen tener poca cobertura espacial, con el consecuente problema al momento de regionalizar la metodología a zonas aledañas donde no hay ese tipo de mapas.

Para la región de estudio, se han encontrado mapas indicativos (1:100000 y 1:500000), pero para el tipo de tarea que plantea esta tesis, no hay ninguna carta o mapa con la resolución suficiente para capturar la alta variabilidad de las regiones serranas o la cobertura espacial que permita futuras regionalizaciones. Una tecnología que puede superar estos inconvenientes y proveer un flujo continuo de datos distribuidos sobre grandes áreas, es la información satelital. Los sensores satelitales nos permiten medir la energía electromagnética para generar imágenes digitales multi-espectrales y obtener así la firma electromagnética de distintas estructuras del terreno. Estos sensores proveen datos de alta resolución (muy superior a las cartas o mapas disponibles) de extensas áreas geográficas, lo que facilitaría la regionalización y replicación del estudio en otras zonas.

El sistema de información denominado “*River Basin Information System – RBIS*” (Zander *et al.*, 2011), que está siendo desarrollado en la Universidad de Friedrich-Schiller, Alemania, es una herramienta que permite organizar e integrar numerosas fuentes de datos de manera flexible. Este sistema posee una interfaz amigable, poderosas herramientas de visualización y un grupo de funciones para el análisis y manejo de datos. RBIS permite adecuar la configuración espacio-temporal de los datos siendo adaptable a distintos proyectos.

En este capítulo se presenta la implementación de una versión piloto de esta herramienta en la cuenca del río San Antonio sobre la base de datos hidrometeorológicos del CIRSA-INA con el objetivo final de apoyar investigaciones en ingeniería, ecohidrología, agrometeorología y conservación ambiental. También se presenta una metodología desarrollada para caracterizar espacialmente el área de estudio en función de datos provenientes de distintos sensores y satélites.

OBJETIVOS DEL CAPÍTULO

- 1) Desarrollar un banco de datos y un sistema de información hidrometeorológica espacialmente explícito de la cuenca del río San Antonio que pueda ser transferido a organismos de monitoreo, control y manejo del agua en dicha cuenca.
- 2) Caracterizar espacialmente la cuenca del río San Antonio en función de variables hidroclimáticas, geomorfológicas, pedológicas y de cobertura del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

DATOS UTILIZADOS EN EL RBIS

La información utilizada fue registrada por la red telemétrica de estaciones hidrometeorológicas del Centro de la Región Semiárida del Instituto Nacional del Agua (CIRSA – INA) la cual cuenta con una red de sensores de precipitación, temperatura, niveles de ríos, humedad relativa, velocidad y dirección del viento, y radiación solar. Los sensores de precipitación son pluviógrafos que registran específicamente lluvia, el tipo de precipitación dominante en la cuenca. Los modelos hidrológicos utilizados más adelante cuentan con la capacidad de simular nieve a partir de datos de lluvia y temperatura (Módulo de nieve página 63), razón por la que se mantiene el término precipitación. Dado que los eventos de nieve o granizo son eventuales y poco representativos para este estudio, el término precipitación es utilizado en este trabajo como sinónimo de lluvia.

Código identificador	Estación	Latitud	Longitud	msnm	Sensor de Precipitación	Sensor de Nivel del río	Sensor de Temperatura	Sensor de Humedad relativa	Sensor de Presión barométrica	Sensor de Radiación solar	Sensor de Vel. y Dir. de viento	Cuenca
100	Santo Tomas	-31.5653	-64.8264	2250	100							San Antonio
200	Puesto Pereyra	-31.4489	-64.8089	2292	200		202	201				San Antonio
300	La Casita	-31.4833	-64.7417	1555	300		302	301	304	303	297	San Antonio
400	Cañada Larga	-31.5750	-64.7116	1740	400		402	401				San Antonio
500	El Galpón	-31.5081	-64.8200	2380	500							San Antonio
600	Bo. El Canal	-31.4458	-64.5147	675	600	604	602					San Antonio
700	Confluencia El Cajón	-31.4897	-64.6389	760	700	706	702	701	704	703	697	San Antonio
900	Puesto Garay	-31.4153	-64.7353	1625	900		902	901	904	903	897	San Antonio
1010	Confluencia Makambo	-31.4983	-64.6791	1340	1010	1014	1013					San Antonio
1100	CIRSA - Villa Carlos Paz	-31.3989	-64.4742	660	1100		1102	1101	1104	1103	1097	Perilago San Roque
1200	Las Enseñadas	-31.6011	-64.7911	2286	1200		1202	1201				San Antonio
1700	La Quebrada	-31.4883	-64.5997	918	1700	1704						San Antonio
1800	El Cajón	-31.4428	-64.6919	1280	1800	1804						San Antonio
2100	San José de los Ríos	-31.2483	-64.6041	967	2100		2102	2101				Río Yuspe
2200	San Bernardo	-31.5633	-64.5464	965	2200							La Suela
2400	Pampa de Olaen	-31.1908	-64.6072	1256	2400							Río Cosquín
2500	Escuela Ceferino Namuncura	-31.8658	-64.8842	2255	2500		2502	2501	2504		2497	Río Anizacate
2600	Paso de las Piedras	-31.6617	-64.8370	2200	2600							Río Cosquín
2700	Villa Giardino	-31.0517	-64.5017	1045	2700							La Suela
2800	La Suela	-31.6425	-64.5897	901	2800		2802	2801	2804	2803	2797	Río Cosquín
2900	Villa Caetío	-31.2914	-64.4672	681	2900							Río Cosquín
3000	San Clemente	-31.6952	-64.6336	956	3000							Río Anizacate
3200	Parque Nacional El Condorito	-31.7137	-64.7632	2100	3200							Río Anizacate
3301	Observatorio Bosque Alegre	-31.5983	-64.5497	1218	3301							Río Anizacate
3400	La Posta	-31.6064	-64.8839	2172	3400		3402	3401	3404	3403	3397	Río Mira Clavero
3600	Puesto El Manzano	-31.6986	-64.8930	819	3600							Río Mira Clavero
3700	Puesto Las Calles Pampa de Achala	-31.7576	-64.8561	2200	3700							Río Anizacate

Tabla 2.1. Estaciones meteorológicas del CIRSA-INA en las Sierras Grandes y en las Sierras Chicas de Córdoba, se detallan su ubicación, los sensores que contienen y la cuenca a la que pertenecen.

La distribución espacial de las 27 estaciones del CIRSA-INA que se utilizaron para este trabajo (Fig. 1.1) abarca la región central de las Sierras Grandes y las Sierras Chicas de Córdoba con una red de distintos sensores (Tabla 2.1) que funcionaron entre 1992 y 2012. Cada estación remota se comunica con una central de recepción de datos utilizando VHF, donde se van registrando los valores de sus sensores activos. El conjunto de datos usados en este estudio fue un paquete de más de 14.000 archivos de texto, 400mb de datos y más de 10,000,000 de registros. Cada archivo contenía información del valor registrado por el sensor con una estampa de la fecha MM/DD/YY HH:MM:SS al momento de la lectura del dato. Generalmente cada archivo correspondía a un sensor y a un mes particular, encontrándose datos faltantes y excepciones a la estructura del contenido. La resolución temporal (el tiempo entre dos tomas sucesivas de datos) varió desde segundos hasta horas, según la variable, el sensor y/o la época.

EL SISTEMA DE INFORMACIÓN RBIS

Un prototipo del sistema RBIS (*River Basin Information System*) fue desarrollado y adaptado conjuntamente con el departamento de Geo-informática de la Universidad Friederich-Schiller de Jena (García *et al.*, 2012). El sistema está estructurado modularmente y consiste en un sistema de bases de datos con relaciones espaciales. Además, es una aplicación server con una interface *web* para fácil acceso y manejo de los datos. La arquitectura básica es de 3 niveles usando PostgreSQL DBMS (<http://www.postgresql.org>) como motor de almacenamiento. Todo el sistema se encuentra desarrollado enteramente sobre la base de software de código abierto, en un ambiente Linux con servidor Apache, PHP y PostgreSQL/PostGIS (LAPP). Como plataforma para almacenar y visualizar datos espacialmente referenciados y distribuidos (geo-datos) se utiliza el código MapServer (<http://www.mapserver.org>) y PostGIS (<http://postgis.refractory.net>), con algunas modificaciones que se realizaron especialmente

para aumentar la facilidad de uso de la interface. Los datos se almacenan en tablas, cuando es posible, o en sistemas de archivos como en el caso de datos crudos o sin procesar.

Teniendo en cuenta los distintos componentes de la aplicación, tres módulos de bases de datos son usados: uno para geo-datos, otro para series temporales y otro para los metadatos (Fig. 2.1). En el ámbito de geo-datos, RBIS permite importar información en formatos de ESRI Shape con Dbf (dBase), TIFF y GeoTIFF. Las series temporales pueden ser importadas al sistema como archivos de texto o en formato CVS, admitiéndose varios tipos de separadores y formatos de fechas. RBIS es una aplicación accesible a través de la Web, por lo que cuenta con la posibilidad de importar todos los archivos de manera comprimida (*.zip, *.tar, *.tgz, *.gz) con la finalidad de reducir el esfuerzo y los tiempos de importación.

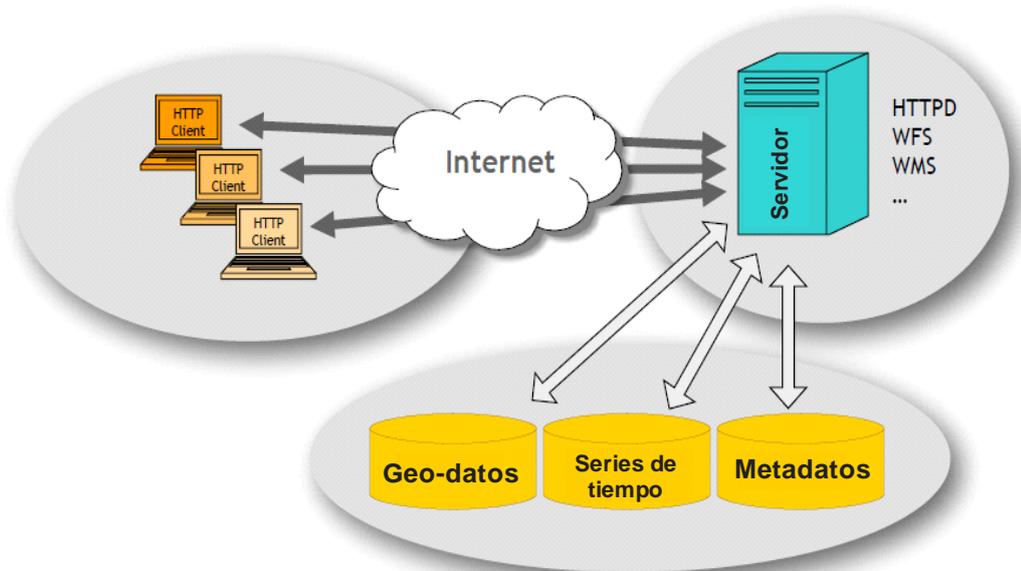


Fig. 2.1. Diagrama básico de la estructura de RBIS.

Por cada objeto nuevo que se agrega al sistema, como por ejemplo un mapa de suelo, una estación hidrometeorológica o una serie temporal de algún sensor, se debe ingresar conjuntamente una descripción de sus metadatos según el formato ISO 19115 y 19115-2 (ISO, 2003, 2009), estándar para información geográfica. La información puede ser obtenida, relacionada e interconectada a través de cualquiera de los componentes. En la

Fig. 2.2 puede observarse un diagrama de la interacción de los distintos componentes y su total interconexión.

El RBIS es accesible vía Internet y está diseñado para la distribución de la información entre usuarios con diferentes niveles de acceso, por ello cuenta con un administrador de usuarios y permisos. Esto permite otorgar derechos para distintas funciones de ABM (Alta, Baja y Modificaciones) de los datos a usuarios individuales o grupos de usuarios. El acceso se realiza a través de un sistema de control de acceso por usuario/contraseña y queda registrada cualquier modificación que se haga en el sistema.

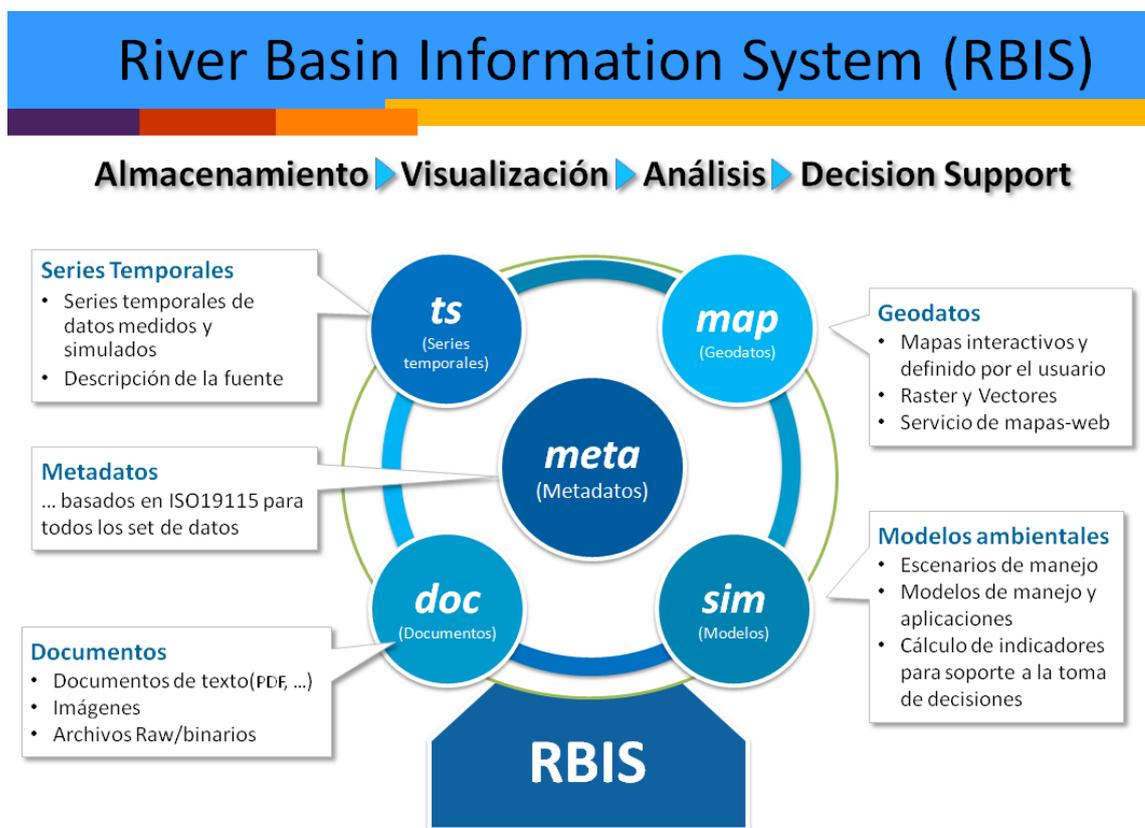


Fig. 2.2. Diagrama de interacción de los distintos componentes del Sistema de Información RBIS (Zander *et al.*, 2011).

CONSTRUCCIÓN DEL SISTEMA DE INFORMACIÓN

El primer paso en esta actividad de construcción del sistema de información fue el de diseñar un código para agrupar los archivos de un mismo sensor en un mismo archivo, con la finalidad de obtener series temporales. De esta manera se logró una primera base de datos sin procesar donde todos los registros se hallan en un mismo estándar.

Cada sensor registra el dato en intervalos y a horas diferentes, y en el caso particular de la lámina de lluvia precipitada la información se registra por evento, por lo que se registra la fecha y hora de cada pulso (generalmente 1mm pero existen casos particulares con pulsos cada 0.1mm y 0.3mm). Por este motivo se desarrolló un código para reconstruir las series temporales con un intervalo de tiempo homogéneo. Esta estandarización del intervalo de la fecha/hora de series temporales es un requisito importante en la mayoría de los modelos. Las series temporales de un mismo tipo de sensor, se fueron incorporando individualmente en RBIS para realizar la estandarización de la resolución temporal. La serie de precipitación, dadas sus características, fue la que se llevó a mayor resolución temporal, con una frecuencia de un dato por minuto. El resto de las series fue integrado a valor horario para su mayor resolución.

El RBIS se ensambló con todos los componentes necesarios para generar una base de datos completa de la zona de estudio y permitir la posterior exportación de datos a sistemas de modelación hidrológica. Se ingresaron al RBIS un total de 27 estaciones hidrometeorológicas con su correspondiente ubicación, series temporales asociadas de sus distintos sensores y metadatos. Todas las series temporales se encuentran asociadas a una estación georreferenciada y cada estación puede contener múltiples series temporales de múltiples variables asociadas. También se procedió a hacer relleno de datos faltantes por métodos de interpolación lineal, ponderación inversa a la distancia (IDW) con regresión lineal con la altura sobre el nivel del mar (asnm), usando siempre datos de al menos 5 estaciones cercanas. Finalmente, para el estudio en el que se focaliza esta tesis se integraron todas las series temporales de las distintas variables a valores diarios para la modelación.

Otra funcionalidad muy útil del RBIS es la de exportar las series temporales. Cada una de ellas puede ser obtenida en su formato original, o puede generarse una nueva serie

modificada según un objetivo particular. Los atributos que pueden manipularse son: Modificar la fecha de comienzo y de final, cambiar la resolución temporal agregando la serie en forma diaria, mensual o anual y en función de la media o la sumatoria, máximos y mínimos. El sistema también permite que una serie temporal contenga más de un valor asociado a cada intervalo, y así convertir la serie de una variable con una resolución temporal pequeña (por ejemplo: temperatura horaria) en una serie con intervalos temporales mayores (por ejemplo: temperatura diaria) con 3 variables: la media, la mínima y la máxima. Además de esta agregación temporal de la información, el RBIS permite otro tipo de agregación que es particularmente útil para modelos de simulación hidrológica: la agregación espacial. Con este sistema se pueden generar salidas de datos donde el usuario especifica el espacio temporal y luego agrupa todos o algunos de los sensores pertenecientes a una cuenca o unidad cartográfica en especial. De esta manera se puede obtener, por ejemplo, un archivo que contiene la serie temporal de precipitación de todas las estaciones de la cuenca del río San Antonio. Esta información sirve directamente de entrada para un modelo hidrológico distribuido y continuo (Kralisch y Krause, 2006) como JAMS ((JAMS, *Jena Adaptable Modelling System*) que se ha implementando en dicha cuenca (García *et al.*, 2011; Teich *et al.*, 2011) y sobre el que tratarán capítulos posteriores.

CARACTERIZACIÓN HIDRO-CLIMÁTICA DE LA CUENCA.

Se realizaron análisis descriptivos de las series históricas de datos climáticos procesadas y ordenadas originalmente en esta tesis por medio del sistema RBIS (1992-2012). Se calculó la precipitación media anual (lámina de lluvia) para la cuenca del río San Antonio para cada año, en función del agregado espacial de las series de estaciones individuales. Para regionalizar los datos puntuales y obtener valores a nivel de cuenca, se realizaron superficies de interpoladas con el método del Ponderación con la inversa a la distancia elevada al cuadrado (IDW-2). La precipitación mensual se analizó de igual modo para obtener el patrón anual histórico de la cuenca. Se realizaron análisis de variabilidad y tendencia y se calcularon índices para estudiar los patrones de sequía y se compararon con índices climáticos de patrones globales (ONI, Niño 1-2-3-4, NATL, SATL, OLR) obtenidos del CPC (*Climate Prediction Center, USA*)

CARACTERIZACIÓN ESPACIAL DE LA CUENCA MEDIANTE IMÁGENES SATELITALES.

Para caracterizar la cobertura vegetal de la cuenca se utilizaron imágenes satelitales LANDSAT TM, con una resolución espacial de 30 m x 30 m. Para estimar pendientes y características geomorfológicas se utilizó el modelo digital de elevación del terreno (DEM) del SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*, <http://srtm.usgs.gov>) de libre acceso y 90 m de resolución espacial. La caracterización edáfica se obtuvo reprocesando el Atlas de suelos del INTA 1:500.000.

MAPAS GEOMORFOLÓGICOS Y DELIMITACIÓN DE LA CUENCA

El modelo digital de elevación (DEM) obtenido por la misión SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) fue procesado con el método presentado por Reuter *et al.* (2007) a la versión actualmente conocida como V4.2 (Jarvis *et al.*, 2008). Igualmente se aplicó un método de corrección de errores contenido en el módulo *PitRemoval* de Idrisi Taiga basado en el algoritmo propuesto por Sedgewick (1992). Con la finalidad de igualar la resolución del DEM (90m) con la del mapa de vegetación (30m), se llevó a cabo un proceso de re-escalado del DEM a 30m. Para ello se probaron varios métodos y se presenta a continuación el que dio mejores resultados. El primer paso de este proceso consistió en convertir la imagen matricial (*raster*) en una imagen vectorial de puntos, donde cada punto tiene el valor de la altura sobre el nivel del mar (asnm) y la ubicación del centro del píxel del DEM. Con este mapa de puntos se realiza una triangulación de Delaunay para lograr un archivo vectorial de líneas TIN (*Triangulated Irregular Network*). Este tipo de triangulación está definida por tres criterios: 1) un círculo pasa por los 3 vértices de cualquier triángulo y no contiene otro punto de datos en su interior; 2) ningún triángulo se superpone; 3) no hay vacíos en la superficie triangulada. Este modelo de superficie basado en triángulos permite volver a realizar una superficie matricial de píxeles de cualquier resolución mediante un método de interpolación por facetas. Para este re-escalado se utilizaron los módulos *RasterVector*, *Tin* y *TinSurf* de Idrisi Taiga (2009).

Una vez corregido el DEM se delimitaron las cuencas de la zona de estudio utilizando el módulo *Watershed* que adapta un algoritmo de Jenson y Dominique (1988), para identificar las divisorias de agua. La cuenca del río San Antonio, área de estudio de la tesis, fue extraída con el módulo *Reclass* y convertida a un mapa vectorial de polígonos mediante el módulo *RasterVector*, ambos módulos disponibles en Idrisi Taiga. Para extraer la red de drenaje se realizó un análisis de la escorrentía a escala de píxel con el DEM, bajo los supuestos de que precipita 1mm de lluvia en todos los píxeles y que la infiltración es 0. De esta manera se obtiene un mapa de acumulación de agua en función del drenaje a nivel del píxel (Jenson y Dominique, 1988). Mediante un proceso de reclasificación se pueden delimitar los cursos en función del valor acumulado (área necesaria para lograr un cauce primario). Una vez delimitados los cauces de distinto orden se utilizó una máscara booleana de la Cuenca del río San Antonio para extraer la red de drenaje de esa cuenca. En este proceso se utilizaron los módulos de Idrisi Taiga: *Runoff*, *Reclass*, y finalmente *RasterVector* para obtener un mapa vectorial de líneas. Los ríos se jerarquizaron de acuerdo al orden propuesto por Strahler (1952), según el cual el orden de un río se incrementa cuando dos ríos del mismo orden se unen.

Del DEM se extrajeron también otras variables de interés para describir geomorfológicamente la cuenca. Se realizaron mapas de Pendientes y Aspecto (orientación de las laderas) utilizando el módulo *Surface* basado en Monmonier (1982). Se realizó un mapa de la dirección del flujo del agua en la cuenca, utilizando una modificación del método de Jenson y Dominique (1988), implementada en el módulo *Flow*. También se utilizó el algoritmo basado en la transformada de Fourier (Pellegrini, 1995) para obtener un mapa de 11 categorías topográficas mediante el módulo *Toposhade*.

MAPA DE COBERTURA DEL SUELO

Se utilizó como base una imagen correspondiente al satélite LANDSAT 5 TM (*Path/row* 229/82) del 12 de marzo del 2006 provista por el USGS (<http://www.usgs.gov/>). La imagen fue corregida geográficamente y espectralmente para convertir los números digitales (DN) en reflectancia planetaria, valor que representa la energía reflejada por la tierra. Este proceso es importante ya que los DN son valores propios del sensor digital y no

una variable física. Para ello se convierte primero de DN a las siguientes y radiancia espectral usando la ecuación (NASA, 2010):

$$L_{\lambda} = LMIN_{\lambda} + \left(\frac{LMAX_{\lambda} - LMIN_{\lambda}}{QCALMAX} \right) QCAL \quad (1)$$

donde QCAL es la radiancia escalada y calibrada en unidades de DN, LMIN_λ es la radiancia espectral cuando QCAL = 0, LMAX_λ es la radiancia espectral cuando QCAL = QCALMAX, y QCALMAX es el rango de la radiancia re-escalada en DN. Los valores necesarios para la conversión se pueden obtener del metadata de las imágenes del satélite Landsat. Luego se calculó la reflectancia planetaria para cada banda como:

$$\rho_p = \frac{\pi \cdot L_{\lambda} \cdot d^2}{ESUN_{\lambda} \cdot \cos \theta} \quad (2)$$

Donde L_λ es la radiancia espectral calculada en el paso anterior, d es la distancia al sol en unidades astronómicas, ESUN_λ es la irradiancia exoatmosférica media, θ es el ángulo solar (zenith) en grados (NASA, 2010).

Una vez que todas las bandas se corrigieron radiométricamente se realizó un análisis de clúster no supervisado con el módulo *Cluster* del programa Idrisi Taiga (Idrisi Taiga, 2009). Para coberturas de Bosque y Césped se delimitaron áreas de entrenamiento en *Google Earth* y se extrajeron las firmas espectrales y se clasificó la imagen usando un algoritmo supervisado (Máxima Verosimilitud). Se utilizó un método de inspección visual con superposición de otros mapas o cartas que cubren alguna de las zonas de la cuenca e imágenes de alta resolución para elegir las categorías de los análisis de clúster.

MAPA DE SUELOS

Después de la alta resolución espacial alcanzada con los productos anteriores y la manifiesta heterogeneidad espacial del paisaje serrano en la región de estudio, el atlas de suelos del INTA en 1:500.000 (INTA, 2003) tiene una clara desventaja. Gran diversidad de topografías y distintos tipos de coberturas quedan incluidas en una sola categoría de suelo, lo que es claramente erróneo para la escala de este trabajo. Para realizar la adecuada

modelación hidrológica de una cuenca, es necesario no solo conocer la distribución de los tipos de suelo, sino también su composición y la profundidad de sus perfiles. Por este motivo, el atlas de suelos del INTA necesita ser modificado para mejorar la resolución de la información pedológica en pos de una mejor modelación hidrológica.

El mapa de cobertura del suelo, ofrece una primera aproximación en la detección de estructuras que definen el tipo de suelo. Por ejemplo: la clase “Roca expuesta por erosión” carece de suelo, mientras que la de clase “Pastizal Grueso”, compuesta principalmente por *Poa spp.* se asocia fuertemente con las cubiertas sedimentarias limo-loessicas desarrolladas en las altiplanicies. Esta información contenida en los mapas de cobertura de suelo con píxeles de 30m y este tipo de relaciones se puede usar para reclasificar el mapa de suelos. Otro factor importante que afecta la distribución y la profundidad de los suelos es la pendiente. Lugares con pendientes muy abruptas, como las vertientes de roca cristalina granítica y las zonas de fallas contienen simples depósitos arenosos o cubiertas de suelos residuales discontinuos y superficiales de texturas gruesas (Franco arenosa) que alternan con roca desnuda. Por otro lado los fondos de valles y las altiplanicies tienen suelos más desarrollados y de mayor profundidad. Usar la pendiente para clasificar la geomorfología y dividir el área en zonas de planicies, valles, laderas y quebradas es otro de los factores que se pueden usar para reclasificar el mapa de suelo 1:500000 en función del DEM obtenido a 30m.

Se probaron varias técnicas para mejorar la resolución del mapa de suelo y finalmente se optó por combinarlo con un mapa de profundidad aparente. La profundidad aparente no representa valores de profundidad, sino que son categorías estimadas a partir de otras variables biofísicas.

El mapa final de suelos se obtuvo con los siguientes pasos: 1.- Reclasificar los suelos y agrupar los que pertenecen a la misma clase (Módulo *Reclass* del Idrisi Taiga). 2.- Reclasificar la vegetación como una característica que ayuda a estimar la clase de profundidad del suelo, según puede deducirse de las relaciones especies-hábitat descritas para la zona en Cingolani *et al.* (2004) :

- a) Sin suelo: Rocas masivas expuestas
- b) Suelos muy poco profundos: Rocas con pastizal

- c) Suelo con profundidad normal (Para la zona según el Atlas): pastizal con afloramientos, bosques y bosques con arbustos.
- d) Suelos más profundos que lo normal: Pastizales y céspedes

3.- Reclasificación del DEM: La pendiente permite corregir el error de tener zonas con alta densidad de vegetación (Bosques y/o arbustos) en laderas escarpadas, estas podrían ser clasificadas con el mapa de vegetación como de suelos normales o profundos cuando en realidad tienen suelos muy poco profundos. Para ello se tomaron como límites todos los valores superiores a 15 grados (Módulos slope y Reclass del Idrisi Taiga). 4.- Se superponen los mapas de derivados de pendiente y vegetación y se obtiene un mapa de profundidades aparentes de 4 categorías. Este nuevo mapa es combinado con el de suelos y de esa manera se le puede lograr una sub-clasificación que le da mayor realismo. Todas las combinaciones son revisadas en función de toda la información disponible y el conocimiento del área de estudio, obteniéndose un total de 28 categorías de suelos distintas.

RESULTADOS

BASE DE DATOS

La base de datos crudos, sin procesar, que se analizó y ordenó estuvo compuesta por más de 10 millones de registros para el período 1992-2012 registrado por distintos sensores, según se puede ver en la Tabla 2.2.

Tabla 2.2. Cantidad de datos registrados por tipo de sensores en el período 1992-2012

Tipo de sensor	# registros	# sensores
Precipitación	462,982	27
Nivel del río	1,930,672	5
Temperatura	2,747,927	13
Humedad relativa	1,536,778	11
Presión barométrica	1,536,590	7
Radiación solar	897,673	6
Vel. y Dir. del viento	1,093,096	7
Total	10,205,718	76

Por cada uno de los sensores se creó una serie de tiempo de datos. Varias de estas series contenían numerosos datos faltantes o solo se extienden por un corto período de tiempo, por lo cual debieron ser corregidas o descartadas. Con RBIS se pudieron estandarizar los intervalos de tiempo y completar faltantes, lo cual produjo varias series de tiempo de diversa resolución temporal (Tabla 2.3). En este proceso se obtuvieron nuevos valores por técnicas de interpolación y se agruparon otros a fin de llegar a un paso de tiempo homogéneo.

Tabla 2.3. Series temporales estandarizadas y rellenas para el período 1992-2012.

Tipo de Resolución	# registros x sensor	# sensores	Total
Minuto	8,935,200	12	107,222,400
Hora	148,920	24	3,574,080
Día	6,205	26	161,330

SISTEMA DE INFORMACIÓN RBIS

Con la base de datos anterior se obtuvo un sistema de información RBIS que contiene datos de las cuencas hidrológicas de los ríos: San Antonio, Cosquín, Mina Clavero y Anisacate en las Sierras Grandes de la provincia de Córdoba. Como se mencionó anteriormente, el cual cuenta con visualizadores muy potentes y amigables que permitieron acceder a la información a través de mapas, listados de estaciones o listados de series temporales. Este sistema se transfirió al CIRSA-INA como herramienta para la gestión de la información que esta institución produce y administra. Junto con el sistema se transfirieron los datos procesados, para el período 1992-2011, que son otros de los resultados de esta tesis, y finalmente se capacitó al personal del CIRSA-INA encargado del mantenimiento de la base de datos. La instalación de RBIS con los datos de la Red CIRSA-INA se encuentra disponible en <http://leutra.geogr.uni-jena.de/cirsaRBIS>.

Todas las series temporales, ya sean medidas o estimadas, se hallan asociadas a un punto en el espacio que corresponde a la estación hidrometeorológica o punto de muestreo. De esta manera, mediante el uso de RBIS fue posible relacionar las distintas series de datos en función de sus metadatos (Fig. 2.3). Cada estación se asocia a distintos grupos como: instituciones, áreas geopolíticas o cuencas hidrológicas, lo que permite que sean agrupadas

según algunos criterios operativos a la hora de analizar o consultar la base de datos. Para series temporales se dispone de una diversidad de herramientas que permite visualizar y convertir los datos en distinta resolución temporal y extraer fácilmente información sobre el estado de la serie e identificar automáticamente los intervalos sin datos (Fig. 2.4).

San Antonio RBIS

Person
Organisation
River System
Station
New
Search
Time series data
Geodata
Document
Report
Account
Admin
Logout

Data overview: Station data

Datasets found: 52

[*] [-] [1] [x]

Datasets per Page: 10 OK

	#	Name	Identifier	Station Feature Parameter (Type, ...)	TS Data
[Details]	1	100	Santo Tomas	precipitation	2 [Show]
[Details]	2	200	Puesto Pereyra	climate station	5 [Show]
[Details]	3	300	La Casita	climate station	8 [Show]
[Details]	4	400	Caniada Larga	climate station	6 [Show]
[Details]	5	500	El Galpon	precipitation	2 [Show]
[Details]	6	600	Bo. El Canal	2 [Show]	7 [Show]
[Details]	7	700	Confluencia El Cajon	2 [Show]	9 [Show]
[Details]	8	900	Puesto Garey	climate station	8 [Show]
[Details]	9	1010	Confluencia Malambo	2 [Show]	8 [Show]
[Details]	10	1100	CIRSA - Villa Carlos Paz	climate station	7 [Show]

Fig. 2.3. Captura de pantalla de RBIS de la lista de estaciones, sus características y las series temporales asociadas.

Time series details

Overall statistics and actions

Dataset title: [Rain-600](#)

Number of entries: 8413605 (96.02 %)

Dataset start date: 1994-01-01 17:53

Dataset end date: 2009-12-31 12:37

Time step: 1 minute

Export: [\[database data\]](#) [\[file\]](#)

Interval statistics and actions

	Hour	Minute	Day	Month	Year
Start:	17	53	01	01	1994
End:	12	37	31	12	2009

Time interval/
Columns: Columns: precipitation (mm)[\[335005/19\]](#)[\[1\]](#)[\[nST\]](#)

[set interval](#)

Number of entries: 8413605

Dataset interval: 1994-01-01 17:53 -- 2009-12-31 12:37

Export database data: [\[with gaps unfilled\]](#) [\[with filled gaps \(note: unfilled gaps are possible!\)\]](#)

Export aggregated: hourly daily monthly yearly hydrolog. year
 sum average max min [download](#)

Show: [show plot](#)

Edit data

Change: [\[add data\]](#) [\[delete all data\]](#) [\[extend\]](#)

Fig. 2.4. Captura de pantalla de la ventana de manejo y visualización de las series temporales de RBIS San Antonio.

Un conjunto de herramientas asociadas permite a los usuarios visualizar estaciones vecinas (Fig. 2.5) y rellenar datos faltantes en las series según distintas funciones: Ponderación inversa a la distancia (IDW-2), Ponderación inversa a la distancia con regresión con la altura sobre el nivel del mar, Regresión lineal, Interpolación lineal, Vecino más cercano, o Métodos externos definidos por el usuario. Para cada método se pueden seleccionar los números de estaciones (mínimo y máximo) a tener en cuenta en el proceso, así como el coeficiente de determinación (R^2) mínimo aceptable para realizar una interpolación por regresión.

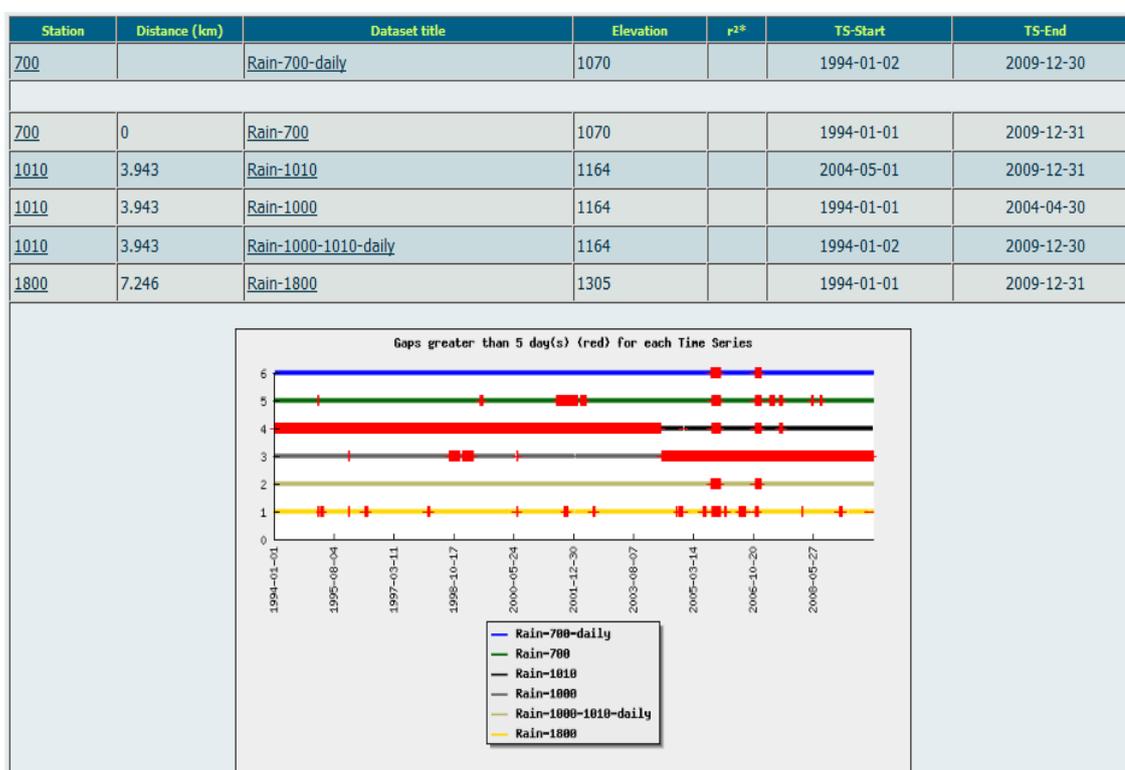


Fig. 2.5. Ventana de RBIS que sintetiza el estado de las series temporales cercanas geográficamente, en rojo se señala las fechas en las que hay datos faltantes.

CARACTERIZACIÓN HIDRO-CLIMÁTICA DE LA CUENCA

Según la serie de datos para el período 1992-2012 procesada por el sistema RBIS desarrollado para la cuenca del río San Antonio, la lámina de lluvia media anual de un año hidrológico (de septiembre a agosto) para la cuenca es de 859 mm, presentando una alta variabilidad anual (DS = 121mm) como puede verse en la Fig. 2.6. La distribución de las precipitaciones durante el ciclo anual tiene temporadas húmedas y secas bien definidas. En la Fig. 2.7, se observa la distribución de las precipitaciones medias mensuales de toda la serie de precipitaciones disponible (1992-2012).

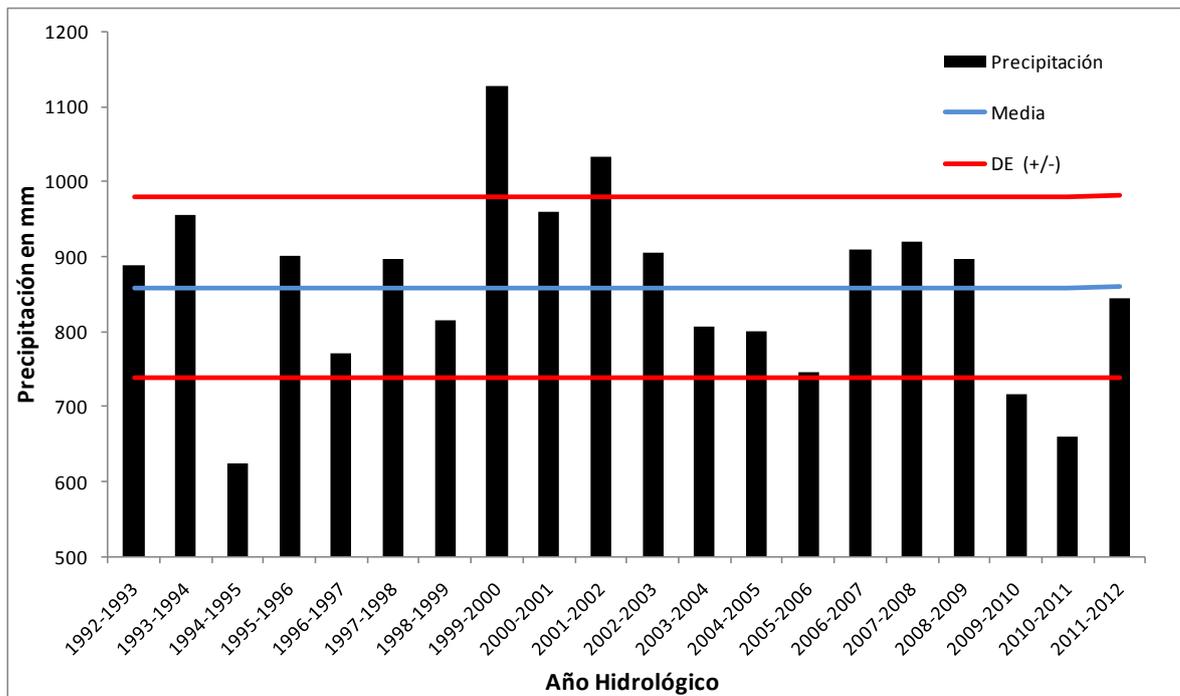


Fig. 2.6. Precipitación media anual para la cuenca del río San Antonio, en azul se muestra la media histórica y en rojo la media +/- el desvío estándar.

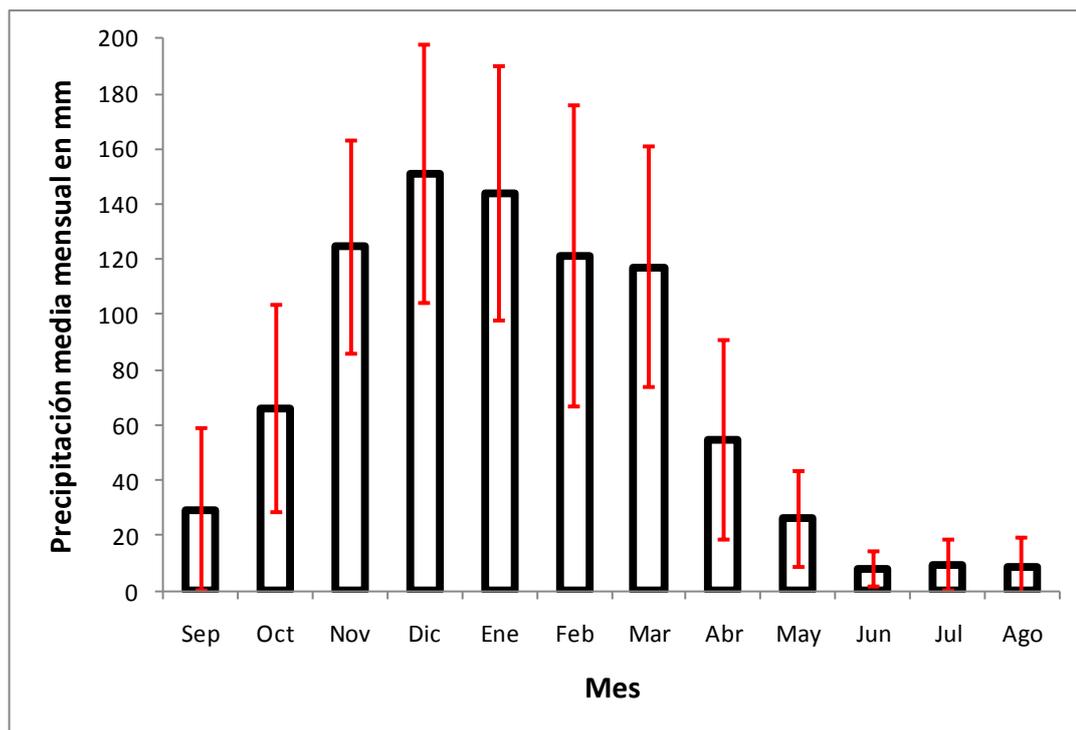


Fig. 2.7. Precipitación media mensual para el período 1992-2012. En rojo se muestra el desvío estándar de la serie.

Si bien estos valores de precipitación son la media para toda el área de la cuenca, con los datos de las distintas estaciones se puede calcular la distribución espacial promedio en la cuenca. La distribución de la precipitación la Cuenca del Río San Antonio muestra un claro efecto orográfico, donde aumentan los montos de la precipitación con la altura sobre el nivel del mar (Fig. 2.8).

La percepción de la sociedad y las cooperativas de agua del área de estudio es que existen sequías cada vez más recurrentes y profundas que exacerbaban la presión sobre el recurso hídrico y afectan su distribución. Para tener una mejor perspectiva histórica de lo ocurrido en los últimos 20 años con las precipitaciones de la cuenca, se realizó un análisis de anomalías climáticas. Este perfil histórico se analizó con las anomalías calculadas como la precipitación anual menos la precipitación media histórica (1992-2012), dividido la precipitación media histórica (Fig. 2.9). Para realizar un análisis de lo ocurrido a escala mensual, se utilizó el índice SPI (Standardized precipitation index), propuesto por McKee *et al.* (1993), ya que es el más aceptado para este tipo de datos. El índice SPI distingue períodos de sequías y períodos húmedos y fue calculado para ventanas móviles de 3 y 12

meses (Fig. 2.10). Tanto para el SPI como para las anomalías, valores negativos indicarán períodos más secos, mientras que valores positivos se refiere a períodos húmedos.

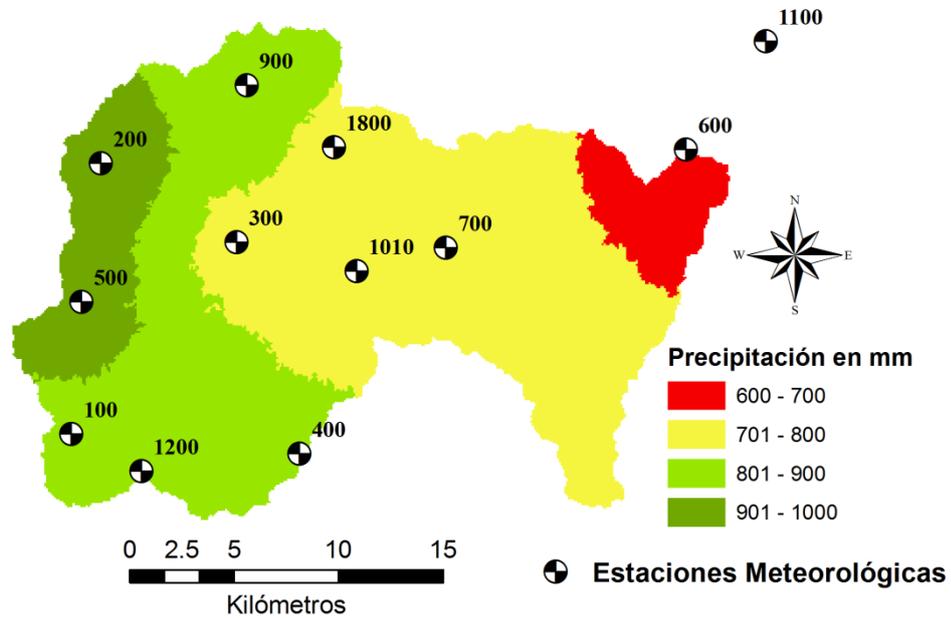


Fig. 2.8. Distribución de la precipitación media anual para el período 1992-2012 teniendo en cuenta las 12 estaciones más cercanas la cuenca del río San Antonio.

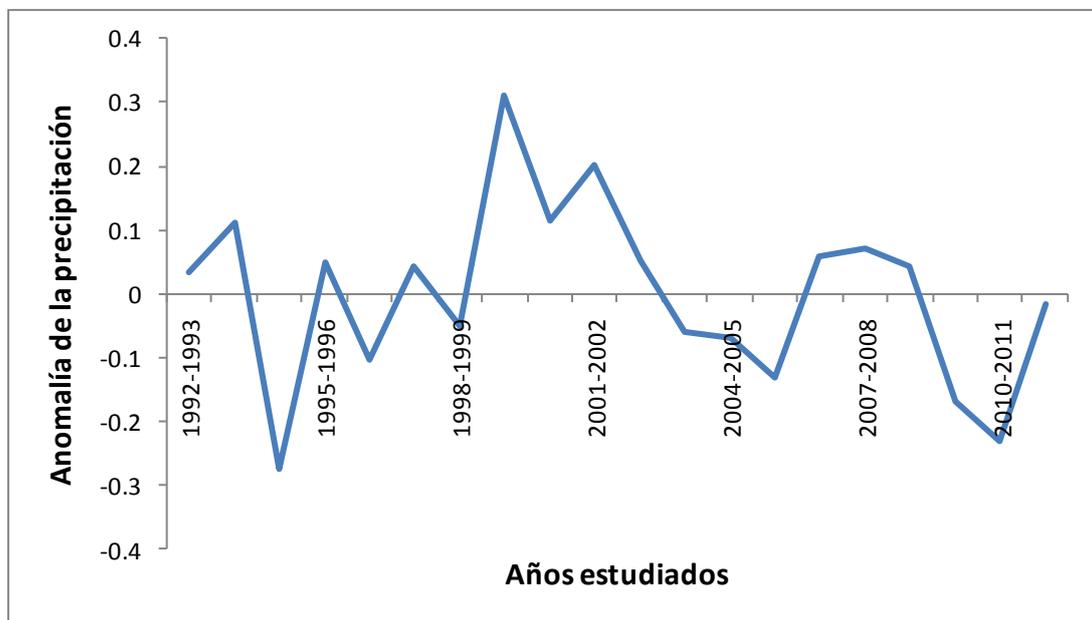


Fig. 2.9. Anomalías de la precipitación anual.

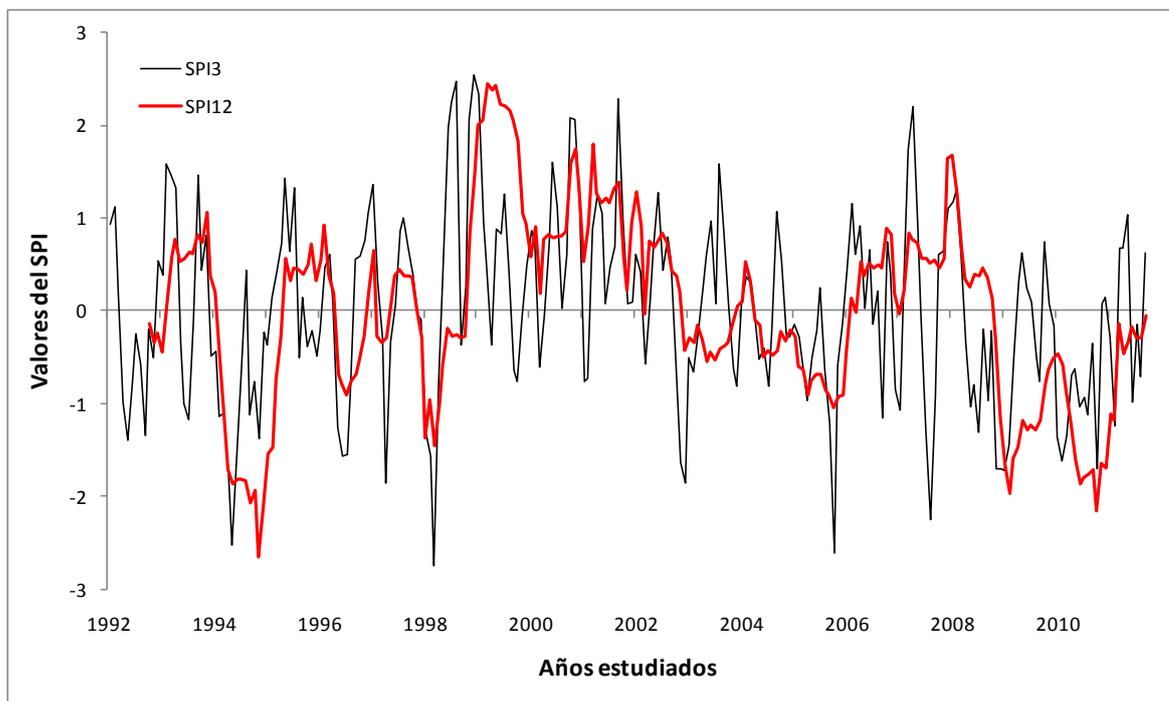


Fig. 2.10. Índice estandarizado de precipitación (SPI) para 3 y 12 meses.

En el lapso temporal analizado, tanto el SPI como las anomalías nos muestran que el período 1999-2002 fue un poco más húmedo que la media histórica, mientras que los períodos secos empiezan en el 2008. Con esto se concluye que al menos con los 20 años de datos disponibles, no es posible corroborar que existe una tendencia hacia climas más secos.

Por otro lado, se realizaron análisis de Correlaciones Cruzadas entre la serie de precipitación de la cuenca e índices climáticos regionales y globales (ONI, NATL, SATL, ORL) sin encontrar relaciones significativas.

ÍNDICE DE HOMOGENEIDAD CLIMÁTICA

Es posible que la percepción no se focalice en las cantidades sino en el tipo de precipitaciones. Es decir en un cambio en la frecuencia de distintos tipos de tormentas: convectivas (localizadas, breves y violentas) o frontales (extensas geográficamente y aportan gran cantidad de agua). Para ello se desarrolló un Índice de Homogeneidad climática (IHC) que consiste en dividir la precipitación media areal de cada día por la precipitación máxima registrada en ese día en cualquier estación meteorológica de la cuenca. Valores cercanos a 1 indicarían tormentas homogéneas (con características

frontales) y valores cercanos a cero indicarían tormentas localizadas (típico de celdas convectivas). La variación del índice en los últimos 13 años (1998-2012) muestra una fuerte tendencia negativa ($r = -0.8954$, $p < 0.0001$), sugiriendo un aumento de la dominancia de eventos convectivos en el último período (Fig. 2.11). En este mismo período la precipitación anual también presentó una tendencia negativa significativa aunque más débil ($r = -0.5567$, $p < 0.0383$).

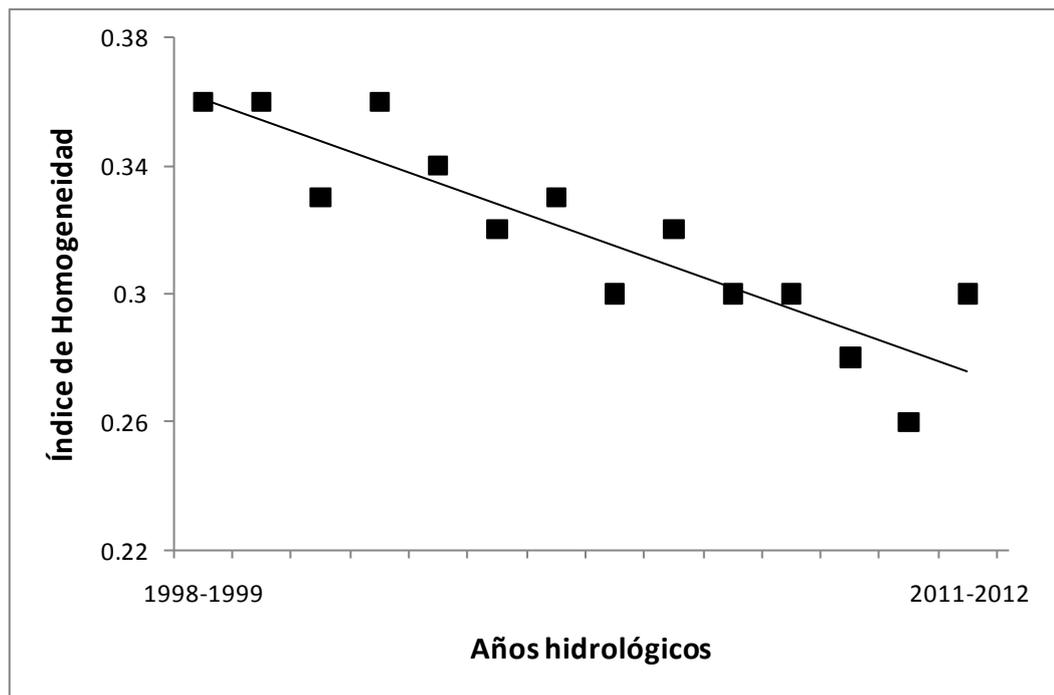


Fig. 2.11. Tendencia del Índice de Homogeneidad climática (IHC).

CARACTERIZACIÓN ESPACIAL DE LA CUENCA MEDIANTE IMÁGENES SATELITALES.

Utilizando la información satelital se realizó un mapa de cobertura del suelo de la cuenca del río San Antonio (Fig. 2.12). El DEM fue utilizado entre otras cosas para delimitar correctamente la cuenca de estudio, en la Fig. 2.13 se observa la versión final corregida a 30m usada en todos los análisis futuros. Entre los mapas de mayor utilidad que se generaron a partir del DEM se encuentra el mapa de pendiente de la cuenca y el de red de drenaje (Fig. 2.14 y Fig. 2.15, respectivamente).

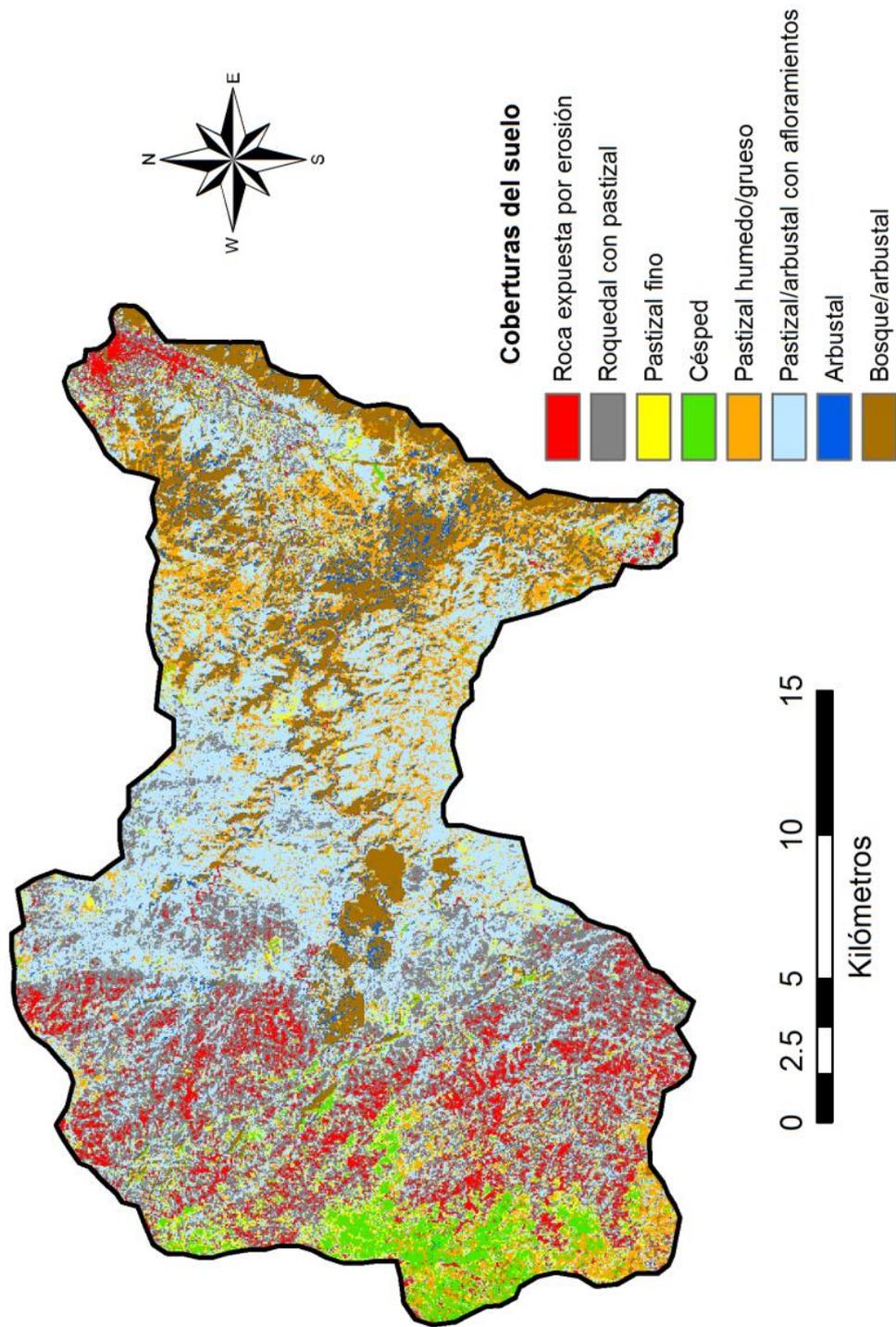


Fig. 2.12. Mapa de cobertura del suelo de la Cuenca del río San Antonio.

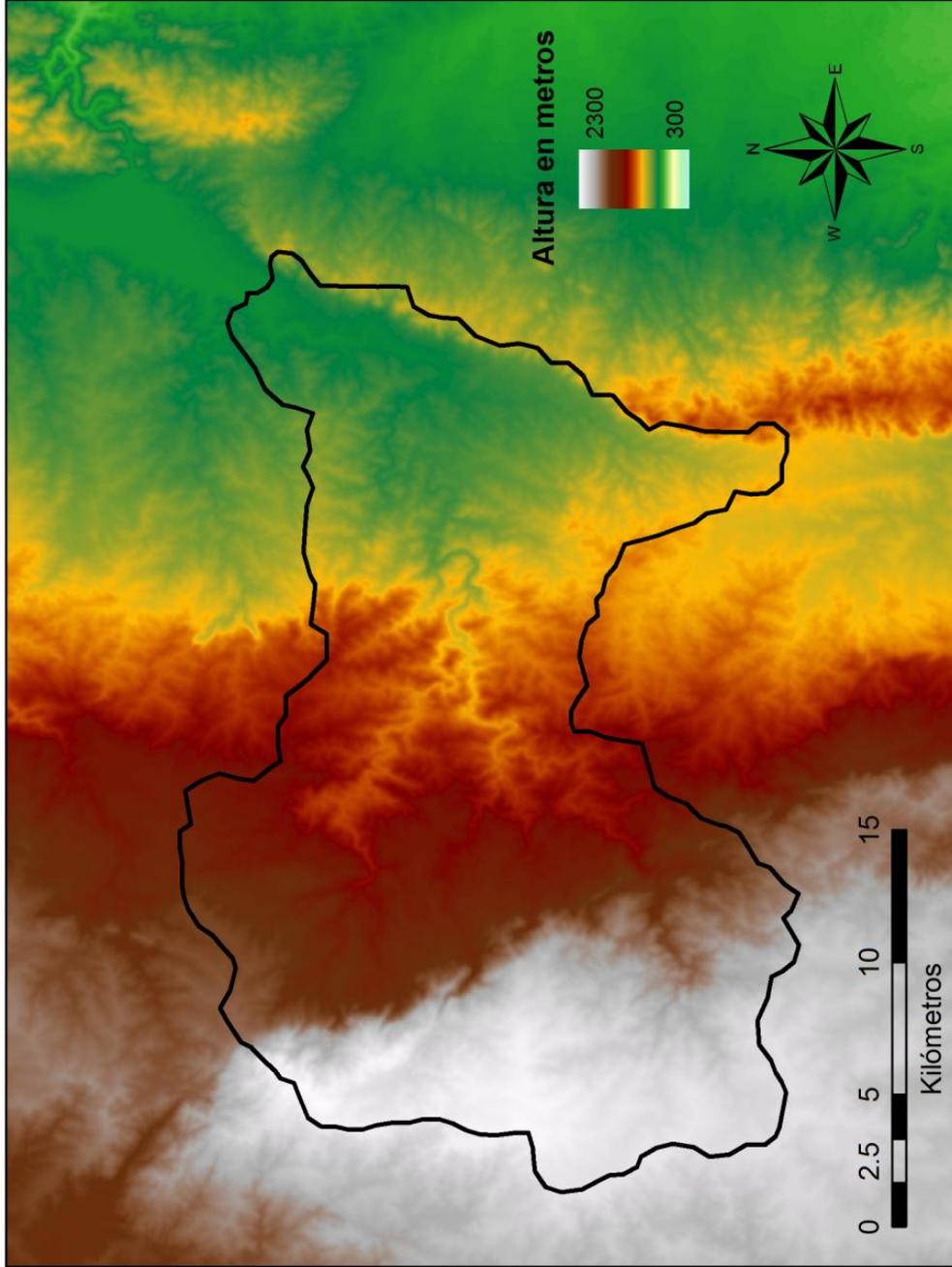


Fig. 2.13. Modelo digital de elevación de la cuenca del río San Antonio.

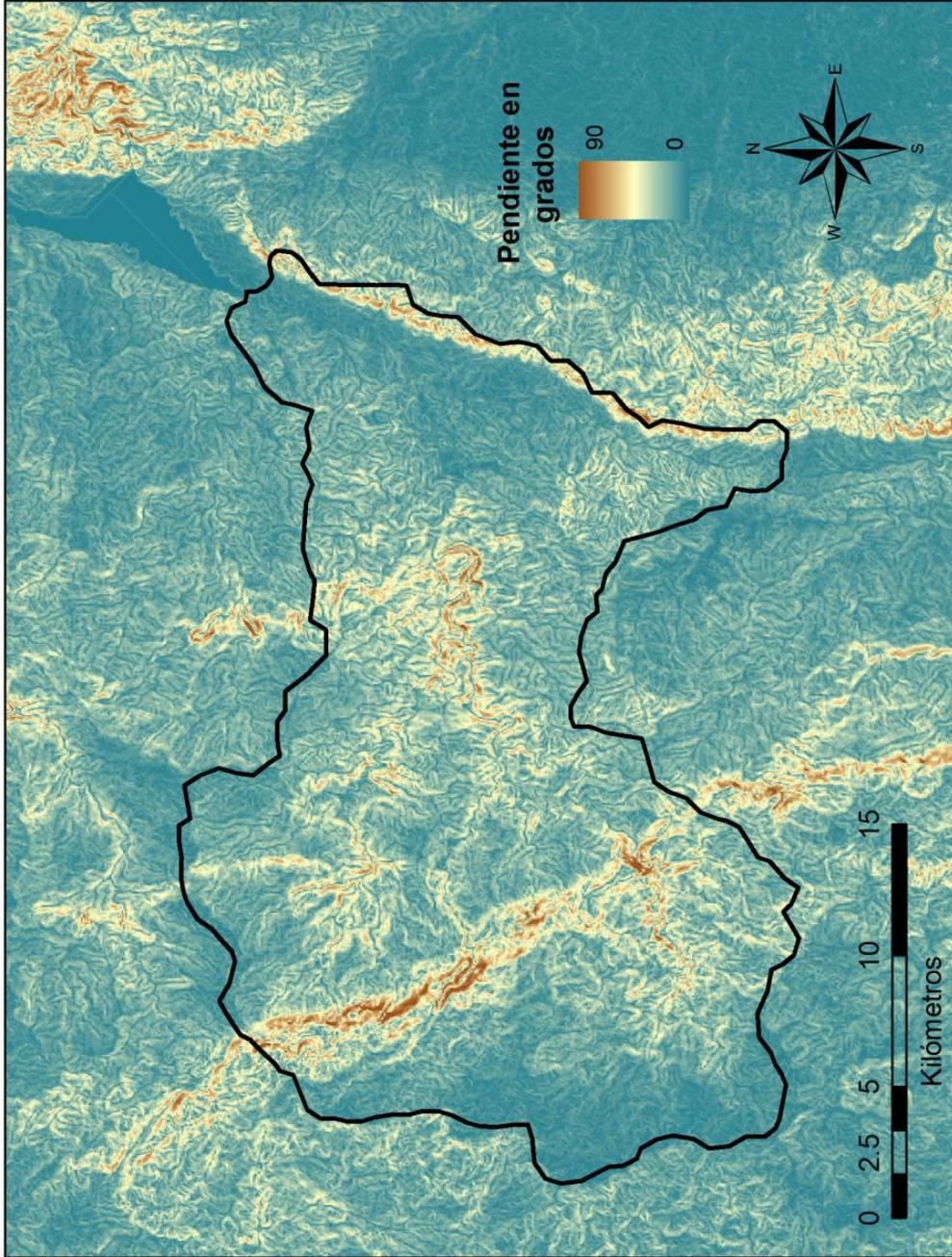


Fig. 2.14. Mapa de pendientes de la cuenca del río San Antonio.

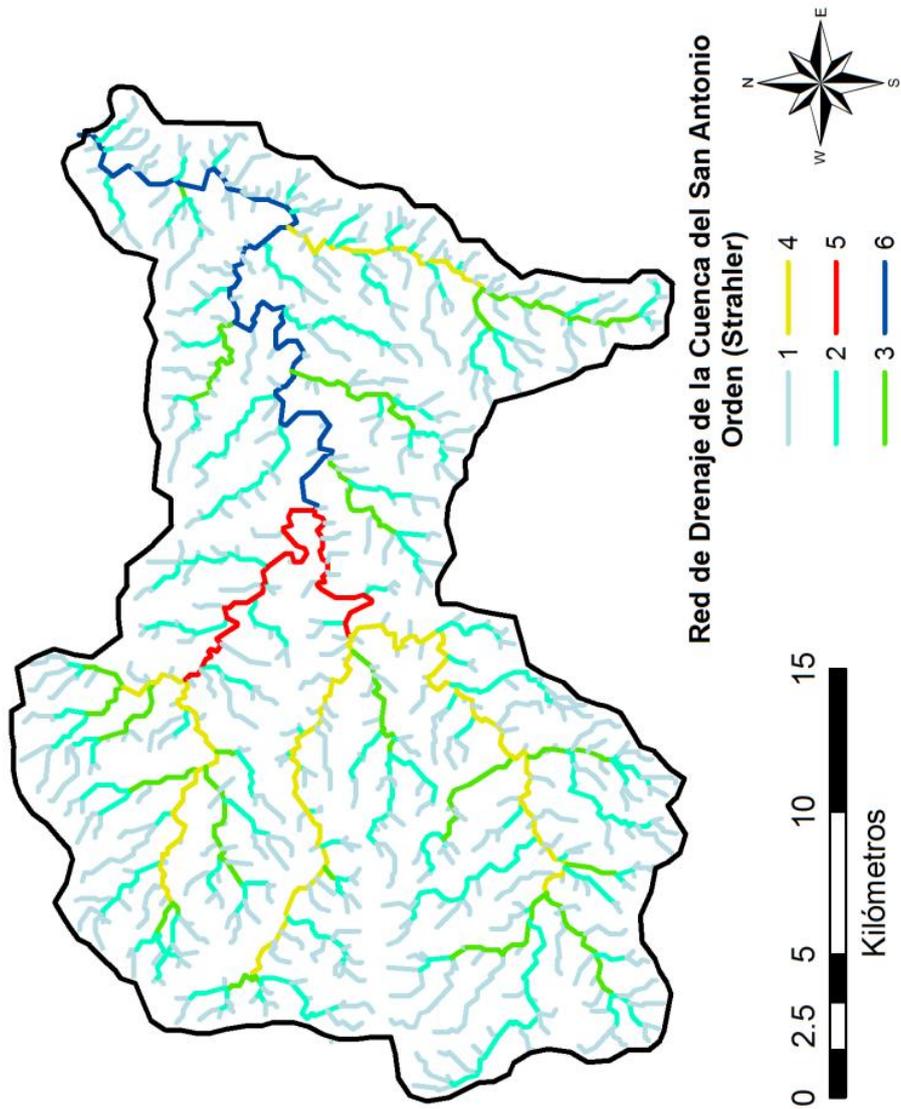


Fig. 2.15. Red de drenaje de la cuenca del río San Antonio.

Esta información extraída del DEM puede ser combinada con cualquiera de las imágenes anteriores en una representación tridimensional de la cuenca (Fig. 2.16) y generar mapas desde cualquier ángulo de interés.

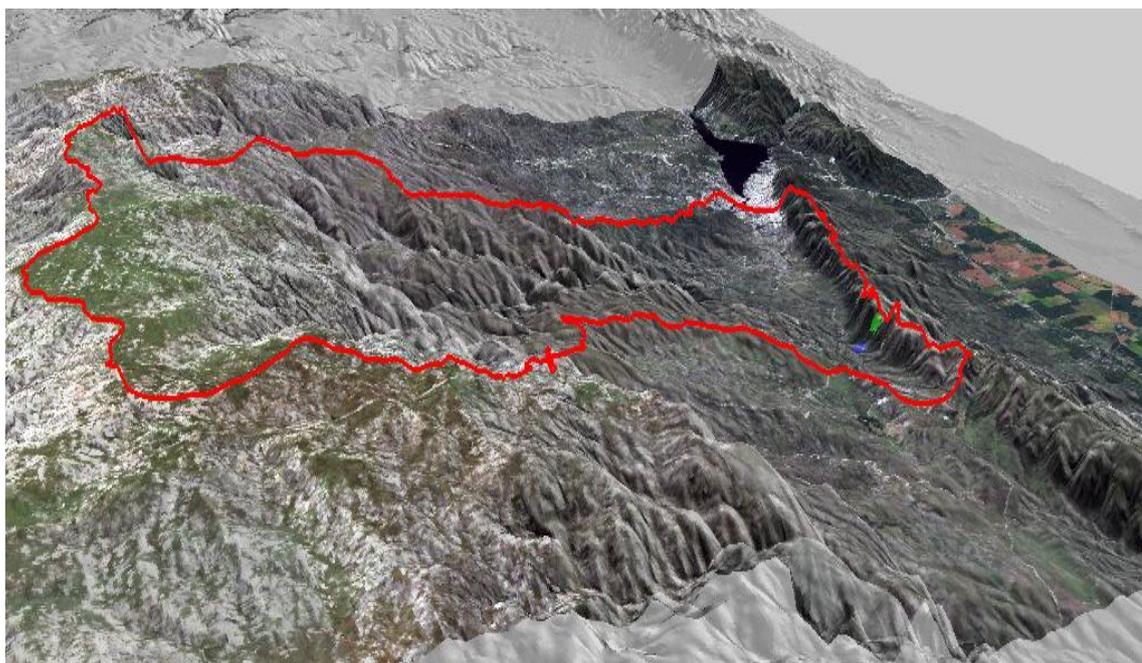


Fig. 2.16. Mapa 3d de la cuenca con imagen LANDSAT en color natural.

En el Atlas de suelos 1:500000 del INTA se pueden observar 9 tipos de suelos distintos que cubren la cuenca del río San Antonio (ver Fig. 2.17 y Tabla 2.4). La metodología para mejorar la resolución para el modelado hidrológico que se desarrolló en esta tesis consistió en la creación de un mapa de profundidad aparente (Fig. 2.18). Este mapa se combina con la información del Atlas de suelos 1:500000 para generar el nuevo mapa de suelos a 30 m de resolución (Fig. 2.19 y Tabla 2.5)

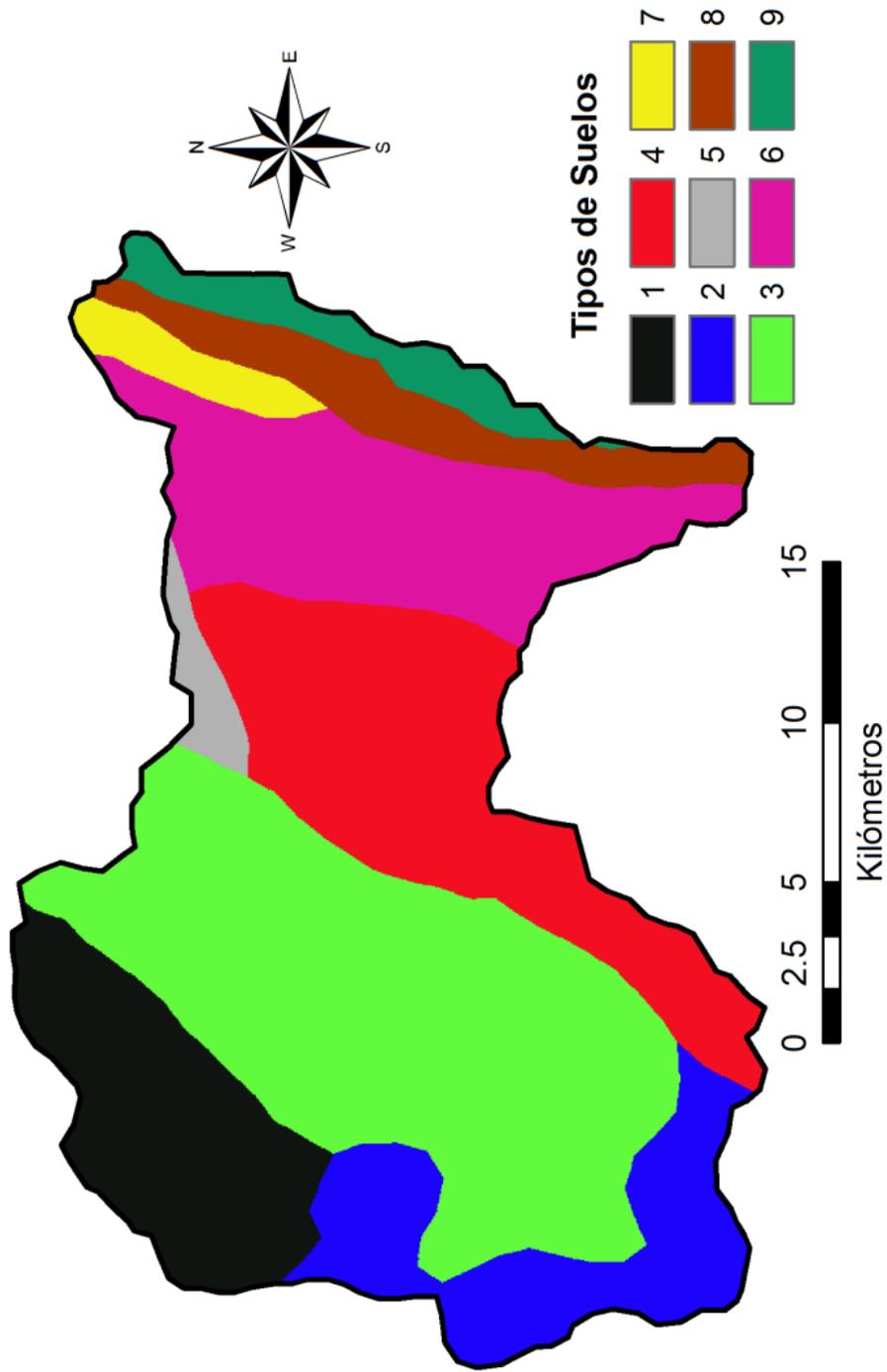


Fig. 2.17. Mapa de suelos para la cuenca del río San Antonio según el Atlas de suelos del INTA 1:500000. En la Tabla 2.4 se detalla más información sobre la leyenda Tipos de Suelo en la columna ID.

Tabla 2.4. Tipos de suelos y sus características según el Atlas de suelos del INTA para la porción mostrada en la Fig. 2.17 (la leyenda se corresponde con la columna ID).

Código	ID	Símbolo	Orden	Sub_Orden	Grupo	Sub_Grupo	Textura	Perfiles	Fase
14404	1	MJi-6	Molisol	Udol	Hapludol	Lítico	Franco arenosa	41-107	Extremadamente rocos
14722	2	MJi-7	Entisol	Ortent	Ustortent	Lítico	Areno franca	41-107-11	Extremadamente rocos
14836	3	EPIi-11	Entisol	Ortent	Ustortent	Lítico	Areno franca	112-60	Extremadamente rocos
14716	4	EOIi-2	Entisol	Psament	Udipsament	Típico	Areno franca	108-38	Extremadamente rocos
14671	5	EPIi-13	Entisol	Ortent	Ustortent	Lítico	Areno franca	112-60-40	Extremadamente rocos
14707	6	EPIi-23	Entisol	Ortent	Ustortent	Lítico	Areno franca	112-76-27	Extremadamente rocos
14697	7	MNen-67	Molisol	Ustol	Haplustol	Entico	Franca limosa	60-40-112-113	Franco limosa
14634	8	EPIi-9	Entisol	Ortent	Ustortent	Lítico	Areno franca	112	Extremadamente rocos
14817	9	EPIi-17	Entisol	Ortent	Ustortent	Lítico	Areno franca	112-40	Extremadamente rocos

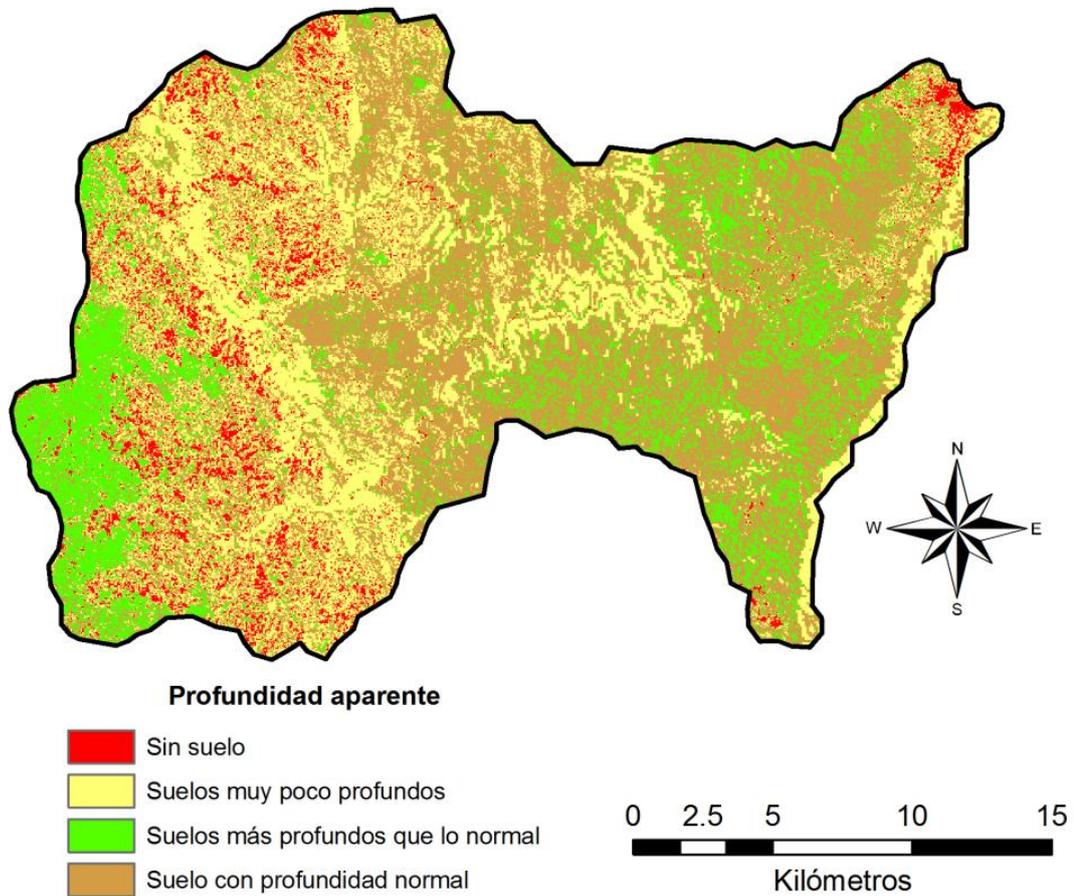


Fig. 2.18. Mapa de profundidad aparente utilizado para reclasificar el mapa de suelo original del Atlas de suelos del INTA.

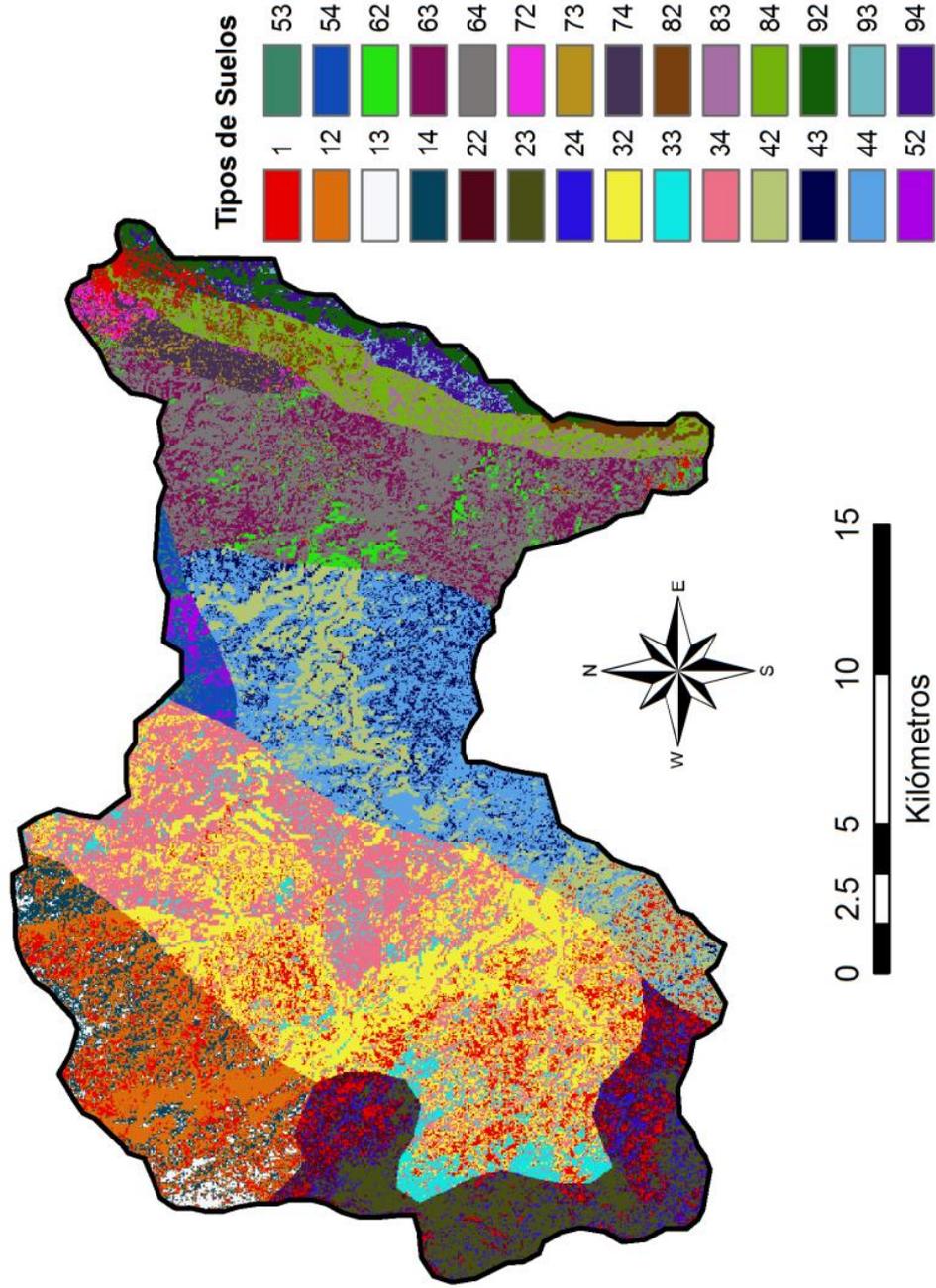


Fig. 2.19. Mapa de suelos obtenidos por el proceso de reclasificación propuesto en esta tesis. La Tabla 2.5 leyendas para Tipos de Suelo en la columna Código.

Tabla 2.5. Tipos de suelos y características de sus perfiles y composición para la reclasificación propuesta en la Fig. 2.19 (la leyenda se corresponde con la columna Código).

Código	perfil elegido	Denominación	Serie	Prof. aprente	Composición Horizonte 1			Composición Horizonte 2		
					Arena	Limo	Arcilla	Arena	Limo	Arcilla
1	0	Roca masiva								
12	106	Udorthent lítico	Sendero Lujan II	15	63	23	14			
13	11	Argiudol lítico	Achala I	80	18	62	20	16	57	27
14	41	Hapludol éntico lítico	Sendero Lujan I	50	55	27	18	53	25	22
22	106	Udorthent lítico	Sendero Lujan II	15	63	23	14			
23	11	Argiudol lítico	Achala I	100	18	62	20	16	57	27
24	41	Hapludol éntico lítico	Sendero Lujan I	40	55	27	18	53	25	22
32	112	Ustorthent paralítico	Esquisto	10	66	22	12			
33	11	Argiudol lítico	Achala I	100	18	62	20	16	57	27
34	41	Hapludol éntico lítico	Sendero Lujan I	40	55	27	18	53	25	22
42	112	Ustorthent paralítico	Esquisto	10	66	22	12			
43	41	Hapludol éntico lítico	Sendero Lujan I	80	55	27	18	53	25	22
44	41	Hapludol éntico lítico	Sendero Lujan I	30	55	27	18	53	25	22
52	112	Ustorthent paralítico	Esquisto	10	66	22	12			
53	40	Hapludol fluvéntico	Calamuchita V	60	68	29	3	70	23	7
54	41	Hapludol éntico lítico	Sendero Lujan I	30	55	27	18	53	25	22
62	112	Ustorthent paralítico	Esquisto	10	66	22	12			
63	40	Hapludol fluvéntico	Calamuchita V	60	68	29	3	70	23	7
64	60	Haplustol éntico paralítico	Laderas II	30	62	25	13			
72	112	Ustorthent paralítico	Esquisto	15	66	22	12			
73	40	Hapludol fluvéntico	Calamuchita V	100	68	29	3	70	23	7
74	60	Haplustol éntico paralítico	Laderas II	30	62	25	13			
82	112	Ustorthent paralítico	Esquisto	15	66	22	12			
83	40	Hapludol fluvéntico	Calamuchita V	100	68	29	3	70	23	7
84	60	Haplustol éntico paralítico	Laderas II	30	62	25	13			
92	112	Ustorthent paralítico	Esquisto	10	66	22	12			
93	40	Hapludol fluvéntico	Calamuchita V	100	68	29	3	70	23	7
94	60	Haplustol éntico paralítico	Laderas II	30	62	25	13			

DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

El sistema RBIS se encuentra actualmente en estado operativo para datos registrados por la red telemétrica de estaciones hidrometeorológicas del Centro de la Región Semiárida del instituto Nacional del Agua (CIRSA – INA) y ha demostrado ser un sistema útil para el manejo de series temporales y una gran asistencia para la construcción de bases de datos parciales para proyectos concretos. El RBIS supera en su funcionalidad a una base de datos convencional, ya que no solo almacena series de tiempo, sino que además permite procesarlas, obtener estadísticas, estimar datos faltantes, y por sobre todo extraer datos con funciones de agregación (estadísticas y geográficas) para usar de entrada en modelos y simulaciones. El RBIS se encuentra particularmente asociado a un sistema de

modelos hidrológicos, JAMS, demostrando su potencial para asistir proyectos de investigación y desarrollo (Kralisch y Krause, 2006; Kralisch *et al.*, 2009).

Otra de las ventajas del RBIS fue su interfaz y su ubicación en un servidor (<http://leutra.geogr.uni-jena.de/cirsaRBIS>) desde donde puede ser accedida desde cualquier lugar del mundo por todos aquellos usuarios registrados. Esto significa que el mantenimiento del sistema es realizado gratuitamente por el departamento de Geoinformática de la Universidad de Jena, quien además hace copias de respaldo de datos y actualiza el software. El sistema de control de acceso permite controlar el flujo de la información y los derechos de usuarios de una manera simple y eficaz. El RBIS puede funcionar en el ámbito de pequeñas y grandes instituciones públicas o privadas, así como en complejas redes inter-institucionales. La interfaz de usuario del RBIS (web) es extremadamente simple, auto-explicada y fácil de utilizar, esto permite que usuarios sin ningún tipo de entrenamiento o conocimiento de cómo opera una base de datos puedan hacer uso del sistema. Todo esto convierte al RBIS en una excelente herramienta para el manejo de información ambiental.

La descripción biofísica de la cuenca mediante el uso de imágenes satelitales fue bastante exhaustiva si consideramos el nivel de resolución alcanzado: 30m. En los mapas de vegetación y modelo digital de elevación (DEM) la metodología aplicada fue adaptada para el área de estudio, mientras que en el caso del mapa de suelo fue totalmente original, lo que conforma un resultado relevante para el estudio. La medida de exactitud y utilidad de un mapa está ligada necesariamente a la escala y al objetivo con el cual el mapa es construido. Para esta tesis en la cual el objetivo es el de aplicar un modelo hidrológico distribuido y continuo (JAMS, ver capítulo siguiente), es que se obtuvieron estos mapas y su particular categorización y escala. Ese fue el objetivo final de su creación y si bien pueden evaluarse por sí mismos, su evaluación final estará ligada al desempeño que tengan en la etapa de modelación. En dicha etapa, las categorías de los mapas serán convertidas en parámetros que regulan complejos procesos hidrológicos. Por el momento, se considera que los mapas han sido adecuados y útiles para caracterizar distintos aspectos de la cuenca. Sus desempeños serán evaluados en función de su comportamiento durante la etapa de modelación.

Se han buscado relaciones entre los patrones de lluvia de la cuenca con índices climáticos regionales y globales (ONI, NATL, SATL, ORL) y no se encontró ninguna

relación significativa que pueda usarse para pronóstico local basado en la tendencia de estos índices. La alta variabilidad espacial intra-cuenca de las precipitaciones serranas es mucho más importante que las tendencias regionales. Este hecho puede observarse, cuando se analizan los datos de las distintas estaciones meteorológicas, detectándose un efecto de la altura y una tendencia del índice de homogeneidad. Esta naturaleza convectiva y orográfica de la cuenca permite la existencia de patrones locales, como ejemplo, durante el ciclo 2011-2012 en la región centro sur llovió 200 mm más que en cualquier lugar de la cuenca. La tendencia negativa para los últimos 13 años (1998-2012) encontrada en IHC ($r = -0.89$) fue mucho más clara que hallada para precipitación anual ($r = -0.56$). Esto ayuda a explicar la sensibilidad de la percepción social, ya que si bien no ha habido una reducción drástica de los ingresos de agua a nivel de cuenca, al aumentar la heterogeneidad espacial de los eventos, muchos de ellos no son percibidos por los habitantes de las áreas urbanas concentradas en la parte más baja de la cuenca. El indicador IHC (Índice de Homogeneidad Climática), ha demostrado ser un buen descriptor del comportamiento hidrometeorológico al utilizarse conjuntamente con los montos de precipitación.

BIBLIOGRAFÍA

- Cingolani A. M., Renison D., Zak M. R. y Cabido M. R. 2004. Mapping vegetation in a heterogeneous mountain rangeland using landsat data: an alternative method to define and classify land-cover units. *Remote Sensing of Environment*, 92:84-97.
- García C. L., Krause P., García C. M., Ravelo A. C. y Flügel W.-A. 2011. Water availability for a growing population in the face of climate and land use change. En: *Research Award for Young Scholars 2011-“Adaptative Water Management: looking to the future”*. FGV Direito, Rio de Janeiro, Brazil, pp. 79-94.
- García C. L., Zander F., Kralisch S., Ravelo A. C., García C. M. y Flügel W.-A. 2012. Importancia de los Sistemas de Información Integral para el manejo integrado de cuencas hidrológicas. I Encuentro de Investigadores en Formación en Recursos Hídricos, INA, Buenos Aires, Argentina, 10 pp.
- Idrisi Taiga. 2009. Idrisi Taiga versión 16.03. Ed. Eastman J. R., Clark University, Worcester, MA, USA.
- INTA. 2003. Los Suelos - Nivel de reconocimiento 1:500.000. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, EEA Manfredi, Córdoba, 512 pp.

- ISO. 2003. ISO 19115 Geographic information – Metadata. International Standards Organization, Ginebra, Suiza, 140 pp.
- ISO. 2009. ISO 19115-2 Geographic information - Metadata - Part 2: Extensions for imagery and gridded data. International Standards Organization, Ginebra, Suiza, 40 pp.
- Jarvis A., Reuter H. I., Nelson A. y Guevara E. 2008. Hole filled seamless SRTM data V4.2. Publicado en internet, disponible en Centre for Tropical Agriculture (CIAT) <http://srtm.csi.cgiar.org>. Activo en Noviembre 2012.
- Jenson S. K. y Dominique J. O. 1988. Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 54:1593-1600.
- Kralisch S. y Krause P. 2006. JAMS - A Framework for Natural Resource Model Development and Application. iEMSs Third Biannual Meeting "Summit on Environmental Modeling and Software", Burlington, UK, 6 pp.
- Kralisch S., Zander F. y Krause P. 2009. Coupling the RBIS Environmental Information System and the JAMS Modelling Framework. 18th World IMACS Congress and MODSIM09 International Congress on Modelling and Simulation, Cairns, Australia, pp. 902-908.
- McKee T. B., Doesken N. J. y Kleist J. 1993. The relationship of drought frequency and duration of time scales. Eighth Conference on Applied Climatology, American Meteorological Society, Anaheim, CA, USA, pp. 179-186.
- Monmonier M. 1982. *Computer-Assisted Cartography: Principles and Prospects*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J., USA, 214 pp.
- NASA. 2010. *Landsat 7 Science Data Users Handbook*. National Aeronautics and Space Administration, Greenbelt, Maryland, 186 pp.
- Pellegrini G. J. 1995. *Terrain shape classification of digital elevation models using eigenvectors and Fourier transforms*. Tesis Doctoral. State University of New York at Albany, USA, 126 pp.
- Reuter H. I., Nelson A. y Jarvis A. 2007. An evaluation of void-filling interpolation methods for SRTM data. *International Journal of Geographic Information Science*, 21:983-1008.
- Sedgewick R. 1992. *Algorithms in C++*. Addison-Wesley Professional, Reading, MA, USA, 672 pp.
- Strahler A. N. 1952. Hypsometric (Area-Altitude) analysis of erosional topography. *Geological Society of America Bulletin*, 63:1117-1142.
- Teich I., García C. L., Swinnen E., Tote C., Planchuelo A. M. y Balzarini M. 2011. Hydrological modeling to assess the link between water availability and vegetation growth. En: *Research Award for Young Scholars 2011-“Adaptative Water Management: looking to the future”*. FGV Direito, Rio de Janeiro, Brazil, pp. 65-78.
- Ugarte R. M. 2006. *Evaluación geomorfológica de la amenaza por crecientes repentinas en la Comuna de San Antonio de Arredondo, Provincia de Córdoba*. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, 128 pp.
- Zander F., Kralisch S., Busch C. y Flügel W.-A. 2011. RBIS – An Environmental Information System for Integrated Landscape Management. 9th IFIP WG 5.11 International Symposium, ISESS 2011, Brno, Republica Checa, pp. 349-356.

CAPÍTULO 3

MODELACIÓN HIDROLÓGICA DISTRIBUIDA Y CONTINUA DE LA CUENCA DEL RÍO SAN ANTONIO

INTRODUCCIÓN

Las regiones montañosas por lo general tienen un papel muy importante en el ciclo del agua, siendo responsables de la captura de las precipitaciones y la formación de las cabeceras de los sistemas fluviales. Es por eso que la gestión de cuencas cuando se inicia desde la nacientes de los ríos aumenta su importancia económica, sanitaria y recreativa (Baron *et al.*, 2003). El primer paso en cualquier actividad de gestión es el cuantificar las existencias del recurso que se quiere administrar. En este caso en particular, es necesario conocer el ciclo hidrológico de la cuenca de interés y la variabilidad espacio-temporal de la producción de agua. El agua es un recurso natural finito y su ciclo es complejo, pero para gestionar en forma óptima su aprovechamiento sustentablemente es necesario conocerlo. Además, proteger este recurso natural es proteger un bien ecológico, económico y social.

En la gestión integrada del agua es fundamental conocer la distribución espacio-temporal de por lo menos las variables más importantes de la cuenca y del ciclo hidrológico. Esto equivale a realizar la caracterización morfológica de las variables físicas que afectan la hidrología, entre ellas las geomorfológicas y del suelo suelen ser las más importantes. Pero en esta caracterización, es importante tener en cuenta variables de la cobertura vegetal que muchas veces se relegan a segundo plano. La vegetación es una de las partes más conspicua de la cuenca y juega un papel fundamental en muchos servicios ecosistémicos como la mitigación de inundaciones/sequías, la modulación de la escorrentía superficial y la protección del suelo (Clearwater, 1999; Jackson *et al.*, 2001). Otra caracterización necesaria es la hidro-climática, ya que ésta marca las pautas del comportamiento hidrológico. En el capítulo anterior se detalló la estratificación de la información morfológica e hidro-climática disponible y elaborada para la cuenca. Esta información debe ahora ser convertida en datos y combinada para extraer nuevas variables e información útil a los objetivos de gestión de la escorrentía.

La cuenca del río San Antonio suministra agua potable a más de 80.000 habitantes solo con la escorrentía superficial, sin mediar reservorios, afrontando serias deficiencias en el estiaje, antes del inicio de la época de lluvias. Esta cuenca si bien es una de las más

monitoreadas y estudiada de la región, carece de un sistema de información útil a la gestión del recurso. Si bien se dispone de una red de estaciones meteorológicas y de nivel, un conjunto de faltas de mantenimiento e inversión en sistemas adecuados de monitoreo hace que desde el año 1999 no se disponga de datos fiables del caudal diario de salida de la cuenca. Solo mediciones esporádicas de carácter mensual de caudales instantáneos tomadas por distintas agencias gubernamentales con fines ambientales, constituyen la fuente de información para fundamentar actividades de gestión. Esa única variable eco-hidrológica, medida a escala temporal y espacial aleatoria es claramente insuficiente para cualquier tipo de estudio, y lejos se está de tener mediciones de nuevas variables del ciclo hidrológico espacialmente distribuidas.

Dadas las variables climáticas disponibles y la información derivada de satélites, la alternativa más viable es la implementación de un modelo hidrológico que permita recomponer la serie histórica de caudales diarios y regionalizar algunos procesos hidrológicos como humedad del suelo, escorrentía superficial y sub-superficial, evapotranspiración, entre otros. Dentro del grupo de los modelos hidrológicos hay una gran variedad de tipos, desde lo simple hacia lo complejo. En nuestra región de estudio, el Instituto Nacional del Agua a través de su Centro de la Región Semiárida (CIRSA-INA), ha desarrollado y calibrado un modelo estadístico para el pronóstico de crecidas repentinas en la cuenca del río San Antonio. Este modelo cumple muy bien la función de alerta, a raíz de su génesis estadística, pero solo es un modelo de tránsito de caudales entre 2 puntos que no considera los procesos físicos involucrados en la generación de escurrimiento. En Catalini *et al.* (2010) se desarrolló un modelo hidrológico determinístico conceptual de eventos aislados, el cual representa las condiciones de escurrimiento del sistema a partir de técnicas desarrolladas por el Soil Conservation Service (SCS) de los Estados Unidos de Norteamérica. Este modelo si bien simula eventos aislados ha representado un gran avance hacia el manejo integrado de la cuenca, permitiendo identificar grandes sub-cuencas que tienen un comportamiento hidrológico diferencial. Sin embargo, las sub-cuencas se representan muy básicamente, con lo cual hay poca posibilidad de extraer información de interés y siguen siendo una gran unidad homogénea, no permitiendo distribuir los componentes del ciclo hidrológico a unidades más pequeñas. Además, la naturaleza discreta de dichos modelos permite modelar eventos puntuales focalizándose mayormente en el proceso de transformación lluvia-caudal, no pudiendo manejar años hidrológicos

completos. Hasta el momento, en las Sierras Grandes de Córdoba, no hay ninguna herramienta de modelación, que aplicada a una meso cuenca de montaña permita la modelación continua y distribuida de procesos eco-hidrológicos, con finalidades de investigación, gestión y/o pronóstico.

La propuesta innovadora de este trabajo es la de combinar la información satelital distribuida espacialmente con las series temporales hidro-climáticas, para aplicar modelos hidrológicos empírico/conceptual de carácter distribuido y continuo, que permita reconstruir una serie histórica y pronosticar caudales medios diarios de la cuenca del río San Antonio. De esta manera se espera aportar a la construcción de futuros sistemas para el manejo integrado de los recursos hídricos de Córdoba.

OBJETIVO DEL CAPÍTULO

- 1) Aplicar y validar dos modelos hidrológicos con distintos grados de complejidad estructural (J2000g y J2K) y determinar el potencial de estas herramientas para realizar pronósticos de caudales de estiaje para el año 2012.

MATERIALES Y MÉTODOS

OBTENCIÓN Y SISTEMATIZACIÓN DE LA INFORMACIÓN

La información meteorológica disponible para el área de estudio proviene de la red telemétrica del CIRSA-INA, que cuenta con estaciones meteorológicas distribuidas en la cuenca (Fig. 1.1) y que se sistematizaron en un sistema de información RBIS (Capítulo 2). En la Tabla 3.1 se detalla el tipo de información disponible de cada una de las estaciones del CIRSA-INA utilizadas en la modelación hidrológica por su presencia o influencia sobre la cuenca del Río San Antonio. De estas se utilizaron solo aquellas con cantidad/calidad de datos adecuados para la modelación hidrológica pretendida. Al crear la base de datos desarrollada en el Capítulo 2 se rellenaron muchos datos faltantes mediante diversos mecanismos. Sin embargo, para la modelación hidrológica, algunos datos faltantes no han sido rellenados, ya que el modelo se encargará de la regionalización de la

información en la cuenca y de esta manera se disminuye una posible fuente de ruido en los datos. La Fig. 3.1 y la Fig. 3.2 resume gráficamente los espacios con datos faltantes en la serie de datos de lluvia y temperatura utilizadas para la modelación del período 1992-2012.

Tabla 3.1. Listados de estaciones disponibles (D) y utilizadas (U) para la modelación de la Cuenca del Río San Antonio. Las coordenadas de ubicación se expresan en el sistema de proyección UTM (20s) requerido por los modelos J2000g y J2K.

Estación	Ubicación			Tipo de información		
	Latitud	Longitud	asnm	Lluvia	Temperatura	Nivel
100	6505984.647	326788.5176	2262	D/U		
200	6519326.163	328091.6569	2322	D/U	D	
300	6515517.174	334564.1195	1554	D/U	D/U	
400	6505344.746	337574.3431	1708	D/U	D/U	
500	6512655.637	327166.9943	2330	D/U		
600	6519978.022	356054.7	657	D/U	D/U	D/U
700	6515257.965	344565.7735	1070	D/U	D/U	D
900	6523071.159	335050.8159	1626	D/U	D/U	
1010	6514138.034	340305.8581	1164	D/U	D/U	D
1100	6525188.187	359873.3825	664	D/U	D	
1200	6504516.635	330017.5681	2227	D/U	D/U	
1800	6520086.912	339218.4992	1305	D/U		D
2800	6498076.923	349232.445	911	D	D/U	
3400	6501651.656	321286.1193	2152	D	D/U	

Los caudales de salida, para cerrar la cuenca de estudio, se obtuvieron de una estación de nivel que se encuentra ubicada a la salida de la cuenca (Estación 600, Barrio Canal). De todas las estaciones con medición de nivel cada 15 minutos (Tabla 3.1) la Estación 600 es la única que cuenta con una curva H/Q realizada por el CIRSA. Pero debido a una rotura del muro de aforo y varios desplazamientos del sensor de nivel que llevaron a una modificación del perfil de medición, la curva H/Q solo es confiable en los años anteriores al 2000 (Vicario *et al.*, 2007). Dado que hay datos faltantes entre 1998 y 1999, la serie definitiva de caudales medios diarios utilizados para la calibración y validación de los modelos hidrológicos se extiende entre el 01-09-1994 y el 01-06-1997 (Fig. 3.3). Otro punto a considerar la extracción de agua para consumo humano, aguas arriba del punto de aforo y cierre de la cuenca. Al respecto se encuentra la planta potabilizadora de la COOPI, en la localidad de Cuesta Blanca, que cuenta con un módulo de extracción de $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$ (Coopi, com. Pers.). Su efecto sobre el balance hidrológico se discute en el Capítulo 4.

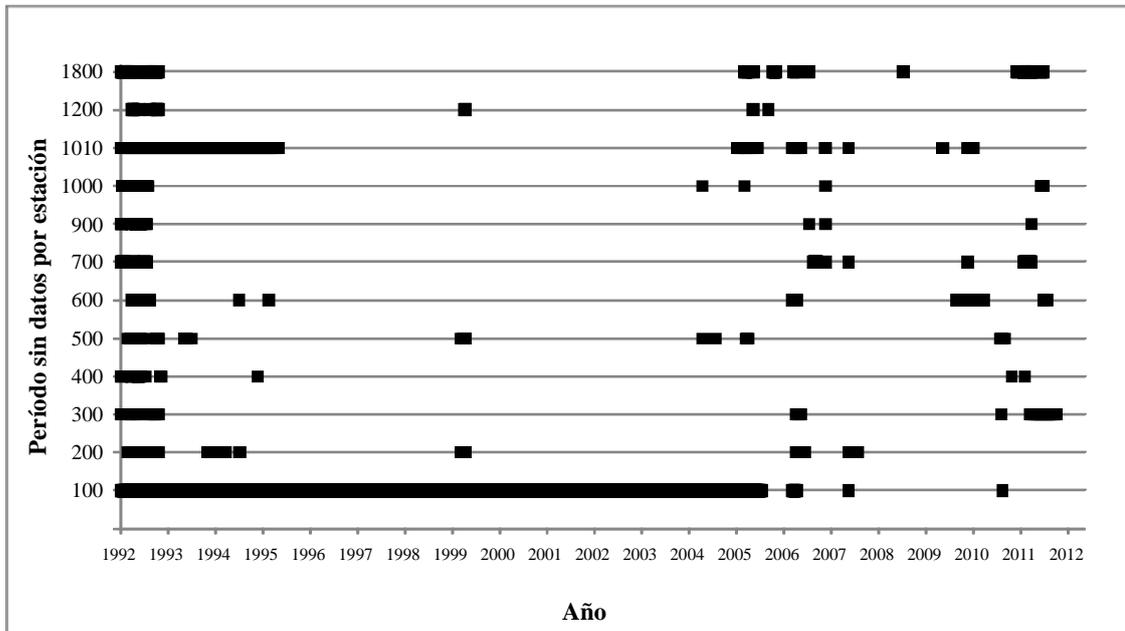


Fig. 3.1. Detalle de los períodos sin datos de lluvia (en Negrita) para cada estación entre los años 1992-2012.

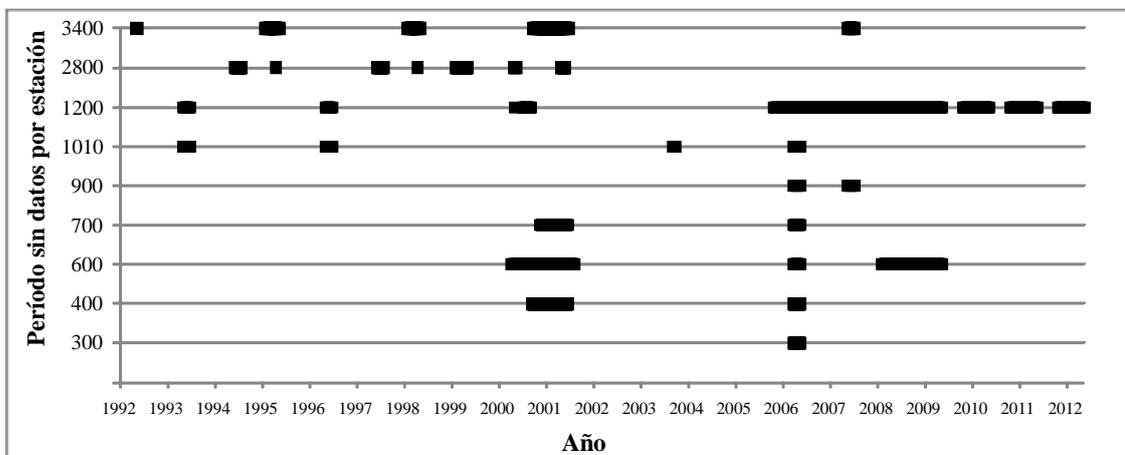


Fig. 3.2 Detalle de los períodos sin datos de temperatura (en Negrita) para cada estación entre los años 1992-2012

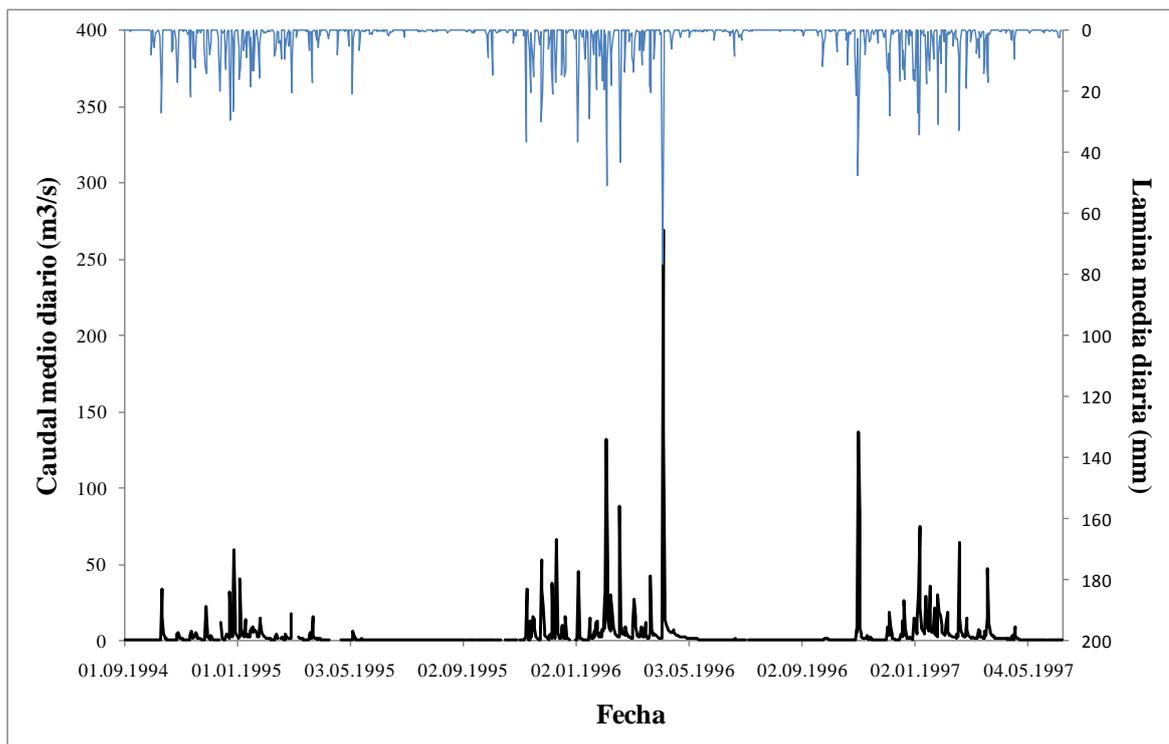


Fig. 3.3. Caudales medios diarios de la Cuenca del Río San Antonio (negro) y lámina media precipitada (azul) para el período 01-09-1994 al 01-06-1997.

DELIMITACIÓN DE UNIDADES DE RESPUESTA HIDROLÓGICA (HRU)

La caracterización de la cuenca se basó en los mapas derivados de imágenes satelitales, cobertura vegetal, modelo digital de elevación, pendientes, cauces y mapa pedológico de 30 m de resolución que se detallaron en el Capítulo 2.

Cada píxel o unidad de mapa de la cuenca tiene valores particulares y diferenciales en las distintas variables eco-morfológicas que se distribuyeron en mapas. Para integrar en un solo mapa digital toda la información de los distintos mapas es necesario realizar un proceso de agregación multicapa. Para ello, la información distribuida espacialmente se utilizó para delimitar las Unidades de Respuesta Hidrológicas (HRU) según su denominación en inglés por Flügel (1995). El tamaño de estas unidades puede ser desde 1

píxel (30m x30m) hasta varios píxeles dependiendo de la metodología usada en su construcción.

El modelo hidrológico que utiliza las HRU como unidades de modelación, asume que cada unidad está compuesta por un área (de un determinado tamaño) que tiene un comportamiento hidrológico homogéneo. Esta metodología de HRU permite la generalización espacial, es decir que utiliza como unidades de modelación píxeles vecinos con similitudes multivariadas en unidades de varios píxeles. La ventaja de esta agrupación es que se puede elegir una escala de modelación apropiada a la cuenca de estudio y se pueden reducir considerablemente los esfuerzos y tiempos de cómputos.

Para delinear los HRU, se utilizaron los mapas bases de cobertura vegetal y pedológico (categóricos), el DEM-SRTM (de carácter continuo), el mapa de pendientes categorizado (intervalos de 0-3, 3-5, 5-15, 15-35, 35-70 grados). El valor de iniciación de cauces, es decir el área de escurrimiento necesaria para iniciar la formación de un cauce de río primario, se calculó en promedio como 324 ha (n=20). El punto de cerrado de la cuenca se definió como la sección del río donde está emplazado el sensor de nivel de la Estación 600 (Barrio el Canal). El nivel de generalización elegido fue de un mínimo de 6 ha, según el cual cabría esperar un máximo de 8600 HRU para toda la cuenca, permitiendo hacer mapas de buena calidad en escalas de 1:20000. Para realizar los cómputos y operaciones entre mapas se utilizó el software HRU Delineation Toolbox (Schwartz *et al.*, 2012).

DETERMINACIÓN DE LOS PARÁMETROS DE LAS UNIDADES DE RESPUESTA HIDROLÓGICA (HRU)

Cada HRU obtenido en el proceso de delineación es una unidad multivariada de mapa que se encuentra definida con los siguientes atributos: Identificador único (ID), Ubicación (Lat/Long), Área (m²), Elevación (asnm), Pendiente (magnitud y orientación), Tipo de HRU (área o cauce de río), Tipo de drenaje (a otro HRU de área o a uno de cauce de río, y el ID correspondiente), Tipo de suelo (ID del mapa pedológico) y Tipo de cobertura (ID del mapa de cobertura vegetal). Toda esta información puede ser

concentrada en un SIG en una capa vectorial de polígonos con una tabla de datos asociada (archivo shape de ArcGis).

La tabla de HRU contiene atributos que son utilizados directamente por el modelo (área, elevación, pendiente) y otros atributos (tipo de suelo, tipo de cauce, tipo de cobertura vegetal) que debe ser asociados a tablas externas que describan su funcionalidad hidrológica. Estas nuevas tablas estarán conformadas por los parámetros que definen cada uno de los tipos nombrados en la tabla HRU principal.

En los siguientes puntos se detallan la construcción de las tablas externas asociadas a la tabla de HRU y los procedimientos para su parametrización.

DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS DEL TIPO DE SUELO.

Para la modelación hidrológica a nivel de cuenca que se pretende llevar a cabo, es necesario determinar para cada uno de los tipos de suelos definidos en el mapa pedológico la cantidad de agua que pueden retener a su capacidad de campo y en saturación. Si bien esta información no se encuentra disponible directamente en los mapas realizados, puede ser modelada a partir de los datos disponibles. Para ello, la composición del suelo de las 28 categorías del mapa desarrollado fue extraída del atlas de suelos del INTA y procesada con el programa HYDRUS-1D (Hydrus v4.0, 2008). Este programa permite modelar la curva de retención de agua de un suelo en función de su textura mediante el modelo Rosetta V1.0 (Rosetta, 1999). El modelo solo necesita los porcentajes de arena, limo y arcilla, y utiliza las ecuaciones de van Genuchten (1980), cuyos parámetros se estiman automáticamente mediante el uso de bootstraps y redes neuronales. El resultado es una curva de contenido de agua (humedad) cm^3/cm^3 para un amplio rango de presiones.

La capacidad de campo de un suelo puede definirse como la cantidad de agua retenida luego de la gravedad ha drenado los excesos de agua. Si bien la presión de succión a la que se determina la capacidad de campo varía con los distintos tipos de suelo, en la práctica suele usarse un valor de referencia. Unos de los valores de succión más utilizados a nivel mundial es el de -33 Kpa, recomendado para EEUU por su Servicio de Conservación de Suelos (Kirkham, 2005), método generalmente adoptado en Argentina

conjuntamente con el de clasificación de suelos. Sin embargo en este estudio se utiliza como capacidad de campo el valor de contenido de agua a -5 Kpa, coincidiendo con lo adoptado en varios países de Europa (Le Bas *et al.*, 1997; White, 2005) ya que se adapta mejor a suelos con un alto componente arenoso, como los presentes en la región de estudio. Este concepto hace que la capacidad de campo esté mucho más cerca de la saturación que en el método americano, ya que considera que a esa presión el movimiento del agua es lo suficiente lento como para que sea capturada por las plantas y/o permanecer en ciertos poros por más tiempo.

Los parámetros extraídos y calculados para el tipo de modelo hidrológico de cuenca que se pretende usar son: el almacenamiento en grandes poros (LPS por sus siglas en inglés, *Large Pore Storage*) y almacenamiento en poros medios (MPS, *Middle Pore Storage*). El almacenamiento LPS se corresponde con la cantidad de agua almacenada entre saturación del suelo y capacidad de campo (entre -0.001 Kpa y -5 Kpa) y su valor se guarda en un parámetro llamado *aircap*. El almacenamiento MPS se describe como la cantidad de agua que puede almacenarse entre capacidad de campo y punto de marchitez permanente (entre -5Kpa y -1500 Kpa) y su valor guarda en el parámetro *fc_sum*.

Para cada uno de los tipos de suelos descritos en la Tabla 2.5 se calculó el valor de *aircap* y *fc_sum* (en mm) para su perfil completo. Además, se calculó capacidad de agua útil para las plantas (MPS) cada 10cm de profundidad de suelo que se almacena en un parámetro llamado *fc_x* (mm/dm), donde x representa las secciones consecutivas en dm de profundidad desde la superficie. Toda estos parámetros de suelos, se almacenan en un archivo (Tabla 3.2) que se asocia a la tabla de HRU mediante el campo ID.

Tabla 3.2 Archivo de parametrización de suelos para la modelación hidrológica

Código	depht cm	aircap mm	fc_sum mm	fc_1 mm/dm	fc_2 mm/dm	fc_3 mm/dm	fc_4 mm/dm	fc_5 mm/dm	fc_6 mm/dm	fc_7 mm/dm	fc_8 mm/dm	fc_9 mm/dm	fc_10 mm/dm
1	10	5.00	5.00	5.00									
12	15	134.85	36.99	24.66	12.33								
13	80	191.00	276.30	34.86	34.86	34.43	34.43	34.43	34.43	34.43	34.43		
14	50	354.20	130.83	26.16	26.16	26.17	26.17	26.17					
22	15	134.85	36.99	24.66	12.33								
23	100	243.00	345.16	34.86	34.86	34.43	34.43	34.43	34.43	34.43	34.43	34.43	34.43
24	40	284.60	104.66	26.16	26.16	26.17	26.17						
32	10	99.10	24.02	24.02									
33	100	243.00	345.16	34.86	34.86	34.43	34.43	34.43	34.43	34.43	34.43	34.43	34.43
34	40	284.60	104.66	26.16	26.16	26.17	26.17						
42	10	99.10	24.02	24.02									
43	80	563.00	209.34	26.16	26.16	26.17	26.17	26.17	26.17	26.17	26.17		
44	30	215.00	78.49	26.16	26.16	26.17							
52	10	99.10	24.02	24.02									
53	60	773.10	138.81	23.59	23.59	23.59	22.68	22.68	22.68				
54	30	215.00	78.49	26.16	26.16	26.17							
62	10	99.10	24.02	24.02									
63	60	773.10	138.81	23.59	23.59	23.59	22.68	22.68	22.68				
64	30	267.30	74.97	24.99	24.99	24.99							
72	15	148.65	36.03	24.02	12.10								
73	100	1270.30	229.53	23.59	23.59	23.59	22.68	22.68	22.68	22.68	22.68	22.68	22.68
74	30	267.30	74.97	24.99	24.99	24.99							
82	15	148.65	36.03	24.02	12.10								
83	100	1270.30	229.53	23.59	23.59	23.59	22.68	22.68	22.68	22.68	22.68	22.68	22.68
84	30	267.30	74.97	24.99	24.99	24.99							
92	10	99.10	24.02	24.02									
93	100	1270.30	229.53	23.59	23.59	23.59	22.68	22.68	22.68	22.68	22.68	22.68	22.68
94	30	267.30	74.97	24.99	24.99	24.99							

DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS DEL TIPO DE COBERTURA VEGETAL.

La cobertura del suelo afecta en varios aspectos al ciclo hidrológico. En primer lugar, durante los eventos de lluvia y precipitación la cobertura tiene una función física que es la de interceptación. El agua interceptada por la vegetación u otras estructuras, es agua que no ingresa al suelo y por ende no se contabiliza en el balance hídrico del mismo, sino que se evapora directamente desde la superficie. Además, distintas coberturas afectan la infiltración ya que ofrecen distintos grados de sellado del suelo a través de superficies impermeables (Ej: Rocas). Las raíces de las plantas toman agua del suelo (MPS) para sus funciones, con lo cual generan un flujo de evapotranspiración (ET). Por último, las partes aéreas de la vegetación, en especial pastos y herbáceas también afectan los flujos superficiales al ofrecer una mayor rugosidad de terreno.

Para ajustar los valores de evapotranspiración e interceptación de las distintas coberturas se calculan los valores de las variables: Albedo, índice de área foliar (LAI, por sus siglas en inglés, *Leaf Area Index*), altura efectiva promedio (*effHeight*) y profundidad radicular promedio (*rootDepth*). También es posible incorporar valores como la resistencia estomática, si se tiene información disponible, para mejorar cálculos de ET. Para los procesos de infiltración se agrega una variable llamada: grado de impermeabilización (*sealedGrade*).

Los valores de cada una de las variables para cada cobertura fueron obtenidos utilizando imágenes satelitales, revisión bibliográfica de otros estudios y muestreos de campo. La imagen utilizada es la del satélite LANDSAT 5 TM (*Path/row 229/82*) del 12 de marzo del 2006 usada para construir el mapa de cobertura. Se calcularon valores de Albedo de referencia para cada cobertura haciendo un promedio de los valores derivados de la imagen (Butson y Fernandes, 2004; Wilson y Meyers, 2007; Shuai *et al.*, 2011) extraídos para cada clase. Sin embargo, el LAI es una variable con una fuerte componente estacional, por lo que un valor puntual no es suficiente para una caracterización. Dada la dificultad de encontrar una serie de imágenes que permitan la caracterización de los ciclos anuales de LAI para cada cobertura, se utilizaron datos provenientes de PlaPaDa - Plant Parameter Database (Breuer *et al.*, 2003; Breuer y Frede, 2003). Esta base de datos facilita el acceso a datos bibliográficos, en función de especies y tipos de coberturas; permitiendo extraer valores típicos de Albedo, LAI y profundidad radicular para coberturas y especies similares a las del área de estudio. Para cada una de las coberturas que se presentan en la Fig. 2.12 se obtuvieron los parámetros del archivo de entrada de vegetación para el modelo (Tabla 3.3). Parámetros como *LAI* y altura efectiva (*effHeight*) son calculados para cada estación.

Tabla 3.3 Archivo de parametrización de la vegetación para la modelación hidrológica.

Código	<i>albedo</i> %	<i>LAI_d1</i> m ² /m ²	<i>LAI_d2</i> m ² /m ²	<i>LAI_d3</i> m ² /m ²	<i>LAI_d4</i> m ² /m ²	<i>effHeight_d1</i> m	<i>effHeight_d2</i> m	<i>effHeight_d3</i> m	<i>effHeight_d4</i> m	<i>rootDepth</i> dm	<i>sealedGrade</i> %
1	0.35	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.9
2	0.27	0.7	0.3	0.3	0.6	0.3	0.3	0.3	0.3	1	0.82
3	0.17	2.5	1.5	1.5	2.5	0.8	0.5	0.5	0.8	4	0.1
4	0.2	1.2	0.8	0.8	1.2	0.2	0.1	0.1	0.2	2	0.1
5	0.12	2	1.5	1.5	2	1	0.7	0.7	1	5	0.05
6	0.23	1.5	0.6	0.6	1.5	1.3	0.4	0.4	1.3	3	0.45
7	0.18	2	0.7	0.7	2	1.6	0.6	0.6	1.6	5	0.22
8	0.8	4	1	1	4	3	1.5	1.5	3	7	0.15

(d1 = verano, d2 = otoño, d3 = invierno, d4 = primavera).

DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS DE LOS CURSOS DE AGUA.

Cada HRU se encuentra caracterizado en función de las variables que le dieron origen y tablas asociadas. En el caso de los HRU que son identificados como cauces de ríos, se deben definir ciertos parámetros para controlar el tránsito. Cada tramo del cauce debe contar con la siguiente información: ID del tramo hacia el cual drena (*to-reach*), Longitud (*length*), Pendiente media (*slope*), Ancho del cauce (*width*) y Rugosidad (*rough*). El parámetro *to-reach* es calculado automáticamente en el momento de creación del los HRU, en función del mapa de dirección de flujos (Capítulo 2). Longitud y pendiente pueden calcularse mediante un SIG de los mapas de ríos y pendientes (Capítulo 2). Para el ancho del cauce, se superpuso la capa vectorial del mapa de ríos sobre Google Earth y para cada uno de los 84 cauces de drenaje simulados se realizaron 5 estimaciones de su ancho para calcular el valor medio. Para la rugosidad, es necesario definir un valor de “n” de Manning de referencia, ya que un los modelos utilizan distintos parámetros para calibrar la velocidad de la onda (Krause, 2000). Según Aliaga (2009) y Catalini *et al.* (2010) el valor de n para algunos ríos de la Cuenca baja del río San Antonio oscila entre 0.085 y 0.1. Un análisis de sensibilidad con oscilaciones del 20% de “n” de Manning en un modelo de eventos con una resolución temporal de 5 minutos, no producen cambios mayores a 0.6% tanto en el valor de caudal como en el tiempo de los picos (Catalini *et al.*, 2010; Ortega y Ottaviani, 2010). Dado que el objetivo es una simulación hidrológica con paso temporal de 1 día y que la velocidad de la onda se calibra mediante parámetros que se discarán más adelante, se considera que un valor de referencia de 0.1 es lo suficientemente preciso para caracterizar todos HRU de tránsito.

IMPLEMENTACIÓN DE DOS MODELOS HIDROLÓGICOS DISTRIBUIDOS Y CONTINUOS.

Dos modelos hidrológicos se han implementados en este trabajo y ambos pertenecen al sistema JAMS - *Jena Adaptable Modelling System* (Kralisch y Krause, 2006)

que está siendo desarrollado por el *Department of Geoinformatics, Hydrology and Modelling*, de la Universidad Friedrich-Schiller, ubicada en Jena, Alemania. El sistema está en desarrollo continuo y cuenta con varias versiones operativas (<http://www.geoinf.uni-jena.de/5231.0.html?&L=2>). Algunas de las ventajas que motivaron la elección son: 1) El sistema es gratuito y de código abierto, con lo cual su programación puede ser vista, modificada y ampliada; 2) El sistema no tiene un solo modelo definido per-se, en su lugar tiene contextos anidados y una variedad de módulos y rutinas pre-programadas para que el usuario adapte o cree (programe) un modelo apropiado para su cuenca particular; 3) Además de contar con un buen entorno de programación, el sistema tiene herramientas que facilitan la extracción y el análisis estadístico de los resultados simulados en los distintos módulos o los datos de entrada, y herramientas de agregación espacial y temporal que permiten exportar resultados y gráficos en formatos SIG para la construcción de mapas. Este sistema modular es óptimo, ya que provee un entorno computacional virtualmente ilimitado para el desarrollo y la aplicación de modelo ambientales.

La implementación de un modelo requiere la preparación de un contexto espacial sobre el cual realizar la modelación, en este caso representado por los HRU. La estructura básica y la vinculación de los distintos contextos de un modelo en JAMS se muestran en la Fig. 3.4. El primer contexto, sobre el cual operan todos los demás es el Contexto del Modelo (CDM). Este contiene la caracterización de la cuenca de estudio, es decir la base de datos de HRU y sus bases asociadas donde se definen los parámetros de importancia hidrológica del tipo de suelos, cobertura vegetal y cursos de agua. El CDM está constituido por propiedades de la cuenca que son invariables a lo largo de todo el intervalo temporal que se simule. Dentro del CDM se ejecuta el Contexto Temporal (CT), que para este estudio es un ciclo que se repite a intervalo diario, definiendo un espacio de modelación continua. En el CT, para cada día, se leen las variables de entrada (climáticas), se realiza la modelación hidrológica en el Contexto Espacial (CE) y se almacenan las variables de salida (hidro-meteorológicas). El CE es donde operan los módulos y se realizan la modelación de los procesos hidrológicos.

Todos los procesos pueden ser definidos y modificados directamente desde el código de programación, pero además se pueden definir parámetros para ajustes finos

durante la modelación. JAMS cuenta con una IGU (Interfaz Gráfica de Usuario) para facilitar la modelación y la modificación de los parámetros principales definidos por el usuario sin necesidad de afectar el código del programa.

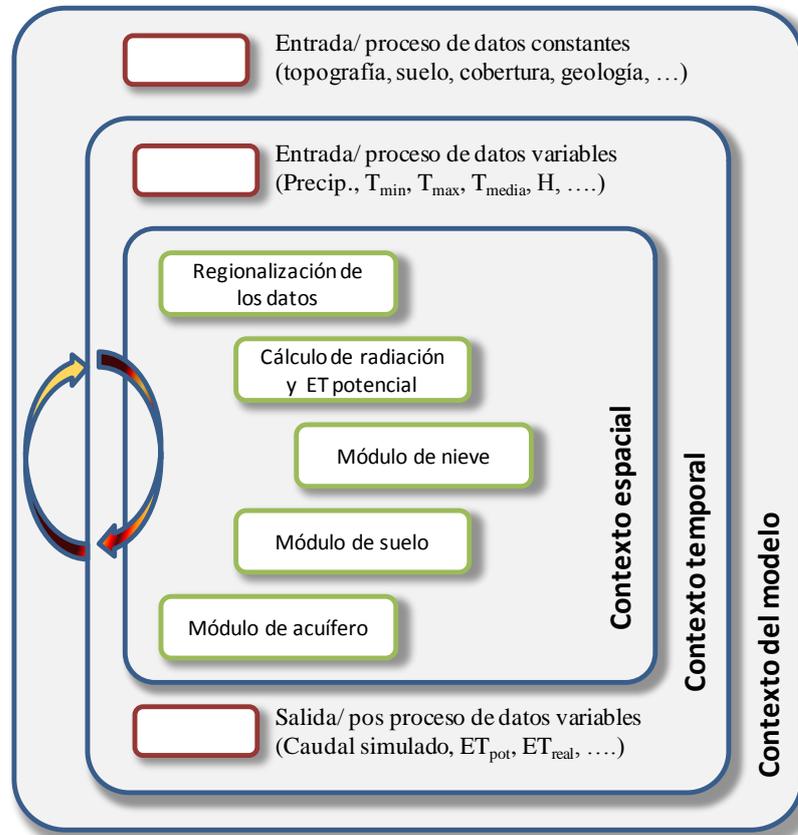


Fig. 3.4. Estructura y vinculación de los distintos contextos del modelo, adaptado de Kralisch *et al.* (2007).

Si bien JAMS es hoy un sistema de modelación, originalmente derivó de un modelo hidrológico llamado J2K (Krause, 2000, 2002), uno de los modelos implementados en esta Tesis. El otro modelo implementado llamado J2000g es una simplificación realizada por Krause y Hanisch (2009) del el J2K.

Hasta el momento en que el agua llega al suelo (módulo de suelo) ambos modelos utilizan una estructura similar, con módulos que si bien adaptados a esa estructura, tienen una funcionalidad equivalente en su código de programación. Una de las diferencias más notorias entre los dos modelos implementados, es que el J2000g si bien es distribuido tiene características semi-distribuidas ya que el balance hidrológico se lleva adelante en cada

HRU, pero el resultado para toda la cuenca es simplemente una agregación del aporte de todos los HRU. El modelo J2K en cambio es totalmente distribuido, siendo el resultado de cada HRU transmitido aguas abajo hacia los HRU espacialmente contiguos hasta llegar al punto de cierre. También hay grandes diferencias en la cantidad y tipos de módulos utilizados, en especial para modelar flujos y almacenamientos del suelo y subsuelo, según se describe más adelante.

REGIONALIZACIÓN DE DATOS DE ENTRADA

La primer rutina dentro del contexto espacial (CE) es la regionalización de las variables, de esta manera los datos provenientes de estaciones meteorológicas son distribuidos y asignados a cada HRU de la cuenca. Existen varios métodos para llevar a cabo esta regionalización, que pueden ser definidos desde la programación del módulo y pueden ser ajustados durante la modelación desde el IGU. Al igual que el RBIS (Capítulo II), JAMS tiene incorporado los mismos métodos de interpolación para datos puntuales. En este caso se prefirió el método de ponderación inversa a la distancia al cuadrado (IDW-2) con ajuste de la altura cuando el R^2 supera los 0.8, ya que genera campos más homogéneos. Cada una de las series de variables de entrada: precipitación, temperatura (Tmínima, Tmedia y Tmáxima) se regionaliza individualmente para cada día.

BALANCE DE RADIACIÓN Y CÁLCULO DE EVAPOTRANSPIRACIÓN

El siguiente módulo que se ejecuta tiene la finalidad de calcular la ET potencial que cada HRU tendrá en ese día particular. Una de las características de JAMS es que utiliza esa evapotranspiración potencial (ETp) para simular una evapotranspiración real (ETr) en función del agua disponible para evapotranspirar que el HRU tiene almacenada.

El primer paso en la obtención de una ET potencial depende del método elegido para calcular la misma, que a su vez depende de la disponibilidad de datos. En la zona de estudio existen algunas mediciones de humedad, radiación solar y velocidad y dirección del viento, pero con escasa calidad y poca distribución espacial y temporal. Las mediciones

de temperatura por el contrario tiene una amplia distribución espacial, lo que permite la regionalización y series de datos que cubren el período 1992-2012. Por tal motivo se eligió calcular ET con la aproximación de Hargreaves-Samani (Samani, 2000) ya que solo requiere datos de temperatura (Xu y Singh, 2001; Shahidian *et al.*, 2011), su ecuación es la siguiente:

$$ETp = 0.0023 * extRad * \sqrt{T_{max} - T_{min}} * (T_{media} + 17.8) \quad [\text{mm/d}] \quad (3)$$

donde *extRad* es la radiación extraterrestre, que es calculada automáticamente por el modelo en función de la fecha y la latitud y longitud de cada HRU.

Una vez determinada la ETp para cada día y cada HRU se calcula el valor de ET real para cada caso. Este paso se ejecuta conjuntamente con el módulo de suelo en modelo J2K o con el de balance hidrológico en el modelo J2000g, en ambos casos bajo los mismos lineamientos. Los modelos consideran que a medida que disminuye la saturación relativa del suelo, y su contenido de agua, es más difícil que ETr pueda alcanzar valores determinados por ETp. Para ello en el cálculo de ETr se establece un valor umbral para el nivel de saturación relativa del reservorio MPS (*satMPS*) por debajo del cual ETr siempre será menor que ETp de acuerdo a un factor de reducción (*RF*) que es una función lineal (Gurtz *et al.*, 1999; Uhlenbrook, 1999). El parámetro de calibración *soilLinRed* es el que regula el umbral y intensidad de la reducción lineal según las siguientes ecuaciones:

$$RF = 1 \text{ cuando } satMPS \leq soilLinRed \quad (4)$$

$$RF = \frac{satMPS}{soilLinRed} \quad (5)$$

Finalmente, la ETr de cada HRU se calcula como:

$$ETr = RF * ETp \quad [\text{mm/d}] \quad (6)$$

MÓDULO DE NIEVE

Si bien la cuenca de estudio presenta muy bajas precipitaciones en temporada invernal, en algunos años se producen nevadas en la zona de cabecera de la cuenca (Altas

Cumbres). Por este motivo se decidió incorporar en el modelo un módulo de nieve, cuya función es determinar, usando la temperatura de entrada y un parámetro de calibración (T_{base}), la relación lluvia/nieve durante la precipitación. El cálculo se realiza determinando 2 nuevas variables, temperatura de acumulación:

$$T_{acc} = \frac{T_{min} + T_{media}}{2} \quad [^{\circ}\text{C}] \quad (7)$$

y temperatura de deshielo:

$$T_{melt} = \frac{T_{media} + T_{max}}{2} \quad [^{\circ}\text{C}] \quad (8)$$

Si T_{acc} es igual o menor que el parámetro de calibración T_{base} se asume que la posible precipitación se da en la forma de nieve, siendo almacenada en cada HRU como su equivalente en agua. El paso siguiente es determinar si esa nieve va a estar en fase de persistencia o deshielo. Se considera que si T_{melt} es mayor que T_{base} se inicia el proceso de deshielo. Para calcular la cantidad de nieve que puede ser potencialmente transformada en agua se utiliza el parámetro de calibración $T_{meltFactor}$ (en mm/d $^{\circ}\text{C}$) según la ecuación:

$$Melt_{pot} = T_{meltFactor} * (T_{melt} - T_{base}) \quad [\text{mm/d}] \quad (9)$$

El valor potencial de deshielo se compara con la cantidad de nieve almacenada y se determina la cantidad de agua que se transfiere directamente, como ingreso, al el módulo de suelo.

MODELO HIDROLÓGICO J2000G.

La estructura del modelo J2000g (Fig. 3.5) se basa en una simplificación del modelo hidrológico J2K. Luego de distribuida y calcula la información de entrada para HRU (precipitación, temperatura, ETp) se ejecuta el módulo de balance hidrológico. Primero se revisan los niveles del almacenamiento de agua en el suelo del paso temporal anterior (MPS_{act}). El valor máximo de MPS (MPS_{max}) se corresponde con el de capacidad de campo útil de cada suelo y puede ser calibrada en la modelación mediante un único parámetro de calibración multiplicativo FCA . Una vez distribuida el agua que ingresa (precipitación/deshielo) en cada HRU se dispone del agua necesaria para ET en

función de la saturación relativa del suelo (ver sección anterior sobre el cálculo de ET). El resto de los ingresos (*inflow*) se distribuyen entre la escorrentía superficial (ES) e infiltración (INF) en función de la saturación relativa de la capacidad de campo (*satMPS*), según las siguientes ecuaciones:

$$satMPS = \frac{MPSact}{MPSmax} \quad (10)$$

$$ES = satMPS * Inflow \quad [mm/d] \quad (11)$$

$$INF = (1 - satMPS) * Inflow \quad [mm/d] \quad (12)$$

El agua infiltrada se destina a MPS hasta que se llene el almacenamiento. Una vez saturado el MPS, los excesos (XS) pueden percolar al subsuelo (PERC) o formar parte de la escorrentía superficial (ES). Esta distribución se realiza en función de la pendiente del HRU (*slope*) y un parámetro de calibración llamado *LatVerDist* según las ecuaciones:

$$XS_{dist} = (1 - \tan(slope * \frac{\pi}{180})) * LatVerDist \quad (13)$$

$$ES = XS_{dist} * XS \quad [mm/d] \quad (14)$$

$$PERC = (1 - XS_{dist}) * XS \quad [mm/d] \quad (15)$$

Esta distribución de los excesos se realiza hasta el máximo de percolación posible por unidad de tiempo (*MaxPerc*), con lo que todo exceso de agua que haya ese día será transferido a ES. El agua derivada a PERC forma parte automáticamente de flujo de base (FB) que aporta ese HRU. De esta manera solo queda agua almacenada los poros medios (MPS) donde es retenida en contra de la fuerza de gravedad y solo puede ser extraída por ET de las plantas en los próximos intervalos de tiempo.

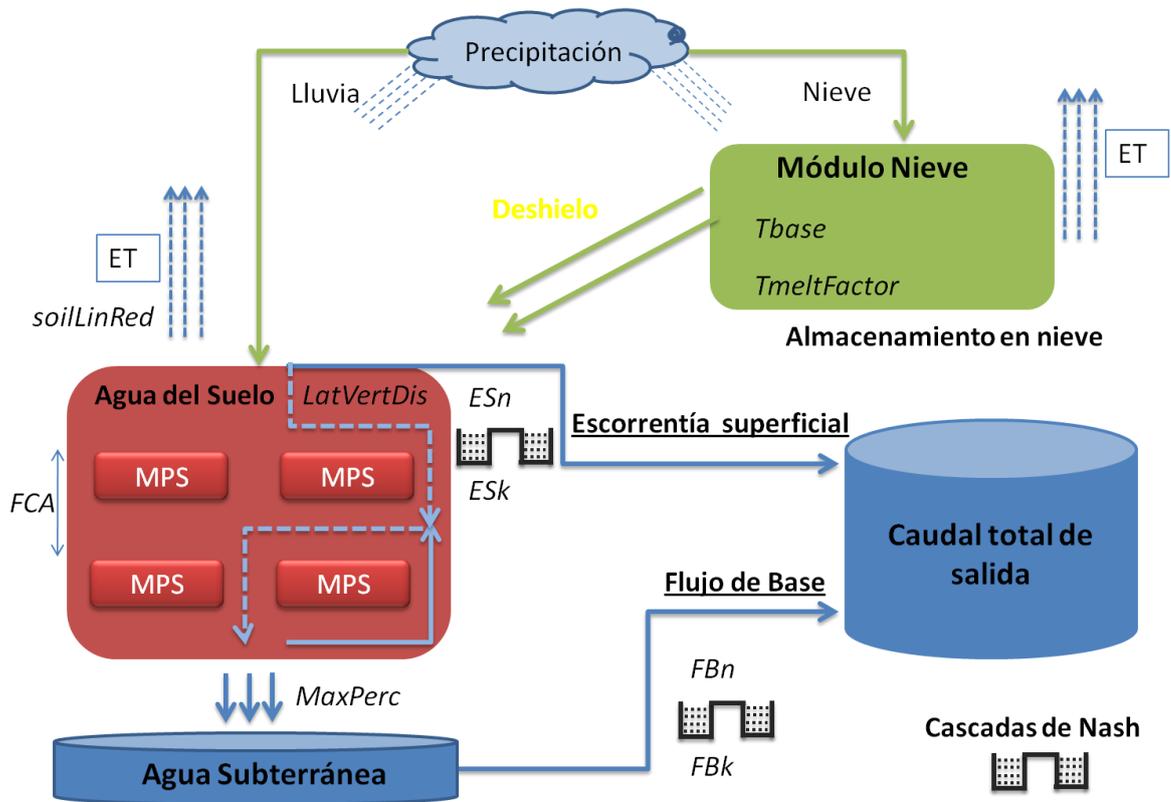


Fig. 3.5. Diagrama de la estructura del modelo hidrológico J2000g (cortesía de Santosh Nepal).

Alcanzado este punto ya se ha realizado el balance para cada HRU quedando definidos sus ingresos y salidas. El próximo paso es determinar el caudal de salida de la cuenca en su punto de cierre, este modelo al ser simplificado, no considera intercambios entre HRU vecinos, ni tránsito hidrológico por redes de drenaje. Las salidas por flujos ES y FB se integran para todos los HRU de la cuenca y se las considera como almacenamientos de respuesta lineal (cascadas de Nash). El método de almacenamiento lineal permite calibrar el flujo de salida, ya que las cascadas de Nash se regulan por 2 parámetros: (n) número de cascadas y (k) coeficiente de retardo (Fig. 3.5) generándose los componentes del flujo de salida a nivel de cuenca ES_{nash} y FB_{nash} . Estos componentes sumados conforman el caudal medio diario simulado por el J2000g para la cuenca de estudio

MODELO HIDROLÓGICO J2K.

Mientras que J2000g solo tiene dos tipos de flujos o escorrentías que se totalizan y regulan mediante las cascadas de Nash en un solo módulo de balance hidrológico, el modelo J2K tiene tres módulos que gestionan 4 tipos de flujos en función de su origen específico (Krause, 2000). Estos flujos provienen de dos reservorios de la zona saturada y dos de la zona no-saturada. El primer módulo que encuentran los ingresos de precipitación es el de intercepción vegetal. Luego, el agua que llega efectivamente al suelo es dividida entre el módulo de suelo (zona no-saturada), que considera los almacenamientos tanto al MPS como al LPS, y un módulo de subsuelo (zona saturada) donde se simulan dos tipos distintos de acuíferos (Fig. 3.6).

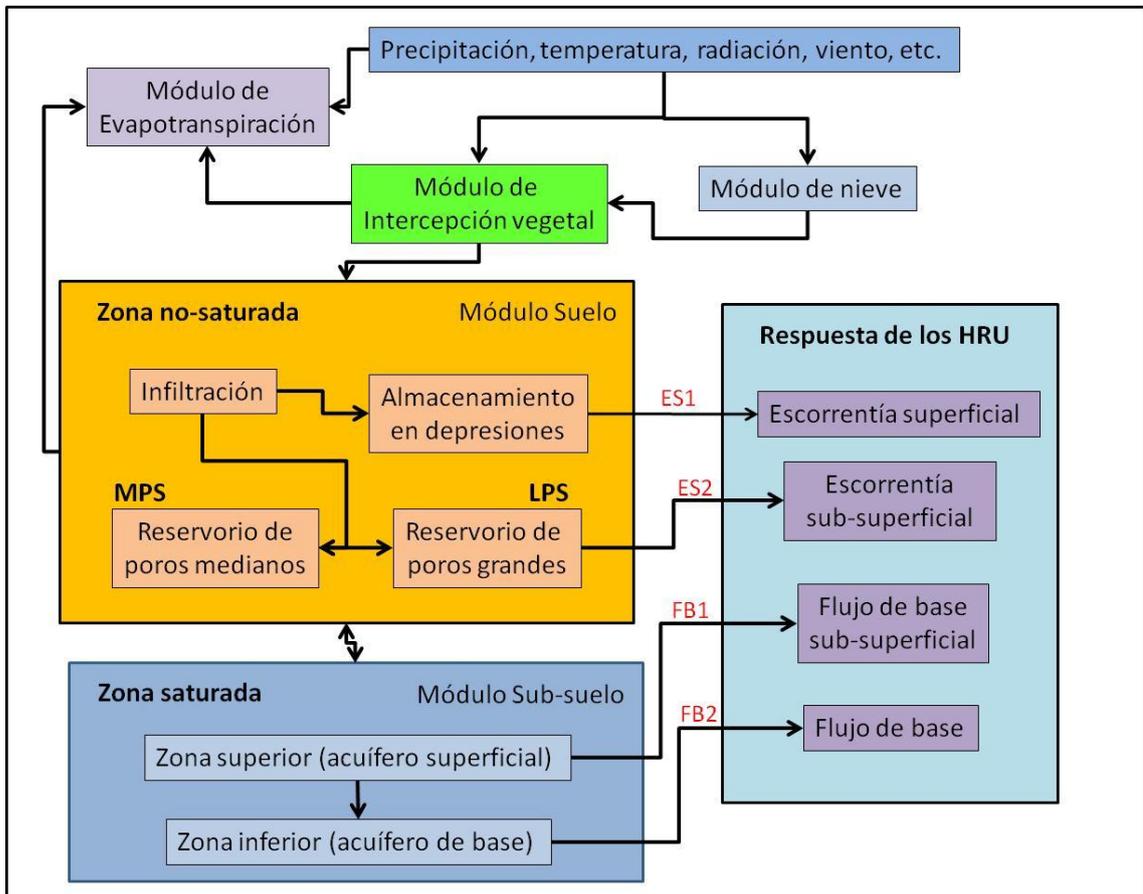


Fig. 3.6. Estructura y anidamiento de los distintos contextos del modelo. Adaptado de Krause *et al.* (2009).

El componente con la mayor dinámica temporal es la escorrentía superficial (ES1), directo y rápido, consiste en la escorrentía de las áreas impermeables (rocas) y los excesos de la saturación de suelos. La escorrentía sub-superficial (ES2) reacciona más lentamente y puede ser considerada como el flujo lateral dentro de la zona del suelo. Dentro de la zona saturada y el módulo de sub-suelo, hay dos flujos que pertenecen al tipo de flujos de base. El flujo de base sub-superficial (FB1), es un flujo sub-superficial más lento que ES2 y simula la escorrentía de la parte superior de un acuífero local en contacto directo con el río. El flujo de base (FB2) es el de respuesta más lenta, y representa el flujo dentro de las fracturas de las rocas sólidas. En la determinación de los distintos flujos y escorrentías tienen una influencia importante la forma de relieve, los parámetros específicos del suelo como la conductividad hidráulica de los horizontes individuales de cada HRU y el estado de los reservorios hacia los cuales se produce el drenado.

MÓDULO DE INTERCEPCIÓN VEGETAL DEL J2K

La intercepción de la precipitación es el proceso por el cual las lluvias o nieves que caen sobre vegetaciones son redistribuidas. La precipitación que golpea la superficie de plantas es retenida temporalmente y, en última instancia, o bien se evapora a la atmósfera (pérdida por intercepción) o escurre hacia el suelo, ya sea por la caída en forma de gotas o fluyendo por ramas y tallos, escurrimiento fustal (Muzylo *et al.*, 2009). El valor que se busca con la modelación de la intercepción es el de trascolación (Domingo *et al.*, 1998; Carlyle-Moses, 2004; Herbst *et al.*, 2006), es decir la cantidad de precipitación que llega efectivamente a la superficie del suelo. El agua interceptada se guarda en un almacenamiento (Int_{HRU}) cuyo tamaño máximo se determina según Dickinson (1984):

$$Int_{max} = condInt \cdot LAI \quad [mm] \quad (16)$$

donde LAI representa el índice de área foliar que se describió para cada HRU en la obtención sus parámetros de la cobertura vegetal y $condInt$ un parámetro de calibración que permite adaptar la relación al tipo condición de la zona. Int_{max} es la máxima cantidad que puede almacenar por unidad de tiempo el área vegetativa de cada HRU (LAI), que solo puede ser vaciado a través de la evaporación. Para obtener el valor de trascolación se le debe restar a la precipitación neta calculada para cada HRU la cantidad retenida por la vegetación en esa unidad de tiempo:

$$precip = precip_{neta} - Int_{hru} \quad [mm] \quad (17)$$

MÓDULO DE SUELO DEL J2K

El módulo de suelo regula y distribuye agua, desde y hacia, muchos otros módulos. Este módulo recibe como ingreso el agua (de lluvia o nieve) que no fue interceptada por la vegetación. El primer componente que recibe este tipo de agua es el de infiltración, principal nodo de distribución del agua en el suelo (Fig. 3.7).

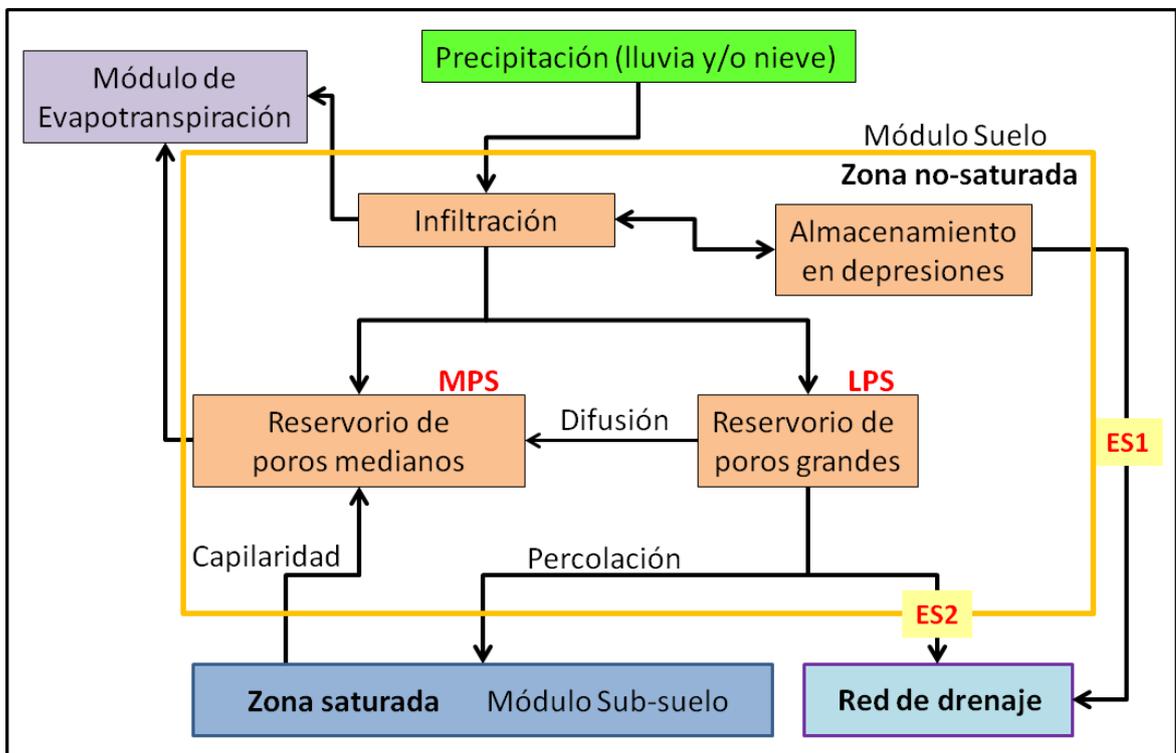


Fig. 3.7. Estructura y vinculación del módulo de suelo. Adaptado de Krause (2002).

De la cantidad de agua que llega al suelo, una parte es infiltrada y otra es destinada a la escorrentía superficial (ES1), pudiendo en el camino quedar retenida en depresiones (micro-irregularidades del terreno) desde las cuales se evapora agua directamente. El cálculo del agua que infiltra (INF) al suelo depende de la saturación relativa del suelo ($soil_{sat}$) y un parámetro de calibración que representa la tasa máxima de infiltración por día ($maxInf$), según las ecuaciones:

$$soil_{sat} = \frac{(MPS_{act} + LPS_{act})}{(MPS_{max} + LPS_{max})} \quad (18)$$

$$INF = (1 - soil_{sat}) * maxInf \quad [mm/d] \quad (19)$$

El agua no infiltrada es directamente transformada en ES1 excepto por la parte puede quedar retenida en depresiones del terreno según el parámetro *maxDepStor*. Mientras que el agua infiltrada es entonces distribuida entre el MPS y el LPS, llenándose primero el MPS en función de su nivel de saturación relativa y el parámetro de calibración *soilDistMPSLPS* que permite regular esta distribución entre reservorios:

$$MPS_{in} = INF * (1 - e^{\frac{1 - soilDistMPSLPS}{satMPS}}) \quad [mm] \quad (20)$$

El agua infiltrada que no ingresa a MPS es incorporada a LPS según:

$$LPS_{in} = INF - MPS_{in} \quad [mm] \quad (21)$$

Como se explicó anteriormente MPS almacena agua en contra de la fuerza de gravedad, por lo que hace falta una fuerza activa para extraer el agua de este reservorio. Esta puede ser evaporación directa por capilaridad en el estrato superior del suelo o evapotranspiración causada por la vegetación que toma agua activamente de este reservorio. El LPS en cambio contiene agua que es movilizada por la gravedad se distribuye en un flujo lateral o escorrentía sub-superficial (ES2) y percolación al sub-suelo (PERC). La cantidad de agua que LPS otorga a ES2 y a PERC por unidad de tiempo se calcula en función de la saturación relativa del suelo (*soil_{sat}*) y un parámetro de calibración no lineal (*soilOutLPS*) según la ecuación:

$$LPS_{out} = (soil_{sat})^{soilOutLPS} * LPS_{act} \quad [mm] \quad (22)$$

Una vez determinada la cantidad de agua de salida, esta debe ser distribuida entre ES2 y PERC. Para ello se utiliza la pendiente del HRU (*slope*) y un parámetro de calibración llamado *LatVerDist* como se indica en las siguientes ecuaciones:

$$PERC = (1 - \tan(\text{slope} * \frac{\pi}{180})) * LatVerDist * LPS_{out} \quad [\text{mm}] \dots (23)$$

$$ES2 = (\tan(\text{slope} * \frac{\pi}{180})) * LatVerDist * LPS_{out} \quad [\text{mm}] \dots (24)$$

La tasa de percolación por unidad de tiempo puede ser regulada mediante un parámetro de calibración (*maxPerc*), y una vez alcanzado el máximo el agua restante se agrega a la escorrentía sub-superficial (ES2).

El agua que permanece en LPS hasta el siguiente paso temporal puede difundir hacia MPS (*LPS2MPS*) para recargar este reservorio y recuperar las pérdidas por ET. El proceso es realizado en función del nivel de saturación relativa del MPS (*satMPS*) y el parámetro de calibración *soilDiffMPSLPS* según la ecuación:

$$LPS2MPS = LPS_{act} * (1 - e^{\frac{1 - \text{soilDiffMPSLPS}}{\text{satMPS}}}) \quad (25)$$

Las salidas de este módulo de suelo son controladas por parámetros de calibración como en el caso de la percolación y *maxPerc*. La escorrentía superficial y la sub-superficial (ES1 y ES2) pueden ser controladas en la calibración por parámetros de retención del flujo (*soilConcES1* y *soilConcES2*) de acuerdo con la siguientes expresiones:

$$ES1_{out} = \frac{1}{\text{soilConcES1}} * ES1 \quad [\text{mm}] \quad (26)$$

$$ES2_{out} = \frac{1}{\text{soilConcES2}} * ES2 \quad [\text{mm}] \quad (27)$$

MÓDULO DE SUB-SUELO DEL J2K

Este módulo es el encargado de manejar los reservorios y los flujos de las formaciones geológicas definidas para el área de estudio. Idealmente un mapa hidrogeológico de la zona puede ser incluido en el proceso de delineación de HRU, generándose la determinación de los parámetros hídricos de cada una de las clases definidas. Dada la escasa información espacialmente distribuida de la hidrogeología de la

cuenca de estudio, más la falta de datos y perforaciones con mediciones de sus procesos, la mejor estrategia en esta modelación es la de considerar una sola unidad para toda la cuenca. De esta manera los parámetros de esta unidad hidrogeológica pueden calibrarse fácilmente en función de los hidrogramas observados y las curvas de recesión de temporada de estiaje. La estrategia elegida también acompaña la elección de los procesos en los que se focaliza el estudio: comportamiento hidrológico del eje suelo-vegetación y la escorrentía superficial.

El módulo de sub-suelo (Fig. 3.6) considera para cada unidad geológica la existencia de 2 reservorios o acuíferos: El superficial (SupAcu) compuesto de material suelto sobre la roca madre que por consiguiente tiene alta permeabilidad y corto tiempo de retención, y el de base (BaseAcu) representado por la matriz rocosas y sus fisuras, que saturadas permanentemente, tienen baja permeabilidad y un tiempo de retención largo. Los acuíferos tienen atributos que los definen en su capacidad de almacenamiento en mm (SupAcu_{max} y BaseAcu_{max}) y su coeficiente de retención o tiempo de permanencia en días (SupAcu_{ret} y BaseAcu_{ret}). El llenado de ambos reservorios se produce a través de la percolación del suelo (PERC) y la distribución del agua entre ambos está regulada por el parámetro de calibración *gwSupBaseDist* ponderado por la pendiente del HRU según las ecuaciones:

$$SupAcu = PERC * (1 - (1 - \tan(\text{slope} * \frac{\pi}{180}))) * gwSupBasedist \quad [\text{mm}] \quad (28)$$

$$BaseAcu = PERC * (1 - \tan(\text{slope} * \frac{\pi}{180})) * gwSupBasedist \quad [\text{mm}] \quad (29)$$

El agua sale de los reservorios del sub-suelo en la forma de flujos de base (Fig. 3.6) llamados flujo de base sub-superficial (FB1) y flujo de base (FB2). El aporte cada uno de estos flujos está en relación a su nivel de saturación relativo, su tiempo de permanencia y un parámetro de calibración de retención del flujo (*gwConcFB*) de acuerdo con las siguientes ecuaciones:

$$FB1 = \frac{1}{gwConcFB1 * SupAcu_{ret}} * satSupAcu \quad [\text{mm}] \quad (30)$$

$$FB2 = \frac{1}{gwConcFB2 * BaseAcu_{ret}} * satBaseAcu \quad [\text{mm}] \quad (31)$$

Otra función del módulo de sub-suelo permite recargar el MPS del suelo a través de la suba por capilaridad (GW2MPS). Este proceso se realiza en función del nivel de saturación relativa del MPS (*satMPS*), el espacio de almacenamiento disponible en MPS (*freeMPS*) y el parámetro de calibración *gwCapRise* según la ecuación

$$GW2MPS = freeMPS * (1 - e^{\frac{1-gwCapRise}{satMPS}}) \quad (32)$$

MÓDULO DE TRANSMISION DE FLUJOS O ESCORRENTÍAS

El modelo J2000g integraba las salidas de los HRU mediante la suma y el retado de los flujos de salida se regulaba mediante Cascadas de Nash.

El modelo de simulación J2K incluye dos componentes para el transito hidrológico. El primer componente es implementada para la simulación del transporte lateral del flujo desde un HRU hacia la próxima HRU hasta que el flujo de agua alcanza finalmente el curso fluvial. Para realizar este transporte, el agua proveniente de los 4 tipos de flujos o escorrentías (ES1, ES2, FB1 y FB2) es transmitida aguas abajo de un HRU al siguiente (topológicamente) como una simple suma de masas. Este proceso continúa hasta que los HRU se encuentran con la red de drenaje, allí el agua de los 4 tipos de flujos ingresa al cauce y empieza a ser transferida por el segundo componente del tránsito hidrológico. Esta componente, se encarga de realizar el transito hidrológico en cauce. Para cada tramo del cauce de la red de drenaje estudiada, se realiza el transito hidrológico utilizando un modelo comúnmente aplicado de onda cinemática donde la celeridad de la onda se calcula usando Manning-Strickler según Krause (2000). El caudal de cada tramo del cauce (q) se calcula en función del agua almacenada en el paso temporal anterior y los ingresos provenientes de otros cauces y HRUs (q_{act}), utilizando un coeficiente de retención (Rk) según la ecuación:

$$q = q_{act} * e^{\frac{-1}{Rk}} \quad [m^3/s] \quad (33)$$

A medida que el coeficiente de retención Rk es más alto, mayor es la velocidad de la onda de crecida y menos agua permanece en el tramo. En la modelación de este componente de transito hidrológico se utiliza un único parámetro de calibración

denominado *flowRouteTA* que permite ajustar la onda simulada a la observada. Este parámetro se utiliza para calcular el coeficiente de retención (*Rk*) en función de la velocidad del flujo (*v*) y la longitud del cauce (*fl*) según la ecuación:

$$Rk = \frac{v}{fl} * flowRouteTA * 3600 \quad (34)$$

Para poder calcular *Rk* es necesario determinar en forma iterativa la velocidad (*v*) mediante el uso del coeficiente de rugosidad de Manning (*M*), la pendiente media del curso (*I*) y el radio hidráulico (*Rh*) que es calculado en el proceso iterativo en función de la sección del cauce del río (*A*) y del ancho del cauce (*b*). Para este proceso iterativo, una velocidad inicial (*v_{init}*) es asumida igual a 1m/s y luego ajustada con la nueva velocidad calculada *v* hasta que ambas velocidades de flujo difieran en menos de 0.001m/s. Las ecuaciones utilizadas en el proceso iterativo son:

$$Rh = \frac{A}{b + 2 \frac{A}{b}} \quad (35)$$

donde,

$$A = \frac{q_{act}}{v_{init}} \quad [m^2] \quad (36)$$

y

$$v = M * Rh^{\frac{2}{3}} * I^{\frac{1}{3}} \quad [m/s] \quad (37)$$

CÁLCULO DE EFICIENCIA DE LOS MODELOS HIDROLÓGICOS

Se calcularon criterios de eficiencia que permiten evaluar el desempeño del modelo al comparar caudales simulados (*sim*) con caudales medidos (*obs*) a la salida de la cuenca (Estación 600, Barrio Canal). Los criterios se seleccionaron por ser indicadores de

eficiencia selectivamente más sensibles a distintas porciones del hidrograma, según se detalla en Krause *et al.* (2005). En total se calcularon 6 criterios cuyas sus denominaciones y ecuaciones se detallan a continuación:

Nash-Sutcliffe efficiency (NS)

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (obs_i - sim_i)^2}{\sum_{i=1}^n (obs_i - \overline{obs})^2} \quad (38)$$

Ln_Nash-Sutcliffe (Ln_NS) es la versión del criterio anterior pero los cálculos se realizan con el logaritmo de las series de datos: Ln (*sim*) y Ln (*obs*).

Coefficiente de correlación de Pearson (R^2)

$$R^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (obs_i - \overline{obs})(sim_i - \overline{sim})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (obs_i - \overline{obs})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (sim_i - \overline{sim})^2}} \right)^2 \quad (39)$$

Error Volumétrico Absoluto

$$AVE = \sum_{i=1}^n |obs_i - sim_i| \quad (40)$$

Raíz del error cuadrático medio (RMSE)

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (obs_i - sim_i)^2}{n}} \quad (41)$$

Error Porcentual (PBIAS)

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (obs_i - sim_i)}{\sum_{i=1}^n (obs_i)} * 100 \quad (42)$$

Los valores óptimos que indican una buena simulación varían según los criterios, para NS, Ln_NS y R² el valor de máxima eficiencia es 1, mientras que para los demás el valor óptimo es 0.

CALIBRACIÓN DE LOS MODELOS HIDROLÓGICOS

Dada la naturaleza de ambos modelos, el proceso utilizado para calibrarlos fue diferente en cada caso. El modelo J2000g fue diseñado de manera simplificada y por lo tanto cuenta con un número reducido de procesos y parámetros de calibración, si se lo compara el modelo J2K (ver próximas secciones, Tabla 3.4 y Tabla 3.5).

Otra consideración importante a la hora de calibrar un modelo es el set de datos medidos (realidad) con los cuales se compara la simulación. El resultado de ambos modelos es la evolución temporal del caudal diario de la cuenca del río San Antonio, siendo la serie de caudales medios diarios medidos al punto de cierre de la cuenca (estación 600 del CIRSA) es conjunto de datos adecuados para la comparación. Como se mencionó anteriormente se dispone de una serie de datos de caudales que se extiende entre el 01-09-1994 y el 01-06-1997. Sin embargo, se seleccionó como período de calibración solo una parte de los datos del año hidrológico 1996-1997 (del 01-09-1996 hasta el 01-06-1997). Los motivos de esta elección se deben a: 1. Es necesario reservar datos medidos para que el proceso de validación de los modelos calibrados se haga con datos independientes; 2. La porción de datos seleccionados es el período más largo de la serie sin datos faltantes; y 3. Al ser la porción final de esta serie le da más tiempo a los modelos para entrar en régimen.

CALIBRACIÓN DEL J2000G

En este modelo se realizó una parametrización siguiendo un método manual de prueba y error (Gupta *et al.*, 2006) para ajustar el hidrograma simulado con el observado. El comportamiento del modelo se ajustó hasta obtener valores de eficiencia, indicadores de un buen ajuste de la simulación. El rango de valores posibles para cada parámetro y el resultado de la calibración detallan en la Tabla 3.4.

Tabla 3.4. Parámetros de calibración del modelo J2000g

Parámetro	Descripción	Rango	Valor calibrado
<i>soilLinRed</i>	Umbral e intensidad de la reducción lineal de Etr	0 a 1	0.8
<i>Tbase</i>	Punto de transformación agua/nieve	-5 a +5	0
<i>TmeltFactor</i>	Factor de grados días para regular el deshielo	0 a 10	6.32
<i>FCA</i>	Factor de ajuste de la capacidad de campo útil	0 a 20	0.35
<i>LatVerDist</i>	Coefficiente de distribución Lateral/vertical	0 a 100	6
<i>MaxPerc</i>	Máximo de percolación posible por unidad de tiempo	0 a 100	2
<i>ESn</i>	Número de cascadas de Nash para la escorrentía superficial (ES)	1 a 100	4
<i>ESk</i>	Coefficiente de recesión Nash para ES	1 a 1000	1.2
<i>FBn</i>	Número de cascadas de Nash para la el flujo base (FB)	1 a 100	2
<i>FBk</i>	Coefficiente de recesión Nash para FB	1 a 1000	35

Si bien un buen valor de eficiencia indica que el modelo puede simular la respuesta de la cuenca, esto no indica que se deba al comportamiento adecuado de sus componentes. Por este motivo, además del criterio del modelador en la parametrización, se puede usar un set de datos externos para validar los parámetros o las distintas variables del ciclo hidrológico que son simuladas. Lamentablemente en el área de estudio, no hay mediciones extensivas ni espacialmente distribuidas de humedad del suelo, evapotranspiración u otras variables de interés que permitan esta evaluación. En el Capítulo 5, se explora una alternativa que utiliza información satelital como método alternativo de co-validación.

CALIBRACIÓN DEL J2K

La calibración del modelo J2K tiene una mayor cantidad de parámetros de calibración que se deben ajustar para que los componentes del modelo se adapten a la hidrología de la cuenca. Por este motivo se optó un método de calibración combinado

(Gupta *et al.*, 2006) donde primero se aplica una calibración matemática (automática) y luego una manual. La calibración automática se realizó mediante el uso del código OPTAS - Optimization Wizard, una herramienta en línea (en desarrollo por Christian Fischer, <http://sonne.geogr.uni-jena.de/login.php>). OPTAS permite realizar una calibración a través de la red en los servidores del Departamento de Geoinformática, Hidrología and Modelación, de la Universidad Friedrich-Schiller. Esta funcionalidad remota es sumamente útil dado que se requiere un alto poder de cómputo y muchas horas de trabajo para lograr la cantidad necesaria de interacciones que los algoritmos requieren. En este caso se utilizó un algoritmo genético multiobjetivo llamado NSGA-II (Deb *et al.*, 2002), cuyo código está implementado en OPTAS, y que permite buscar solución a múltiples parámetros ajustando varios criterios de eficiencia a la vez. El resultado de la calibración automática fue sometido a un ajuste manual menor como en el caso del modelo anterior. El rango de valores posibles para cada parámetro y el resultado de la calibración para J2K se detalla en la Tabla 3.5.

Tabla 3.5. Parámetros de calibración del modelo J2K

Parámetro	Descripción	Rango	Valor calibrado
<i>soilLinRed</i>	Umbral e intensidad de la reducción lineal de Etr	0 a 1	0.8
<i>Tbase</i>	Punto de transformación agua/nieve	-5 a +5	0
<i>TmeltFactor</i>	Factor de grados días para regular el deshielo	0 a 10	6.32
<i>LatVerDist</i>	Coefficiente de distribución Lateral/vertical	0 a 10	7.96
<i>MaxPerc</i>	Máximo de percolación posible por unidad de tiempo	0 a 100	6.2
<i>condInt_rain</i>	Adaptación de la interceptación para lluvias	0 a 5	0.47
<i>condInt_snow</i>	Adaptación de la interceptación para nieve	0 a 5	1.93
<i>maxInf_summer</i>	Tasa máxima de infiltración por día (para el verano)	0 a 200	24.46
<i>maxInf_winter</i>	Tasa máxima de infiltración por día (para el invierno)	0 a 200	15.88
<i>maxDepStor</i>	Máxima retención en depresiones del terreno	0 a 10	6.62
<i>soilDistMPSLPS</i>	Factor de distribución entre reservorios MPS/LPS	0 a 10	3.91
<i>soilDifMPSLPS</i>	Tasa de difusión de LPS a MPS	0 a 10	6.65
<i>soilConcES1</i>	Regulador de la escorrentía superficial ES1	0 a 10	0.68
<i>soilConcES2</i>	Regulador de la escorrentía sub-superficial ES2	0 a 10	2.61
<i>gwSupBaseDist</i>	Factor de distribución entre reservorios Sup/Base	0 a 5	0.47
<i>gwConcFB1</i>	Regulador del flujo de base sub-superficial FB1	0 a 10	1.36
<i>gwConcFB2</i>	Regulador del flujo de base FB2	0 a 10	1
<i>gwCapRise</i>	Regulador de transferencia por capilaridad	0 a 10	0.07
<i>flowRouteTA</i>	Regulador del caudal de tránsito	0 a 10	2.66

VALIDACIÓN DE LOS MODELOS HIDROLÓGICOS

Se realizaron validaciones de los modelos con 3 series de datos diferentes, pero tomadas en la misma sección del Río San Antonio. En primer lugar se utilizó la serie de datos de la estación 600 del CIRSA que marca el punto de cierre de la cuenca. Luego se utilizaron datos puntuales de campañas de aforo de la Sub-secretaría de Recursos Hídricos de la Provincia de Córdoba (SRH_Cba). Por último se tomaron mediciones propias durante la temporada de estiaje del 2012 con la doble finalidad de probar el poder predictivo a mediano plazo del modelo y validar el modelo.

VALIDACIÓN CON DATOS DE LA ESTACION 600 DEL CIRSA

De la serie disponible de datos de caudales que se extiende entre el 01-09-1994 y el 01-06-1997, el período entre 01-09-1996 y el 01-06-1997 fue utilizado para calibración. Por este motivo solo podemos calcular la eficiencia en fase de validación para los años hidrológicos 1994-1995 y 1995-1996.

VALIDACIÓN CON DATOS DE CAMPAÑAS DE AFOROS (SRH_CBA)

Esta validación se realizó con datos puntuales (caudales instantáneos) obtenidos de aforos relevados a campo. Estos conjuntos de datos debido al costo operativo tienen la desventaja de ser escasos. Para este análisis se obtuvieron 12 mediciones de caudales realizadas por la Sub-secretaría de Recursos Hídricos de la Provincia de Córdoba (SRH_Cba) en el período 2008-2009.

PREDICCIÓN HIDROLÓGICA PARA EL ALERTA TEMPRANA DE SITUACIONES DE DÉFICIT HÍDRICO

Las mediciones del 2012 tuvieron por finalidad evaluar el poder predictivo de caudales de estiaje del modelo. Durante el 2012 se utilizó el modelo para pronosticar los caudales de estiaje del río San Antonio y evaluar la posibilidad de uso de estos modelos como sistema de alerta temprana de déficit hídrico en la cuenca de estudio. Para ello, el día 28 de Mayo de 2012 se realizó una estimación de los caudales medios diarios de estiaje con los datos disponibles hasta ese día (considerado el fin de la temporada de lluvias). Asumiendo un escenario en el que no hay precipitaciones durante el invierno, se pronosticaron los caudales hasta fines de septiembre (4 meses hacia el futuro). Para validar el modelo, se actualizó la base de datos de precipitación con lo ocurrido hasta el 31 de Agosto y se actualizó la simulación. Las mediciones fueron realizadas con un perfilador doppler (River Surveyor Acoustic Doppler Profiler S5, SONTEK) paralelas a la sección del muro de aforo de la estación 600 del Cirsa-INA en Barrio el Canal. En total se realizaron 3 campañas de medición, los días 27 de julio, 14 de Agosto y 5 de Septiembre.

RESULTADOS

DELINEACIÓN DE LAS UNIDADES DE RESPUESTA HIDROLÓGICAS DE LA CUENCA DEL RÍO SAN ANTONIO.

En el proceso de delineación de HRU se definieron 4271 unidades (Fig. 3.8) de un tamaño mínimo de 6 ha, un máximo de 58 ha y un área promedio de 11.6 ha, la distribución de tamaños de puede ver en el histograma de la Fig. 3.9.

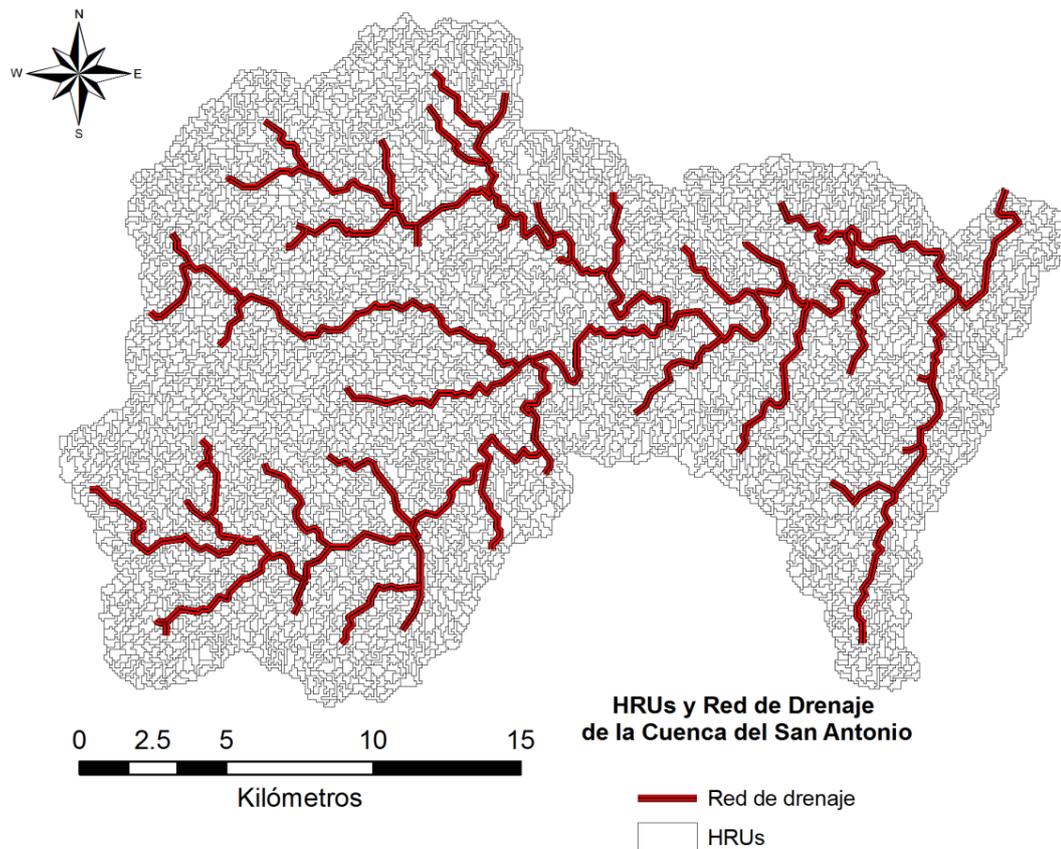


Fig. 3.8. Mapa de HRU definidos para la modelación hidrológica distribuida de la cuenca del río San Antonio.

Las características de la zona, la pendiente y la orientación de las laderas fueron los factores dominantes en el proceso de separación de HRU. Los histogramas de distribución de HRU en relación a estas variables geomorfológicas se muestran en: Fig. 3.10 para altura sobre el nivel del mar, Fig. 3.11 para pendiente y Fig. 3.12 para orientación de laderas.

Cada HRU está asociado a tablas de parámetros que definen las características y el comportamiento de su suelo y cobertura vegetal.

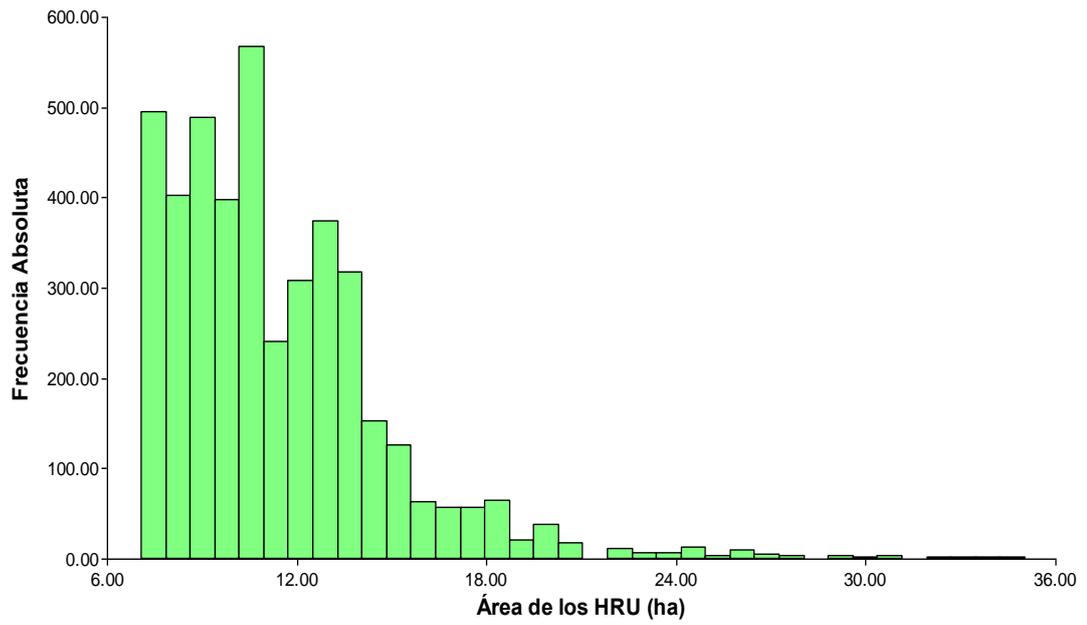


Fig. 3.9. Histograma de frecuencias absolutas mostrando la distribución de tamaños de los HRU definidos para la modelación hidrológica distribuida de la cuenca del río San Antonio.

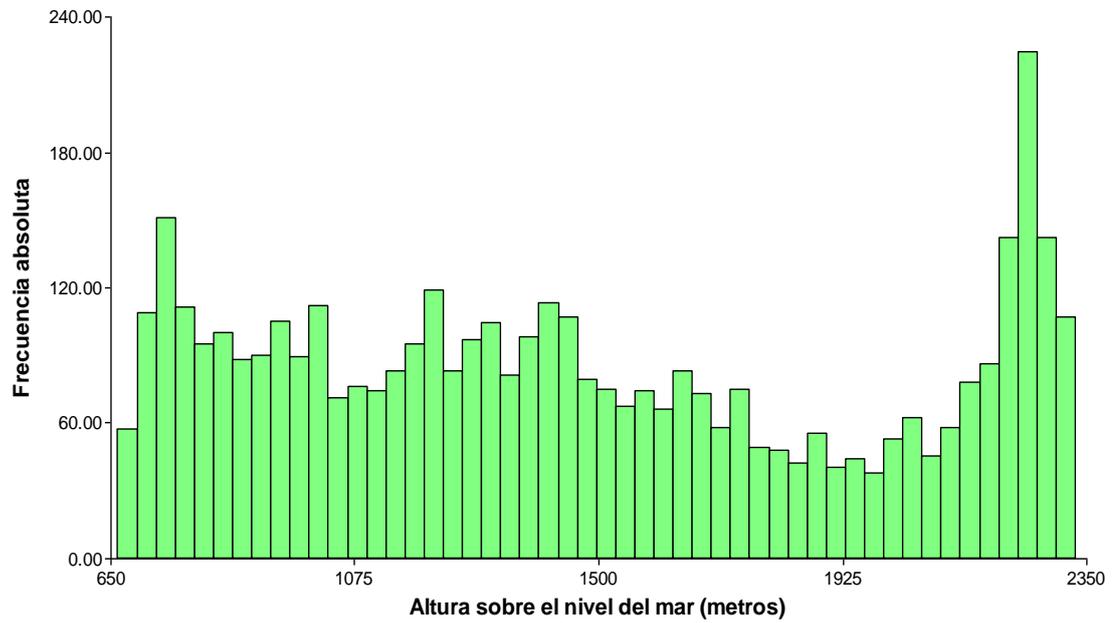


Fig. 3.10. Histograma de frecuencias absolutas de los HRU mostrando la distribución de alturas sobre el nivel del mar de cada unidad.

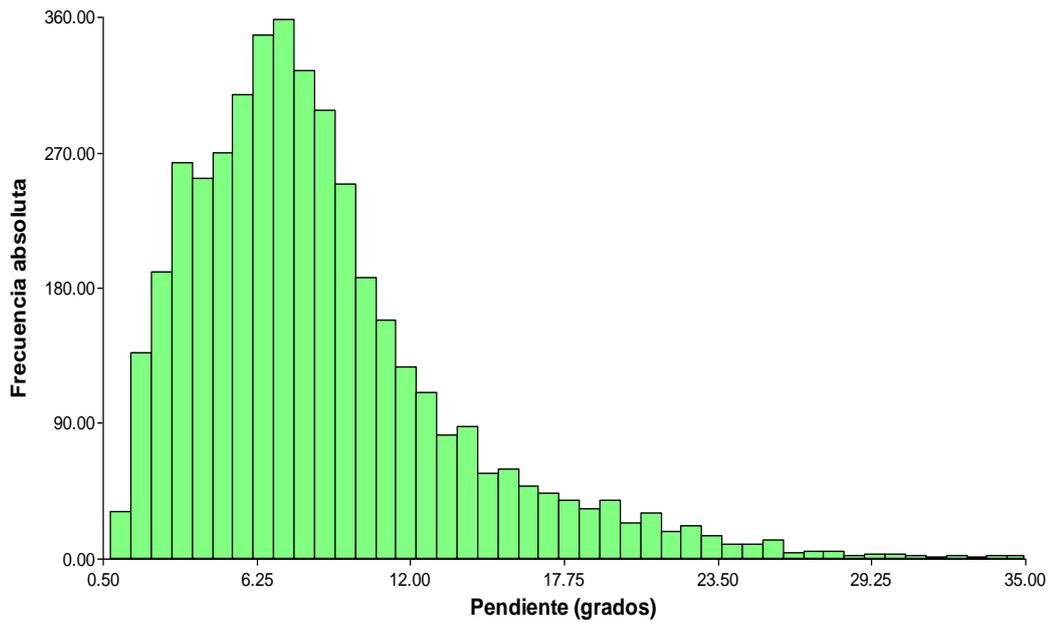


Fig. 3.11. Histograma de frecuencias absolutas de los HRU mostrando la distribución de pendientes de cada unidad.

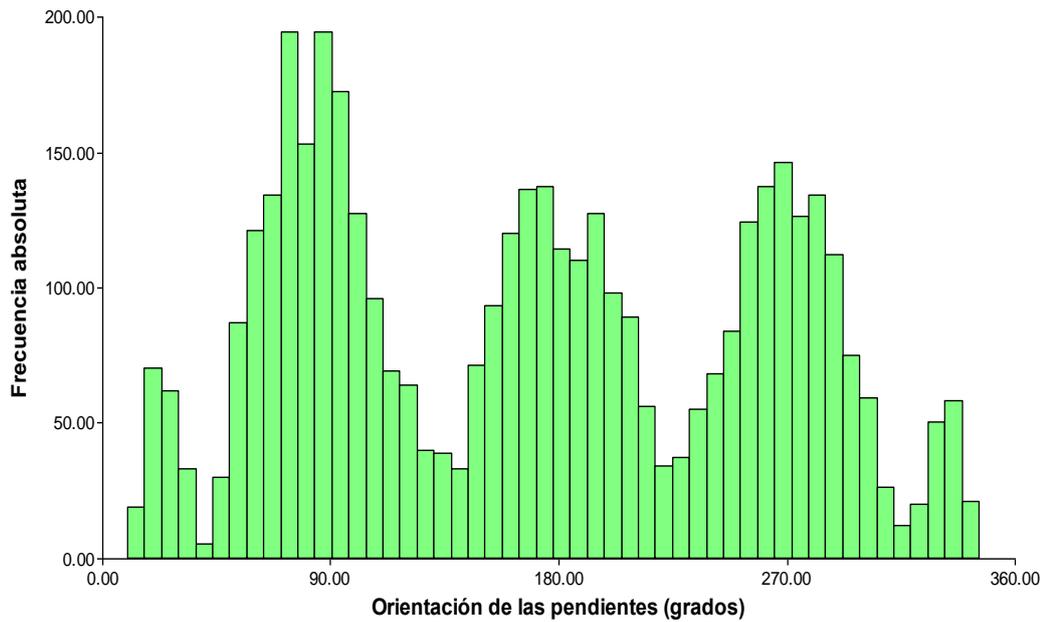


Fig. 3.12. Histograma de frecuencias absolutas de los HRU mostrando la distribución de orientación de las pendientes (0 y 360 representan el Norte, valores van desde 0 según agujas del reloj) de cada unidad.

MODELOS J2000G Y J2K DE LA CUENCA DEL RÍO SAN ANTONIO.

La implementación y calibración de ambos modelos para la cuenca del río San Antonio, se realizó obteniendo valores altos en los criterios de eficiencia, mostrando el J2k un mejor desempeño (Tabla 3.6). Estos valores de eficiencia para el período de calibración (1996-1997) se mantuvieron en rangos aceptables durante la fase de validación con datos de la estación 600 del CIRSA (1994-1996).

Tabla 3.6. Criterios de Eficiencia calculados para distintas fases de la calibración y validación de ambos modelos hidrológicos aplicados.

Criterios de eficiencias	Modelo J2000g			Modelo J2K		
	Calibración	Validación		Calibración	Validación	
	1996-1997	1995-1996	1994-1995	1996-1997	1995-1996	1994-1995
Nash-Sutcliffe	0.77	0.78	0.62	0.89	0.88	0.63
Nash-Sutcliffe Log	0.72	0.64	0.59	0.73	0.68	0.53
Coef. de correlación de Pearson	0.77	0.84	0.63	0.90	0.89	0.63
Error volumétrico absoluto	22.72	50.37	71.56	2.47	86.69	53.03
RMSE	5.75	9.04	3.22	4.02	6.62	3.19
PBIAS	1.71	-2.65	-9.97	-0.19	-4.56	7.39

El hidrograma diario de caudales de salida de la cuenca del río San Antonio simulado por ambos modelos para el período 1992-2012 puede verse en la Fig. 3.13. Tanto en este gráfico como en la descripción climática realizada en el Capítulo 2, puede observarse que el año hidrológico 1994-1995 fue particularmente anómalo en la intensidad de la sequía. Otra característica interesante que puede observarse en la Fig. 3.13 es que los caudales simulados por el J2K alcanzan picos de caudales más elevados durante los eventos de precipitación. Este último hecho puede observarse más claramente en un gráfico de caudales observados y simulados tanto del período de calibración (1996-1997, Fig. 3.14) como de los períodos de simulación 1995-1996 (Fig. 3.15) y 1994-1995 (Fig. 3.16).

En las Fig. 3.15y Fig. 3.16 se destaca que si bien ambos modelos presentan una buena concordancia con lo observado, es notorio como el J2K ajusta levemente mejor en la mayoría de los picos de caudales máximos.

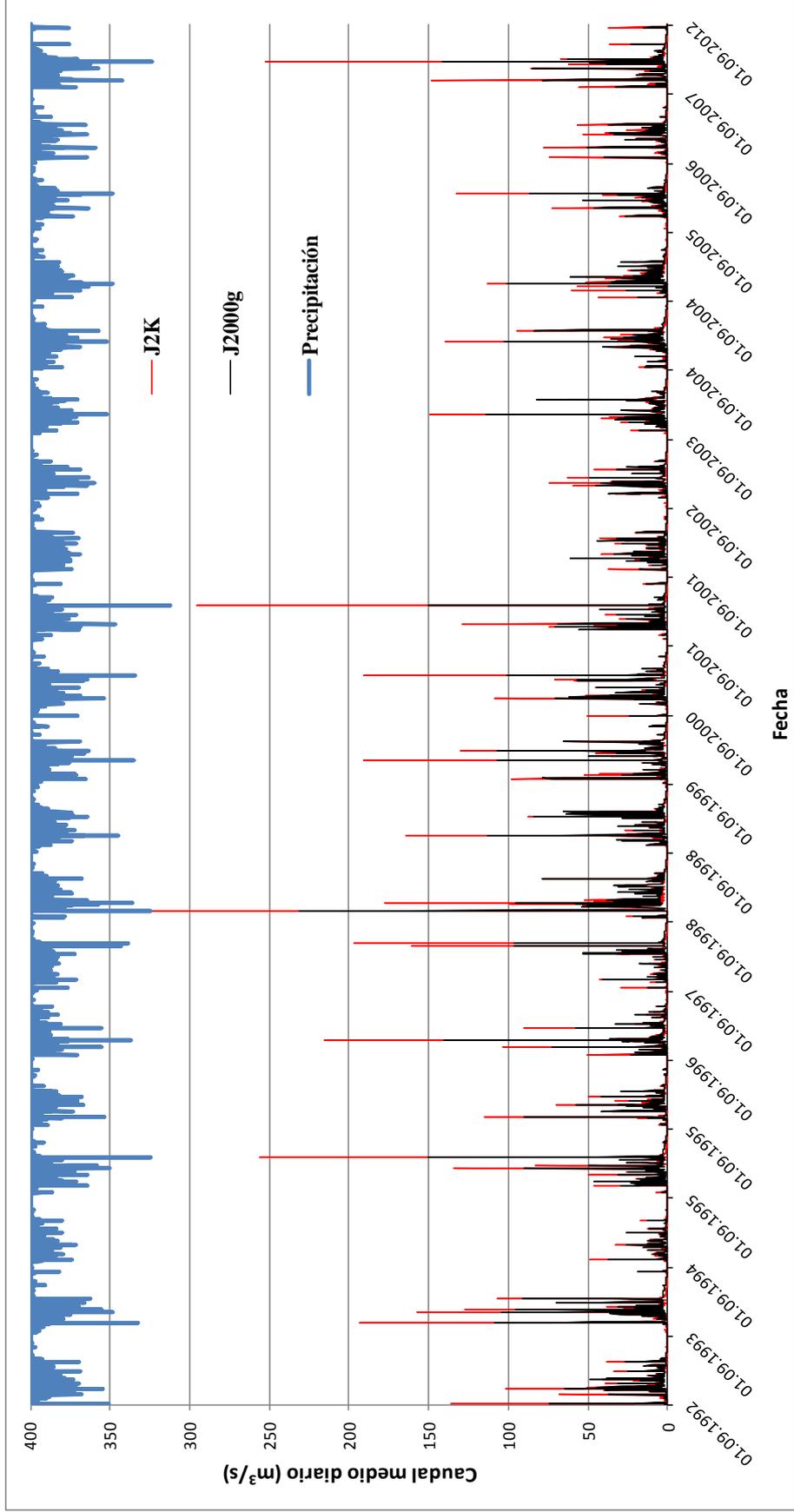


Fig. 3.13. Caudales medios diarios simulados por el modelo J2000g (negro) y J2K (rojo), para la cuenca del río San Antonio en el período 01-09-1992 al 01-09-2012. En azul se muestra como referencia la precipitación media areal.

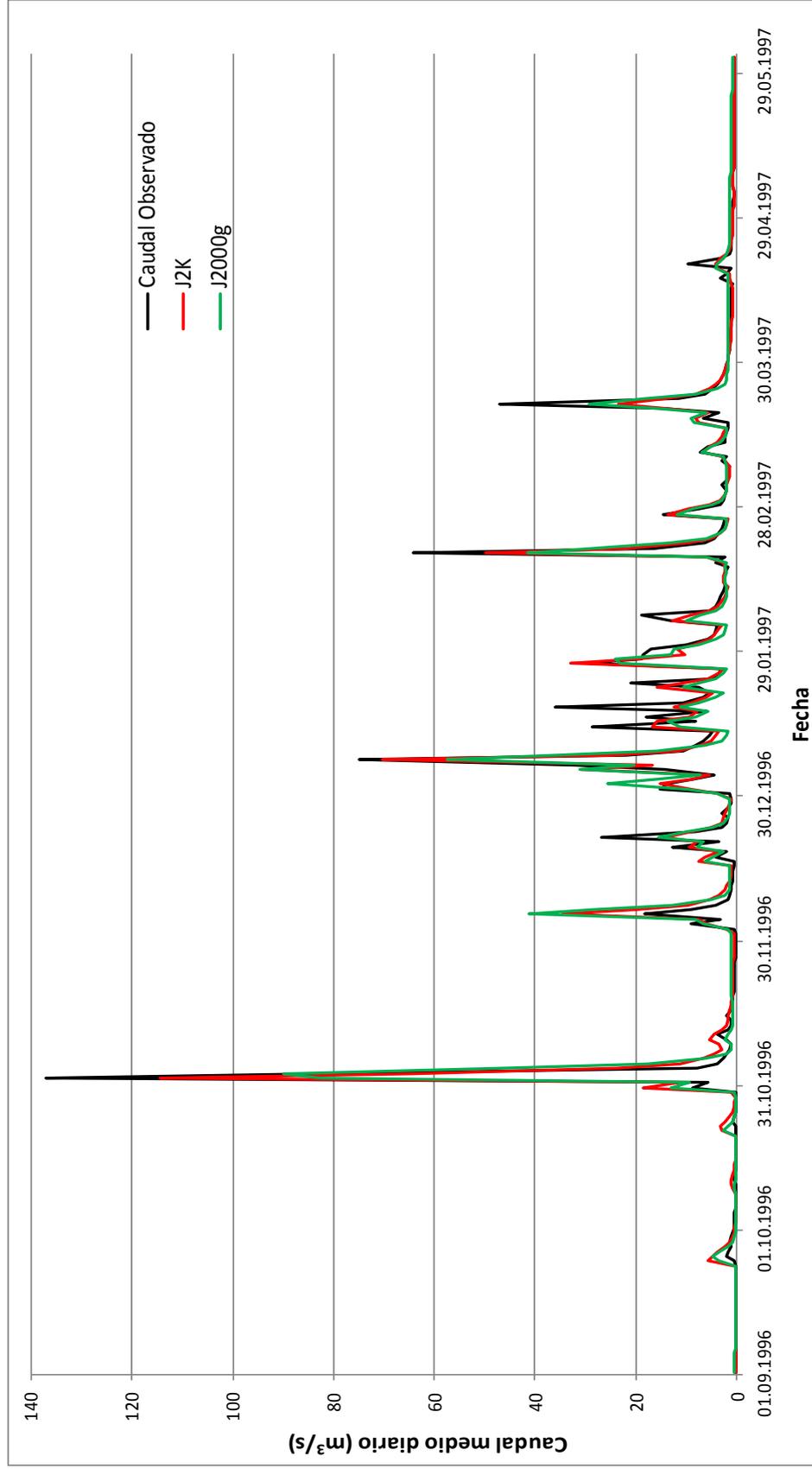


Fig. 3.14. Caudales medios diarios observados (negro) y simulados por el modelo J2000g (verde) y J2K (rojo), para la cuenca del río San Antonio en el período de calibración (01-09-1996 al 01-06-1997).

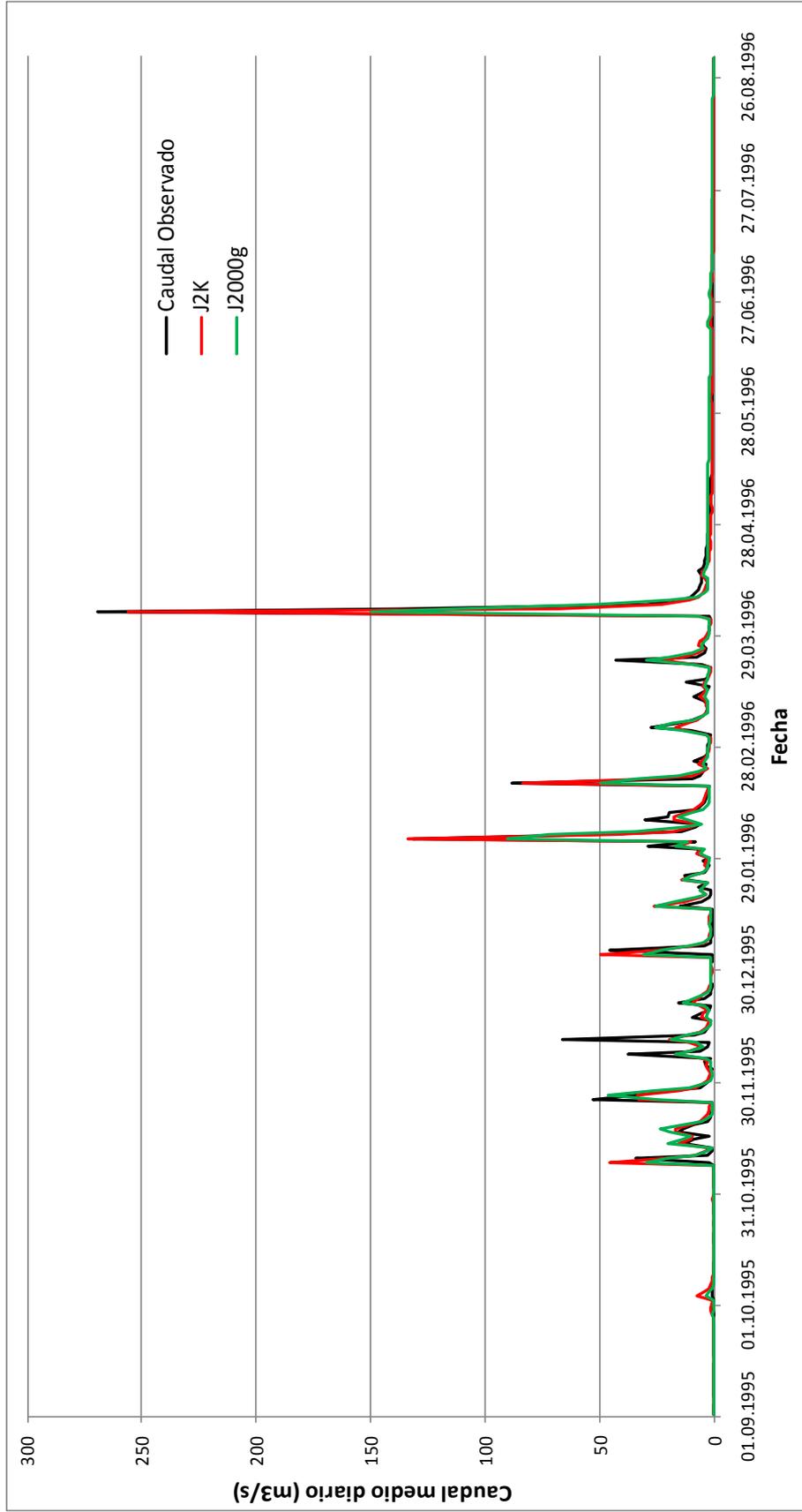


Fig. 3.15. Caudales medios diarios observados (negro) y simulados por el modelo J2000g (verde) y J2K (rojo), para la cuenca del río San Antonio en el período de simulación (01-09-1995 al 31-08-1996).

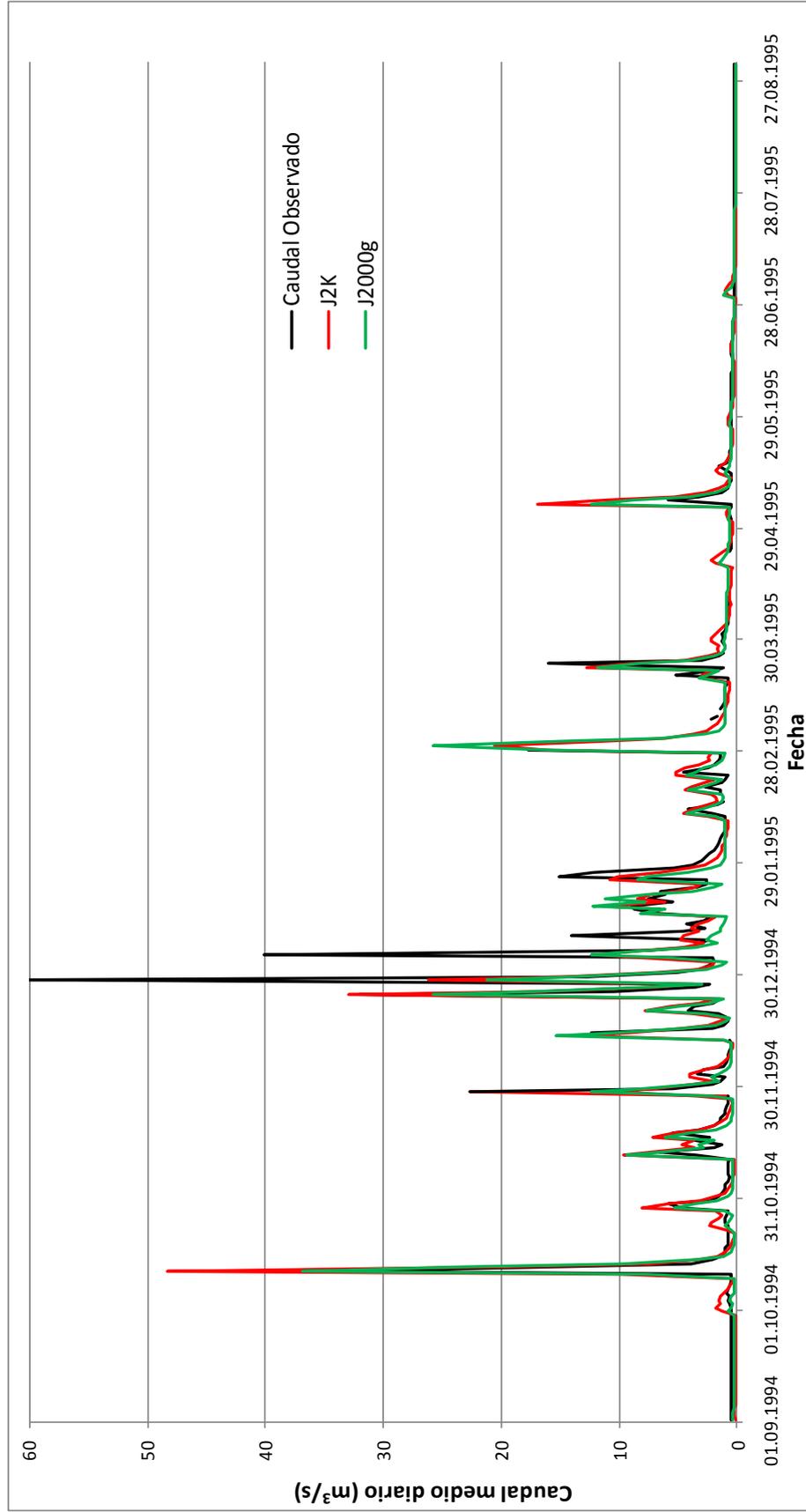


Fig. 3.16. Caudales medios diarios observados (negro) y simulados por el modelo J2000g (verde) y J2K (rojo), para la cuenca del río San Antonio en el período de simulación del 01-09-1994 al 31-08-1995.

Un período de modelación que es de interés, es la época del estiaje, ya que una buena simulación en esta región es el primer paso hacia un sistema de pronóstico de caudales mínimos y disponibilidad de agua en la estación seca. El ajuste de ambos modelos en esta región del hidrograma se puede observar en la Fig. 3.17 para el período de calibración y en la Fig. 3.18 y Fig. 3.19 para los períodos de simulación 1995-1996 y 1994-1995 (respectivamente).

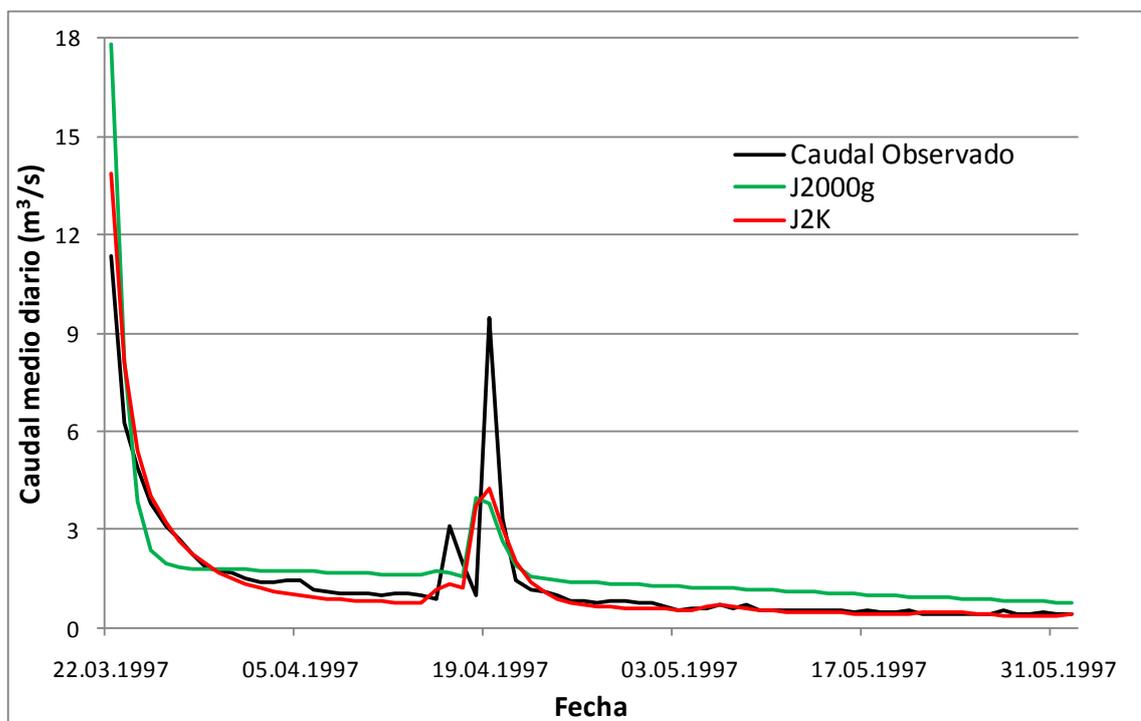


Fig. 3.17. Caudales medios diarios de la región del estiaje del hidrograma. Observados (negro) y simulados por el modelo J2000g (verde) y J2K (rojo), para el período de calibración (22-03-1997 al 01-06-1997).

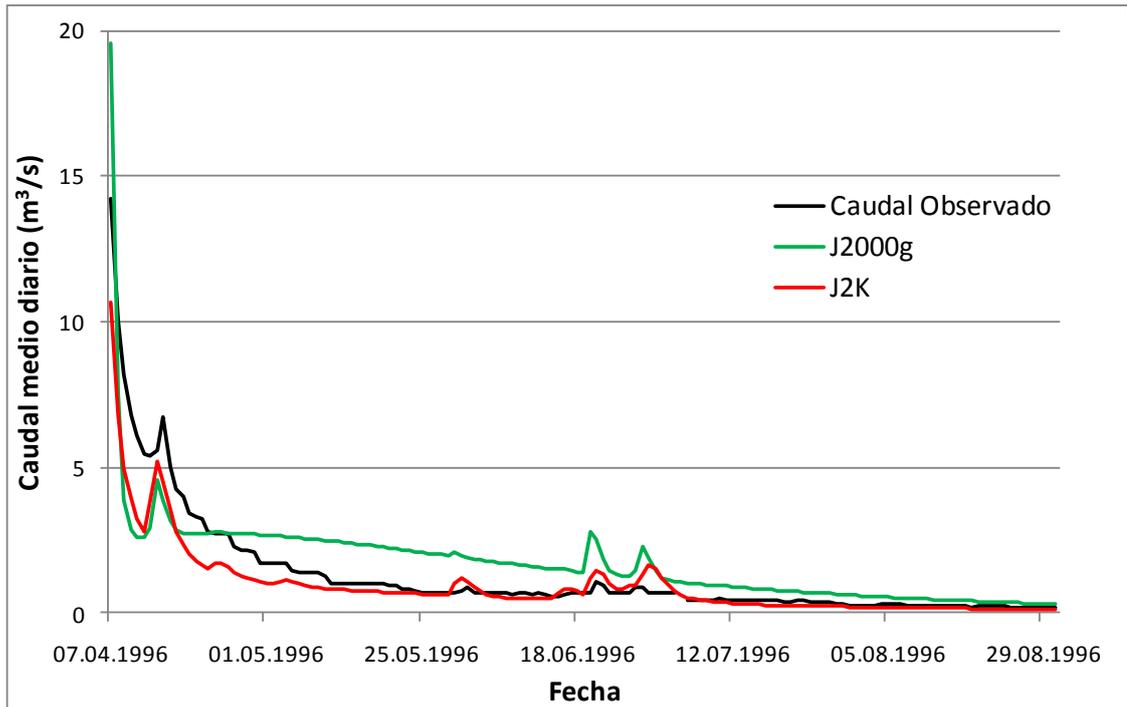


Fig. 3.18. Caudales medios diarios de la región del estiaje del hidrograma. Observados (negro) y simulados por el modelo J2000g (verde) y J2K (rojo), para el período de simulación (07-04-1996 al 31-08-1996).

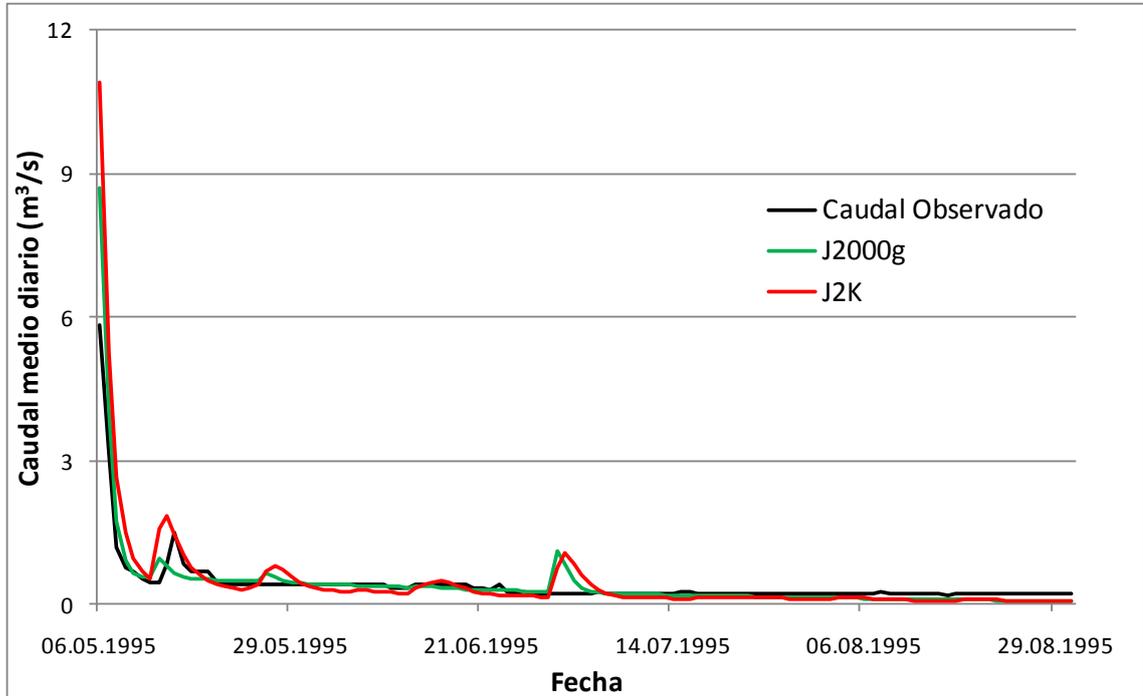


Fig. 3.19. Caudales medios diarios de la región del estiaje del hidrograma. Observados (negro) y simulados por el modelo J2000g (verde) y J2K (rojo), para el período de simulación (06-05-1995 al 31-08-1995).

En la comparación de la simulación con datos puntuales de muestreos de campo, tanto de la SRH_Cba como propios, debe notarse que se compara un caudal instantáneo con un caudal medio diario. Este hecho es importante, ya que puede haber grandes diferencias entre estas 2 fuentes de datos debido a la resolución de la información. Durante la temporada de lluvias se puede dar el caso de que se produzca una creciente varias horas después de una medición, con lo cual habrá una gran diferencia entre el caudal instantáneo y la media diaria. También es probable que la medición se realice después de una tormenta. En estos casos, los períodos de recesión en la cuenca son bastante intensos y el caudal instantáneo puede ir disminuyendo de a varios m^3/s por día, habiendo diferencias de hasta un 50% entre el comienzo y el fin del día.

En este estudio se encontró una muy buena relación entre el caudal medido por la SRH_Cba y el simulado por los modelos J2000g (RMSE = 1,35; PBIAS = -0.62%) y J2K (RMSE = 2,09; PBIAS = -1.32%) para las 12 mediciones evaluadas (Fig. 3.20).

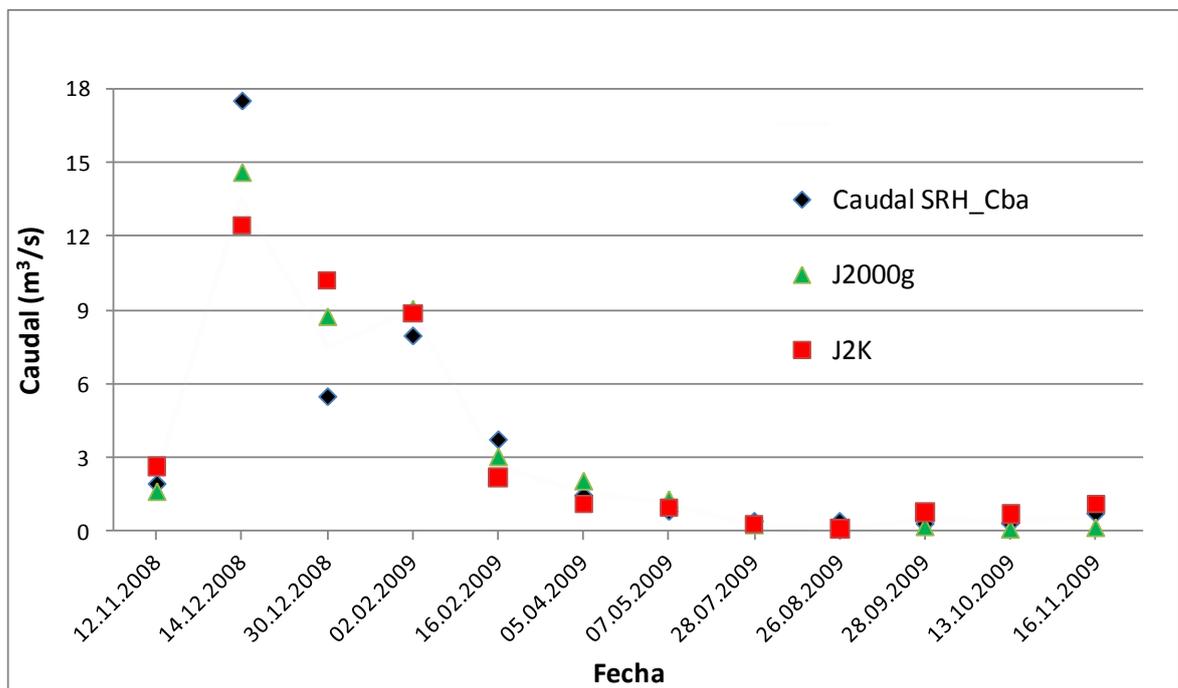


Fig. 3.20. Caudales instantáneos observados por SRH_Cba (negro) y medios diarios simulados por el modelo J2000g (verde) y J2K (rojo).

Como se explicó anteriormente, la relación entre la medición y la simulación, se vio afectada por mediciones tomadas durante un periodo de recesión, los días 14.12.2008 y

30.12.2008. Prueba de esto es que según las simulaciones, el caudal medio diario disminuyó 19 m³/s entre el 13.12.2008 y el 15.12.2008, y 11 m³/s entre el 29.12.2008 y el 31.12.2008. También se calculó el error entre las mediciones del período de estiaje y la simulación, encontrándose valores de RMSE de 0,35 y 0,33, y de PBIAS 5.48% y -15.82% para J2000g y J2K respectivamente.

PREDICCIÓN HIDROLÓGICA 2012 PARA EL ALERTA TEMPRANA DE SITUACIONES DE DÉFICIT HÍDRICO

Las mediciones realizadas durante el período de estiaje del 2012 sirvieron para validar el potencial del modelo en cuanto a pronósticos para el alerta de sequía. En la Tabla 3.7, pueden observarse los caudales instantáneos medidos y los medios diarios simulados a fin de Mayo y a fin de Agosto.

Tabla 3.7. Caudales (m³/s) medidos en la sección de la estación 600 CIRSA y caudales simulados por los modelos J2000g y J2K con datos de precipitación al mes de Mayo y Agosto respectivamente.

Fecha	Mediciones	J2000g		J2K	
		Sim. Mayo	Sim. Agosto	Sim. Mayo	Sim. Agosto
27.07.2012	0.376	0.471	0.471	0.237	0.237
14.08.2012	0.426	0.32	0.322	0.182	0.287
05.09.2012	0.424	0.196	0.24	0.131	0.186
RMSE		0.155	0.134	0.234	0.178
PBIAS		19.494	15.742	55.139	42.088

Como era de esperar, dado que el invierno de 2012 fue particularmente húmedo, al actualizar las precipitaciones a Agosto, hubo una leve mejoría del ajuste de los modelos. Sin embargo pese a las particulares características de este estiaje más la fluctuación diaria, el rango de error (RMSE) del pronóstico está en límites aceptables, especialmente si consideramos que el realizado en Mayo se hizo con meses de antelación a las mediciones.

Pronosticar caudales puntuales no suele ser una actividad precisa y por ende puede introducir errores en la gestión del recurso. Por tal motivo se suele generar un intervalo de

confianza, basado en un análisis del error de las estimaciones. En este caso, como las mediciones son pocas, y en un año anómalo, se desarrolló un índice basado en la reconstrucción de los caudales históricos de la cuenca. Este índice es llamado DOD (Dry-Out Day) por García *et al.* (2011), definido como el día en que el río tiene un caudal simulado por debajo del crítico. En la cuenca del Río San Antonio, el caudal crítico se fijó en $0.1 \text{ m}^3/\text{s}$, que si bien no es suficiente satisfacer la demanda actual de agua, alcanza para mantener un estado de emergencia.

Para cada año se realizó una simulación con los datos de la temporada de lluvia, y se asumió que no se producen nuevas precipitaciones por el período de 1 año. De esta manera, se deja que la cuenca se seque y se registra el día (DOD). Si bien este punto crítico es teórico, en la realidad pocas veces ha sucedido (ninguna en el período estudiado), pero tiene un alto valor comparativo, ya que permite describir al período de estiaje pronosticado en relación con el de años anteriores de los que se tiene registro del estado del recurso. Los valores pronosticados para 2012 se muestran en la Fig. 3.21.

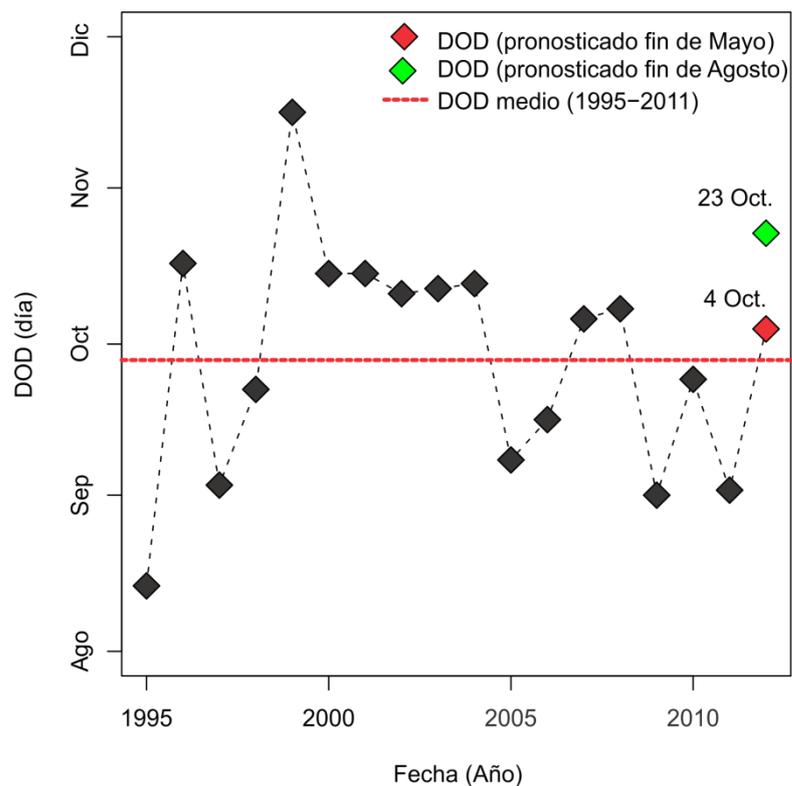


Fig. 3.21. DOD histórico y pronosticado para el estiaje del 2012 al final de la estación de lluvia (Mayo) y su actualización de fin de Agosto.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

Se ha logrado con éxito la creación de una cuenca virtual bien parametrizada, a través de los 4271 HRU, permitiendo la aplicación de modelos hidrológicos de carácter continuo y distribuido. El ajuste de los modelos ha sido comprobado con diferentes criterios de eficiencia aplicados a distintas fuentes de datos. Los modelos J2000g y J2K cumplieron con el objetivo de estimar caudales con un bajo nivel de error, lo que permitió la recomposición histórica de caudales diarios de la cuenca del San Antonio. De la bibliografía consultada, el trabajo de Moriasi *et al.* (2007) realiza una revisión y análisis de 372 valores de eficiencia reportados en la literatura. Según sus resultados valores de Nash-Sutcliffe (NS) mayores a 0,5 y de PBIAS entre $\pm 25\%$ indican simulaciones satisfactorias y valores mayores a 0,75 y entre $\pm 10\%$, como los alcanzados en este trabajo, representan simulaciones muy buenas. La eficiencia obtenida también puede compararse con la del proyecto LUCHEM, que nucleó a varios de los referentes de la modelación hidrológica a nivel mundial con la finalidad de aplicar sus modelos a la cuenca del río Dill en Alemania. En ese proyecto, la eficiencia promedio de los 10 modelos aplicados fue de NS = 0.76 y 0.79 (calibración y validación resp.) y PBIAS = 3.47 y 8.46 (Breuer *et al.*, 2009), rangos comparables con los obtenidos en este trabajo. Más específicamente se revisaron trabajos en los que se aplicó JAMS (con estructuras J2K o J2000g) en los que se reportan valores NS = 0.3 (Bugan *et al.*, 2009); PBIAS = -19.35% (Gao *et al.*, 2012); NS = 0.59 y PBIAS = -8.59% (Ascough II *et al.*, 2012) NS = 0.84 (Krause, 2002); NS = 0.85 (Nepal, 2012). Estos resultados ponen de manifiesto que también dentro del mismo tipo de modelo, el desarrollado para la cuenca del río San Antonio está entre los más eficientes de su clase.

Es interesante notar que ninguno de los trabajos citados en el párrafo anterior utilizó como criterio de eficiencia la versión logarítmica de Nash-Sutcliffe (Ln_NS) y la gran mayoría solo presentó dos criterios como medida de desempeño del modelo desarrollado. Si bien NS es usado extensivamente, este criterio tiene una alta sensibilidad a errores de estimación de picos (caudales altos) y baja sensibilidad en detectar errores de ajuste en estiaje cuando los caudales son pequeños (Krause *et al.*, 2005). Por el contrario, la versión logarítmica es más sensible a detectar errores de estimación en caudales de estiaje en comparación con los caudales picos. Por este motivo es recomendable usar NS

conjuntamente con Ln_NS, en especial en cuencas con un alto componente de estiaje como la estudiada. El coeficiente de determinación (R^2 de Pearson) es un gran indicador del acuerdo en comportamiento entre el caudal simulado y observado, pero no de la relación de sus magnitudes. Un modelo con errores sistemáticos de gran magnitud (sobre o sub estimación) puede tener un R^2 alto, por lo tanto no es aconsejable usarlos de criterio principal de eficiencia como en los trabajos de Bagan *et al.* (2009) y Gao *et al.* (2012).

Si bien ambos modelos tienen un alto valor de ajuste con respecto a lo observado, deben hacerse notar sus diferencias funcionales que pueden hacerlos útiles a distintos propósitos. El modelo J2K presenta un mayor índice de eficiencia y hace una representación más realista de la forma del hidrograma. Esto se debe a la ventaja de tener a disposición 4 tipos distintos de flujos o escorrentías, lo que permite simular más cantidad de procesos y controlar los puntos de inflexión del hidrograma. Esto es una ventaja para el hidrograma resultante, pero la cantidad de parámetros y la distribución de los mismos, es una fuente de complejidad a la hora de distribuir los procesos hidrológicos por la cuenca. Esta sobre-parametrización puede ser una desventaja debido a la cantidad de fuentes de incertidumbre que se agregan a un modelo. Un análisis de sensibilidad exhaustivo debería llevarse adelante en próximos trabajos para evitar usar el modelo en situaciones que puedan incrementar significativamente el error de sus estimaciones. A pesar de esto, indudablemente este es el modelo que mejor simula el caudal observado.

El modelo J2000g, por su simplicidad, ha demostrado ser más resiliente en su desempeño durante el test de sensibilidad a datos de entrada. Si bien en el ajuste al hidrograma con datos diarios de la estación 600 del CIRSA-INA su eficiencia fue menor que la del J2K, cabe considerar que fue una simulación con muy buen desempeño. Además, cuando se comparó con los datos de campo de caudal instantáneo, tanto los de la SRH-Cba como los del muestreo propio, el caudal simulado por J2000g fue en general un mejor estimador que el de J2K. Su buen ajuste, su simplicidad con que se determinan los parámetros y robustez aparente, indicarían que este modelo es el adecuado para empezar con el proceso de regionalización a cuencas vecinas que no tienen estación de aforo y/o series datos para calibrar un modelo complejo. Otra ventaja es que al no haber traspaso de agua de una HRU a otra HRU, este modelo permite estudiar características del balance

hídrico de HRU particulares de una forma constitucional, cosa que no se puede realizar con J2K donde cada HRU está afectado por el comportamiento de sus vecinos.

Con la metodología aplicada, es clara la gran capacidad de estos modelos para realizar pronóstico de caudales de estiaje. Esto se debe en parte al tipo de cuenca y régimen hidro-climático, el tener bien diferenciada la estación húmeda y seca facilita la tarea de pronóstico durante el estiaje. Una vez terminada la estación de lluvias, el agua disponible ya es parte de la reserva de escorrentías y por lo tanto puede generarse un escenario con poca/nulas precipitaciones, y usar el modelo para dejar drenar el agua de la cuenca. Si bien el modelo puede ser mejorado para tener mayor precisión en la estimación de caudal, los indicadores relativos como el DOD permiten comparar la situación actual con la de años anteriores. Esta es una práctica común entre los administradores de recursos, por lo que el índice resulta fácil de asimilar, trayendo a memoria las decisiones buenas y erradas que se tomaron con anterioridad facilitando la toma de decisión de expertos. Esta información se compartió con gestores y decisores políticos de la cuenca de estudio. Como próximo paso se espera para el año 2013 hacer operativo el pronóstico con un nivel de actualización quincenal.

En el próximo Capítulo se exploran las capacidades de los modelos para caracterizar el comportamiento hidrológico de la cuenca. Ya que aumentar el conocimiento acerca de la funcionalidad de la cuenca ante distintos escenarios es otra herramienta útil a la gestión del agua.

BIBLIOGRAFÍA

- Aliaga I. 2009. Análisis de Incertidumbre en resultados generados con Modelos de Transformación Lluvia-Caudal para una cuenca de montaña (Río San Antonio, Córdoba). Tesis de Grado. Universidad Católica de Córdoba, Córdoba, Argentina, 194 pp.
- Ascough II J. C., David O., Krause P., Heathman G. C., Kralisch S., Larose M., Ahuja L. R. y Kipka H. 2012. Development and Application of a Modular Watershed-Scale Hydrologic Model Using the Object Modeling System: Runoff Response Evaluation. Transactions of the ASABE, 55:117-135.

- Baron J., Poff N., Angermeier P., Dahm C., Gleick P., Hairston N. J., Jackson R., Johnston C., Richter B. y Steinman A. 2003. Sustaining Healthy Freshwater Ecosystems Issues in Ecology 10.
- Breuer L., Eckhardt K. y Frede H.-G. 2003. Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecological Modelling*, 169:237-293.
- Breuer L. y Frede H.-G. 2003. PlaPaDa - an online plant parameter data drill for eco-hydrological modelling approaches. Publicado en internet, disponible en <http://www.uni-giessen.de/~gh1461/plapada/plapada.html>. Activo en Noviembre 2012.
- Breuer L., Huisman J. A., Willems P., Bormann H., Bronstert A., Croke B. F. W., Frede H. G., Gräff T., Hubrechts L., Jakeman A. J., Kite G., Lanini J., Leavesley G., Lettenmaier D. P., Lindström G., Seibert J., Sivapalan M. y Viney N. R. 2009. Assessing the impact of land use change on hydrology by ensemble modeling (LUCHEM). I: Model intercomparison with current land use. *Advances in Water Resources*, 32:129-146.
- Bugan R. D. H., Jovanovic N. Z., de Clercq W. P., Helmschrot J., Flügel W.-A. y Leavesley G. H. 2009. A comparative analysis of the PRMS and J2000 hydrological models applied to the Sandspuit catchment (Western Cape, South Africa). En: *Management of Natural Resources, Sustainable Development and Ecological Hazards II. Transactions on Ecology and the Environment*. WIT Press, Southampton, Boston, USA, pp. 391-402.
- Butson C. R. y Fernandes R. A. 2004. A consistency analysis of surface reflectance and leaf area index retrieval from overlapping clear-sky Landsat ETM+ imagery. *Remote Sensing of Environment*, 89:369-380.
- Carlyle-Moses D. E. 2004. Throughfall, stemflow, and canopy interception loss fluxes in a semi-arid Sierra Madre Oriental matorral community. *Journal of Arid Environments*, 58:181-202.
- Catalini C. G., García C. M., Ortega F., Ottaviani M., Aliaga I. y García C. L. 2010. Análisis de sensibilidad sobre parámetros de un modelo hidrológico conceptual para pronóstico de crecidas en una cuenca de montaña (río San Antonio, Prov. de Córdoba). Punta del Este, Uruguay, XXIV Congreso latinoamericano de hidráulica pp. 112-120.
- Clearwater S. 1999. Upland land use and water yield. *Issues in Ecology - University of Otago, Ecology Research Group*, 1:1-9.
- Deb K., Pratap A., Agarwal S. y Meyarivan T. 2002. Fast and Elitist Multiobjective Genetic Algorithm: NSGA-II. *IEEE Transactions on evolutionary computation*, 6:182-197.
- Dickinson R. E. 1984. Modelling evapotranspiration for three-dimensional global climate models. En: *Climate Processes and Climate Sensitivity Geophysical Monograph Series 29*, Washington, pp.
- Domingo F., Sánchez G., Moro M. J., Brenner A. J. y Puigdefábregas J. 1998. Measurement and modelling of rainfall interception by three semi-arid canopies. *Agricultural and Forest Meteorology*, 91:275-292.
- Flügel W.-A. 1995. Delineating hydrological response units by geographical information system analyses for regional hydrological modelling using PRMS/MMS in the drainage basin of the River Bröl, Germany. *Hydrological Processes*, 9:423-436.

- Gao T., Kang S., Krause P., Cuo L. y Nepal S. 2012. A test of J2000 model in a glacierized catchment in the central Tibetan Plateau. *Environmental Earth Sciences*, 65:1651-1659.
- García C. L., Krause P., García C. M., Ravelo A. C. y Flügel W.-A. 2011. Water availability for a growing population in the face of climate and land use change. En: *Research Award for Young Scholars 2011-“Adaptative Water Management: looking to the future”*. FGV Direito, Rio de Janeiro, Brazil, pp. 79-94.
- Gupta H. V., Beven K. J. y Wagener T. 2006. Model Calibration and Uncertainty Estimation. En: *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 2015-2033.
- Gurtz J., Baltensweiler A. y Lang H. 1999. Spatially distributed hydrotope-based modelling of evapotranspiration and runoff in mountainous basins. *Hydrological Processes*, 13:2751-2768.
- Herbst M., Roberts J. M., Rosier P. T. W. y Gowing D. J. 2006. Measuring and modelling the rainfall interception loss by hedgerows in southern England. *Agricultural and Forest Meteorology*, 141:244-256.
- Hydrus. 2008. *The Hydrus-1D Software Package for Simulating the Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably Saturated Media, Version 4.0*. Ed. Šimůnek J., Šejna M., Saito H., Sakai M. y van Genuchten T., University of California, Riverside, California, USA.
- Jackson R. B., Carpenter S. R., Dahm C. N., McKnight D. M., Naiman R. J., Postel S. L. y Running S. W. 2001. Water in a changing world. *Ecological Applications*, 11:1027-1045.
- Kirkham M. B. 2005. *Principles of Soil and Plant Water Relations*. Elsevier Academic Press, California, USA., 397 pp.
- Kralisch S. y Krause P. 2006. JAMS - A Framework for Natural Resource Model Development and Application. *iEMSs Third Biannual Meeting "Summit on Environmental Modeling and Software"*, Burlington, UK, 6 pp.
- Kralisch S., Krause P., Fink M., Fischer C. y Flügel W.-A. 2007. Component based environmental modelling using the JAMS framework. *MODSIM 2007 - International Congress on Modelling and Simulation*, Christchurch, New Zealand, pp. 812-818.
- Krause P. 2000. *Das hydrologische Modellsystem J2000 - Beschreibung und Anwendung in großen Flußgebieten*. Forschungszentrum Jülich, Jülich, Alemania, 244 pp.
- Krause P. 2002. Quantifying the impact of land use changes on the water balance of large catchments using the J2000 model. *Physics and Chemistry of the Earth*, 27:663-673.
- Krause P., Bende-Michl U., Fink M., Helmschrot J., Kralisch S. y Kuenne A. 2009. Parameter sensitivity analysis of the JAMS/J2000-S model to improve water and nutrient transport process simulation - a case study for the Duck catchment in Tasmania. *18th World IMACS / MODSIM Congress*, Cairns, Australia, pp. 3179-3176.
- Krause P., Boyle D. P. y Bäse F. 2005. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Advances in Geosciences*, 31:89-97.
- Krause P. y Hanisch S. 2009. Simulation and analysis of the impact of projected climate change on the spatially distributed waterbalance in Thuringia, Germany. *Advances in Geosciences*, 21:33-48.
- Le Bas C., King D. y Daroussin J. 1997. *A Tool for Estimating Soil Water Available for Plants Using the 1:1,000,000 Scale Soil Geographical Data Base of Europe*.

- Conference on Geo-Information for Sustainable Land Management, ITC, Enschede, The Netherlands, pp. 10.
- Moriasi D. N., Arnold J. G., van Liew M. W., Bingner R. L., Harmel R. D. y Veith T. L. 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50:885–900.
- Muzylo A., Llorens P., Valente F., Keizer J. J., Domingo F. y Gash J. H. C. 2009. A review of rainfall interception modelling. *Journal of Hydrology*, 370:191-206.
- Nepal S. 2012. Evaluating Upstream-Downstream Linkages of Hydrological Dynamics in the Himalayan region. Tesis Doctoral. Friedrich-Schiller-University, Jena, Alemania, 262 pp.
- Ortega F. y Ottaviani M. 2010. Análisis de sensibilidad de Modelos Hidrológicos Conceptuales para Pronóstico de crecidas en una Cuenca de Montaña (Río San Antonio, Provincia de Córdoba). Tesis de Grado. Universidad Católica de Córdoba, Córdoba, Argentina, 257 pp.
- Rosetta. 1999. Rosetta Version 1.0. Ed. Schaap M. G., United States Salinity Laboratory (USDA-ARS), Riverside, California.
- Samani Z. 2000. Estimating Solar Radiation and Evapotranspiration Using Minimum Climatological Data. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 126:265-267.
- Schwartz C., Kralisch S. y Flügel W.-A. 2012. Virtual Appliances for geospatial data processing. Congress on Environmental Modelling and Software, Leipzig, Alemania, pp. 218-224.
- Shahidian S., Serralheiro R., Serrano J., Teixeira J., Haie N. y Santos F. 2011. Hargreaves and Other Reduced-Set Methods for Calculating Evapotranspiration. En: *Evapotranspiration - Remote Sensing and Modelling*. InTech, Rijeka, Croatia, pp. 59 - 80.
- Shuai Y., Masek J. G., Gao F. y Schaaf C. B. 2011. An algorithm for the retrieval of 30-m snow-free albedo from Landsat surface reflectance and MODIS BRDF. *Remote Sensing of Environment*, 115:2204-2216.
- Uhlenbrook S. 1999. Untersuchung und Modellierung der Abflussbildung in einem mesoskaligen Einzugsgebiet. PhD Thesis. Freiburger Schriften zur Hydrologie, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg, Freiburg, Deutschland, 201 pp.
- van Genuchten M. T. 1980. A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils¹. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44:892-898.
- Vicario L., García C. M., Colladon L., Ravelo A. y Rodriguez A. 2007. Incertidumbre en la estimación de caudales de períodos de estiaje. Tercer Simposio Regional sobre Hidráulica de Ríos, Córdoba, Argentina, 7 pp.
- White R. E. 2005. Principles and Practice of Soil Science: The Soil as a Natural Resource. 4th Edition. Blackwell Publishing, Oxford, UK, 384 pp.
- Wilson T. B. y Meyers T. P. 2007. Determining vegetation indices from solar and photosynthetically active radiation fluxes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 144:160-179.
- Xu C. Y. y Singh V. P. 2001. Evaluation and generalization of temperature-based methods for calculating evaporation. *Hydrological Processes*, 15:305-319.

CAPÍTULO 4

CARACTERIZACIÓN HIDROLÓGICA DE LA CUENCA DEL RÍO SAN ANTONIO ANTE DISTINTOS ESCENARIOS CLIMÁTICOS

INTRODUCCIÓN

El aumento de la población, el uso inadecuado del suelo y el cambio climático modifican el ciclo del agua, aumentando la frecuencia e incidencia de las emergencias hídricas (Easterling *et al.*, 2000; Tudhope *et al.*, 2001; Jury y Vaux, 2005). Estos impactos son mayores en las localidades que no tienen reservorios de agua y cuyo suministro depende exclusivamente de la escorrentía superficial, como ocurre en la mayoría de las localidades serranas de Córdoba. Para poder mejorar el sistema de gestión y asistir a la toma de decisiones respecto a las políticas sobre manejo de los recursos hídricos, es necesario saber cómo responden las cuencas de aporte ante distintos escenarios hidrometeorológicos. Mejorar la comprensión del comportamiento del caudal para los períodos de estiaje es crucial para inferir potenciales problemas de suministro, especialmente en sistemas que no poseen almacenamiento. El caudal superficial del río San Antonio abastece a más del 60% de la población del valle de Punilla, principal destino turístico de la provincia de Córdoba. Sequías recurrentes (Ravelo, 2000; Ravelo *et al.*, 2001) junto con los índices más elevados de expansión urbana de la provincia, han llevado al borde de una crisis de difícil resolución que involucra a todo el sistema de distribución de agua. A pesar de la seriedad del problema, muy poco se sabe sobre cómo reacciona esta cuenca a distintos períodos de sequía/excesos y como estos afectan el crítico período de estiaje y los años sucesivos.

En este contexto los modelos hidrológicos tienen una gran importancia para la toma de decisiones ya que permiten analizar el comportamiento de las cuencas tanto en situaciones reales como en escenarios hipotéticos. Por esta razón son valorados los estudios en cuencas pilotos o cuencas apareadas donde se puede realizar una intervención en el ecosistema para estudiar la reacción del mismo (Brown *et al.*, 2005). Sin embargo estos estudios requieren gran cantidad de años de datos y muchos recursos económicos. Es por esto que explorar las capacidades de los modelos hidrológicos para simular distintos escenarios, puede contribuir al desarrollo de herramientas que provean información muy útil a la gestión integral de recursos hídricos con costo operativamente óptimos.

Los modelos hidrológicos J2000g y J2K ofrecen la posibilidad de analizar el comportamiento de una cuenca ante condiciones naturales o ante eventos simulados con propósitos específicos (Krause, 2002; Krause y Hanisch, 2009). Estos modelos fueron aplicados en el capítulo anterior con datos de campo disponibles en los organismos estatales. Las fuentes gratuitas de datos y el uso de programas de libre acceso, demuestra que están dadas las condiciones para generar este tipo de herramientas de bajo costo, tan necesarias en la región de estudio.

En este capítulo se exploran las capacidades de los modelos para describir el comportamiento hidrológico de la cuenca del río San Antonio ante distintos escenarios de interés. En especial se busca determinar los efectos que distintos escenarios de sequía/excesos tienen sobre la disponibilidad de agua en el período más desfavorable del año hidrológico (estiaje). Se busca además, aumentar la información disponible y explorar herramientas y métodos que puedan contribuir a mejorar la gestión de los recursos hídricos.

OBJETIVO DEL CAPÍTULO

- 1) Caracterizar hidrológicamente la cuenca del río San Antonio utilizando los modelos J2000g y J2K y analizar su respuesta ante distintos escenarios climáticos diseñados para estudiar los efectos de la variabilidad climática

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO, MODELOS Y FUENTE DE INFORMACIÓN HIDROMETEOROLÓGICA

El área de estudio es la cuenca del río San Antonio que fue descrita, junto con la base de datos en los capítulos anteriores. Los datos meteorológicos e hidrológicos provistos por la red telemétrica y del aforo de salida de la cuenca se sistematizaron en el sistema de información RBIS expuesto en el Capítulo 2 (García *et al.*, 2012) que permite la exportación de datos directamente en el formato necesario para el sistema JAMS (Kralisch

et al., 2009). Los modelos usados, fueron el J2000g y J2K cuya implementación se presentó en el Capítulo 3.

CARACTERIZACIÓN HIDROLÓGICA DE LA CUENCA.

El producto de los modelos implementados en el capítulo anterior es la reconstrucción histórica de los caudales medios diarios. Así mismo, pueden construirse series de ET, de los distintos flujos y escorrentía y cualquier otra de las variables que cada modelo simula, con la finalidad de analizar la importancia de cada una en el balance hídrico. Otra variable utilizada para analizar la productividad de la cuenca es la cosecha anual de agua en Hm^3 , que representa la cantidad de agua que sale de la cuenca en forma de caudal superficial. La cosecha de agua se obtiene sumando los volúmenes de salidas diarias que aporta la cuenca del río San Antonio al Lago San Roque, principal reservorio de agua de la ciudad de Córdoba. Dado que los modelos son distribuidos, los balances hídricos y sus procesos pueden ser estudiados a escala de cuenca o de HRU particular. En este capítulo se enfocará el estudio de simulaciones a nivel de cuenca, y la escala de HRU se tratará en el Capítulo 5.

SIMULACIÓN DE ESCENARIOS Y ANÁLISIS ESTADÍSTICO.

Los estudios de escenarios se basan en la modificación de las series temporales de datos de entrada del modelo hidrológico. Dado el nivel de eficiencia más alto del J2K y su mejor representación de los caudales de salida en comparación con los de la estación 600 (período 1994-1997), se eligió trabajar con este modelo para probar los efectos de los escenarios. Al no disponerse de mediciones sistemáticas de caudal desde 1998, se utilizó la simulación con los datos de precipitación real como simulación de control, para comparar con los escenarios creados.

Se generaron dos tipos de escenarios, con distintos objetivos, pero con una metodología similar que está basada en modificaciones de la lámina media de

precipitaciones sin afectar el patrón temporal de las lluvias reales. Para esto la precipitación registradas por las estaciones fue multiplicada por un factor particular en un momento particular, según se describe a continuación.

1. Escenarios anuales: su objetivo es explorar los efectos de períodos de sequías/excesos sobre los caudales de un año hidrológico particular. Seleccionando de a un año hidrológico, como año afectado por el escenario programado, se realizaron modificaciones en sus datos de entrada. A partir del 1 de Septiembre (inicio del año hidrológico) hasta el 30 de Noviembre del año siguiente, se modificó el monto de las precipitaciones diarias a fin de reducirlas o aumentarlas en un 10%, 20%, y 30%, generándose en total 6 escenarios de exploración por años afectado. Se construyeron 19 años afectados y consiguientemente se produjeron un total de 114 escenarios, que sumado a las 19 simulaciones de control determinaron 133 simulaciones.

2. Escenarios de incidencia: su objetivo es determinar el efecto que los períodos de sequías/excesos de un año hidrológico tienen sobre los años siguientes. En este caso, el monto de las precipitaciones diarias a fin de los años hidrológicos afectados (entre el 1 de Septiembre y 30 de Agosto) se redujo o aumento en un 10% y 30% generándose en total 4 escenarios por cada año. A diferencia del escenario anterior, los años analizados son los 5 años que siguen al afectado. Además, el modelo se inicia al menos 5 años antes del afectado para evitar cualquier efecto de iniciación. Por estos motivos solo quedan en la serie de datos 10 años hidrológicos con esta característica (de 1997-1998 al 2006-2007) y consiguientemente se produjeron un total de 40 escenarios, que sumado a las 10 simulaciones de control determinaron 50 simulaciones.

Los resultados obtenidos fueron sometidos a análisis estadísticos para la extracción de medidas de resumen, pruebas de relación y de inferencia utilizando Infostat (InfoStat, 2010)

RESULTADOS

CARACTERIZACIÓN HIDROLÓGICA DE LA CUENCA.

Como es de esperarse, el modelo de regresión lineal que considera a la productividad de la cuenca (cosecha anual de agua en Hm^3) como variable dependiente de la precipitación del año hidrológico fue significativo y positivo ($r = 0.93$, $p < 0.0001$). La regresión utilizando el Índice de Homogeneidad Climática (IHC), que caracteriza el tipo de tormentas, presentó una relación significativa aunque más débil ($r = 0.53$, $p < 0.0169$).

El índice DOD (Dry Out Day), utilizado para pronóstico, mostró relación significativa y de igual tenor tanto con los datos de precipitación como con el IHC ($r = 0.72$, $p = 0.0010$ y $r = 0.70$, $p = 0.0016$ respectivamente). Sin embargo, al combinar ambas variables en una regresión lineal múltiple, ninguno de sus términos fue significativo. En el Capítulo 2, se observó que la tendencia temporal negativa (últimos 13 años) fue mucho más clara para el IHC que para precipitación ($r = -0.89$ vs $r = -0.56$). Utilizando el mismo análisis para DOD se obtuvo una tendencia negativa de tenor intermedio ($r = -0.69$; $p < 0.0066$). El carácter de la tendencia y la relación entre DOD e IHC pone de manifiesto que si bien la cantidad de agua que ingresa a la cuenca es importante, claramente hay un efecto del tipo de precipitación (o de su distribución espacial) sobre la dinámica de los caudales de estiaje. Algo notorio también, fue que separando los años en secos y húmedos, la relación con el DOD y estas variables solo se mantiene significativa en años secos.

La cosecha de agua para los años hidrológicos simulados, es presentada junto con la precipitación en el Fig. 4.1. Los caudales medios mensuales históricos obtenidos mediante la simulación de control para el período de 1992 a 2012 para ambos modelos, junto con estimaciones realizadas por mediciones de campo del CIRSA entre el 1993 y 2005 ($n = 97$) se presentan en la Fig. 4.2.

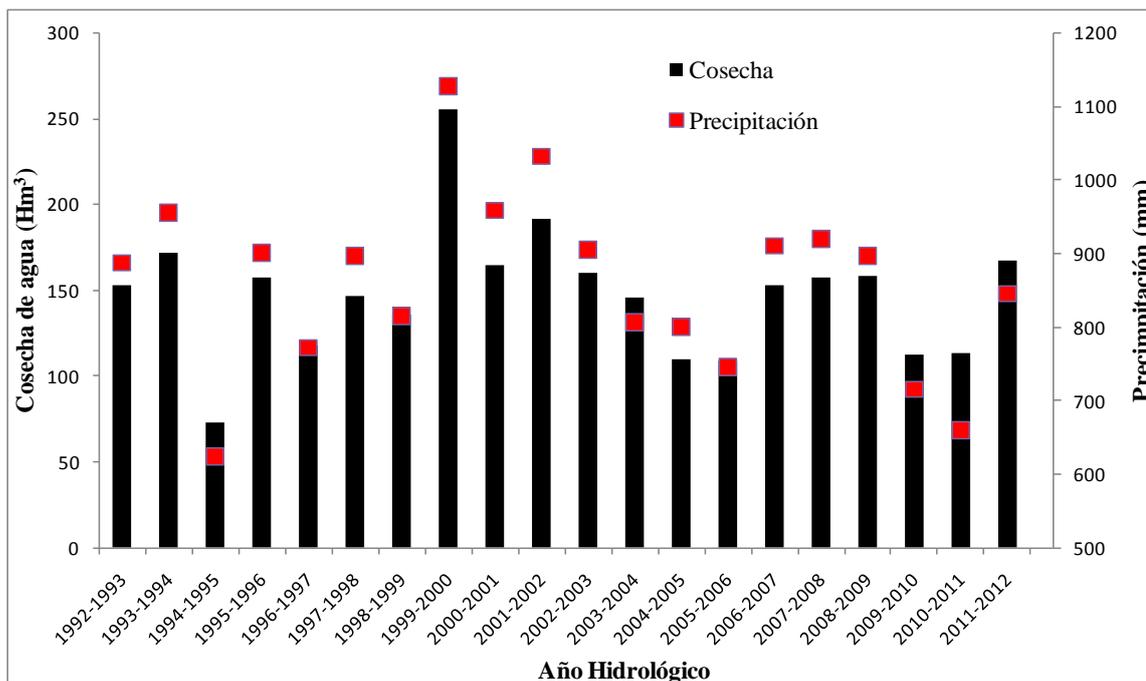


Fig. 4.1. Cosecha de agua al punto de cierre de la cuenca del San Antonio para los años hidrológicos 1992 a 2012 (barras) en comparación con su precipitación media anual (símbolos).

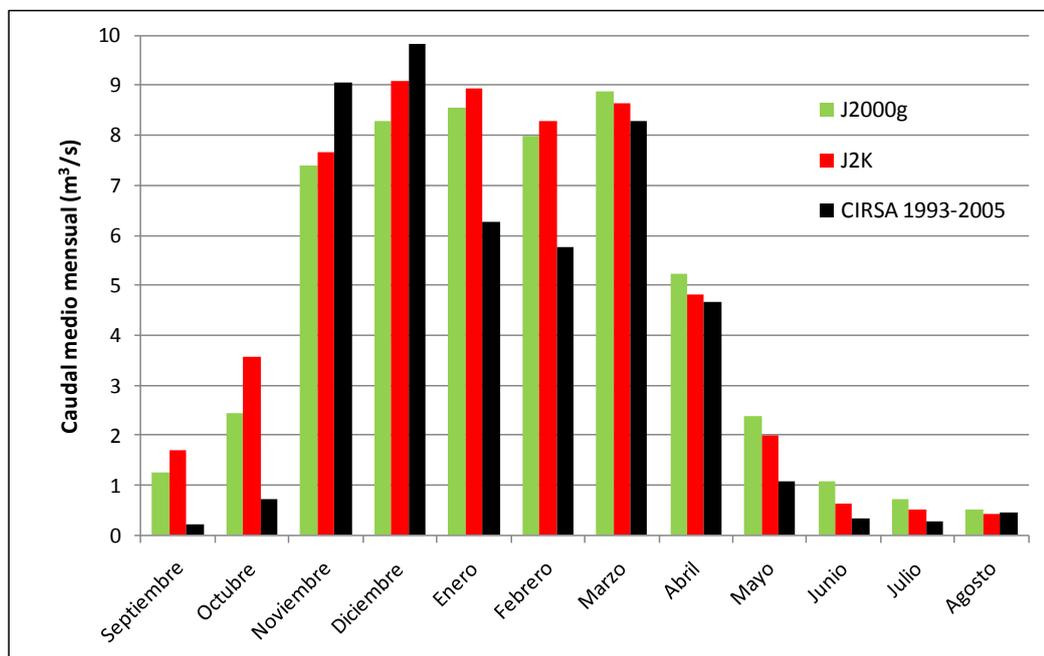


Fig. 4.2. Caudales medios mensuales históricos (1992 a 2012) simulados por los modelos J2000g (verde), J2K (rojo) y medidos por el CIRSA-INA durante el período 1993-2005 (negro).

Los caudales simulados por ambos modelos están formados por flujos provenientes de distintos componentes. El modelo hidrológico J2000g, por ser más simple solo cuenta con 2 tipos de flujos de salida que conforman el caudal final. Su comportamiento medio puede verse en la Fig. 4.3. En el caso del J2K hay 4 flujos simulados y su comportamiento medio histórico puede verse en el Fig. 4.4.

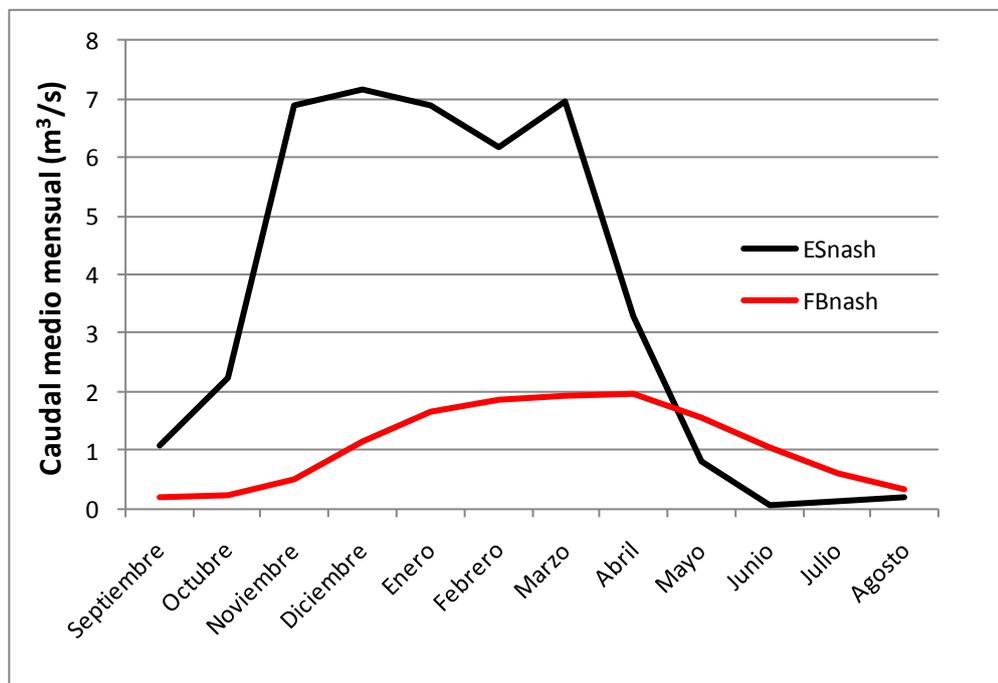


Fig. 4.3. Caudales medios mensuales históricos (1992 a 2012) de los distintos flujos que conforman el caudal final en J2000g. ESnash = Escorrentía superficial por cascadas de Nash; FBnash = Flujo de base por cascadas de Nash.

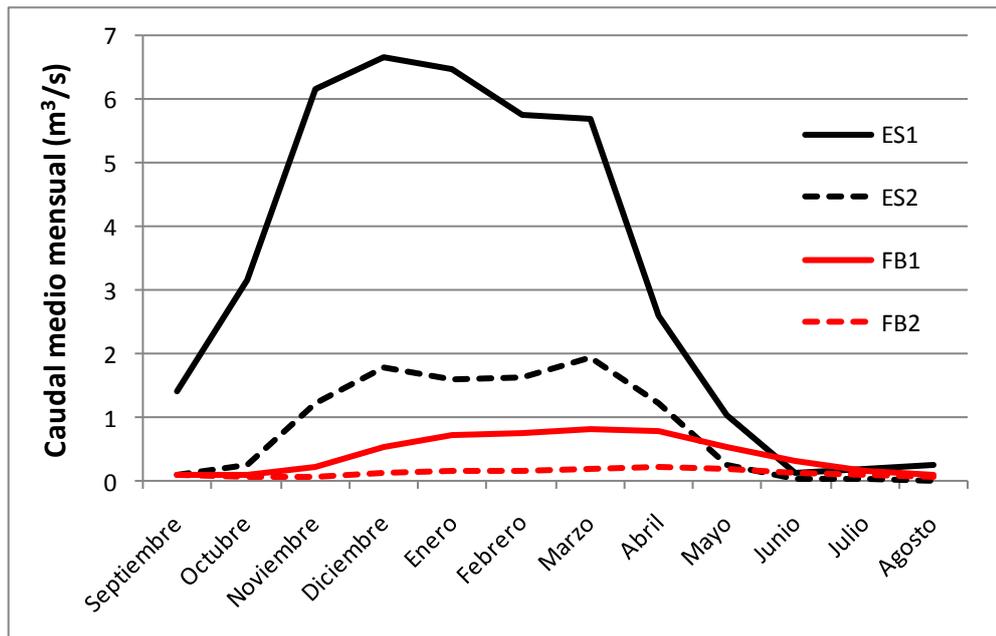


Fig. 4.4. Caudales medios mensuales históricos (1992 a 2012) de los distintos flujos que conforman el caudal final en J2K. ES1 = Escorrentía superficial; ES2 = Escorrentía sub-superficial; FB1 = Flujo de base sub-superficial; FB2 = Flujo de base.

El análisis de los balances hídricos de la modelación hidrológica diaria del período 1992-2012 sugiere que el promedio de agua que ingresa a la cuenca en un año hidrológico es de $408 (\pm 56) \text{ Hm}^3$, del cual un $37\% (\pm 5)$ es convertido en caudal, aportando aproximadamente $155 (\pm 38) \text{ Hm}^3$. El resto del agua que debe salir de la cuenca, puede hacerlo por ET o por filtraciones a acuíferos regionales, sin embargo los modelos aplicados asumen que son extraídas de la cuenca solo en la forma de evapotranspiración (Tabla 4.1). Para consumo humano en la cuenca se estima que el caudal extraído promedio para es $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$ (Coopi, com. Pers.), lo que representa $9,5 \text{ Hm}^3$ al año, un $2,3\%$ de los ingresos por precipitación y un $6,1\%$ de la cosecha anual. Este valor está incluido dentro del modelo en el monto de la cosecha de aguas por caudales, ya que es parte de la producción de la cuenca.

Tabla 4.1. Balance hídrico de la cuenca simulado por los modelos J2000g y J2K para un año hidrológico promedio.

Año hidrológico promedio (1992-2012)	J2000g		J2K	
	Media	Desvio std.	Media	Desvio std.
Precipitación (Hm ³)	395.53	55.14	421.05	57.26
Cosecha de agua por caudales (Hm ³)	153.07	41.78	157.15	36.95
Salidas por caudal del río (% del total)	38.04	5.47	36.92	4.38
Salidas por evaporación (% del total)	61.96	5.47	63.08	4.38

Otro dato interesante es la distribución anual de los caudales en función de los distintos tipos de flujos y escorrentías. Ambos modelos indican que entre el 67-77% del agua cosechada anualmente en la cuenca proviene de escorrentía superficial. Este tipo de flujo representa entre el 20% y 30% de las lluvias que ingresan anualmente (Tabla 4.2). Esto concuerda con las características geomorfológicas de la cuenca, y su alta tasa de transformación lluvia-caudal que genera crecientes repentinas durante la temporada estival.

Tabla 4.2. Composición, según los modelos J2000g y J2K, de los distintos flujos que alimentan los caudales anuales de salida de la cuenca del San Antonio. Los valores expresados como porcentaje del total de salidas y como porcentaje del caudal.

Flujos simulados por los modelos	Distribución del caudal como				
	Porcentaje de la cosecha		Porcentaje de salidas totales		
	Media	Desvio std.	Media	Desvio std.	
J2000g	ESnash	76.25	0.93	27.16	4.51
	FBnash	23.75	0.93	8.43	1.32
J2K	ES1	70.11	3.12	24.32	3.77
	ES2	17.88	2.34	6.18	1.07
	FB1	9.16	1.05	3.15	0.38
	FB2	2.84	0.63	0.98	0.22

Este análisis histórico del balance anual, puede realizarse a nivel mensual para describir el comportamiento intra-anual histórico. En ambos modelos la relación entre salidas por caudales y salidas por ET es similar durante el verano, habiendo discrepancias menores en la intensidad del comportamiento durante los estiajes (Fig. 4.5). Durante el verano hay un aumento de las precipitaciones y de las temperaturas diarias, con lo cual

aumentan tanto los caudales como la ET y la cuenca funciona en saturación. Durante el estiaje, si bien disminuyen tanto la temperatura como las precipitaciones, es más probable contar con días cálidos respecto a lo normal (en especial mayo/abril y agosto/septiembre) que con días lluviosos.

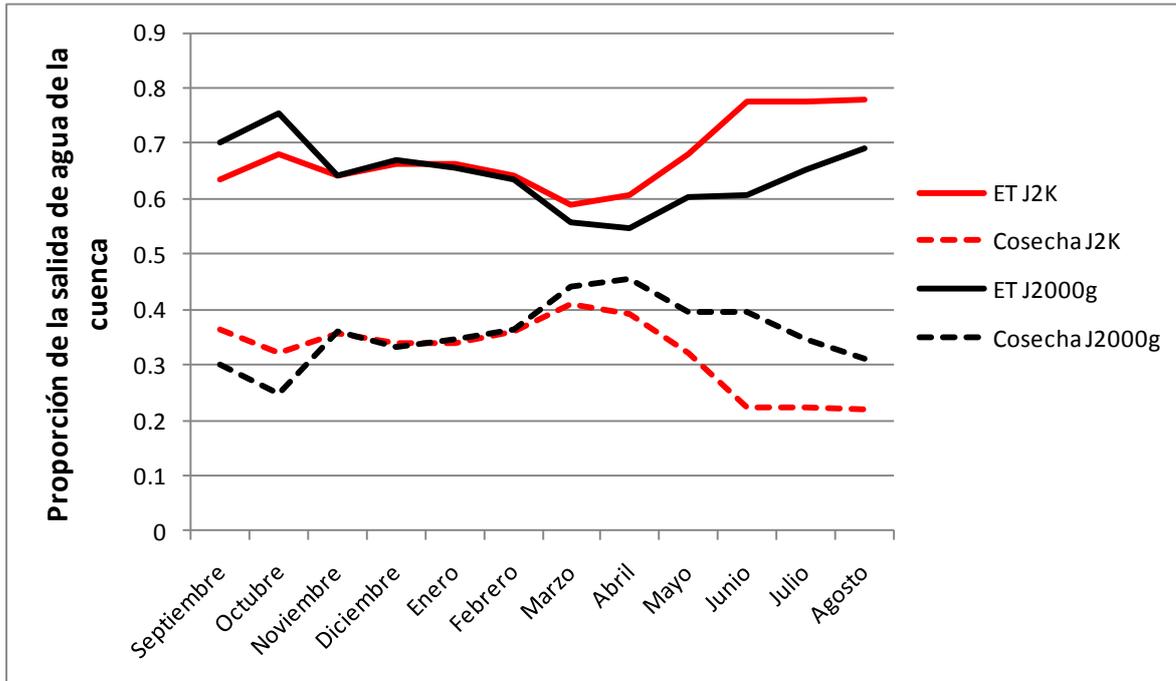


Fig. 4.5. Proporción de salidas de agua por caudal y ET mensuales históricas (1992 a 2012) simulados por los modelos J2K (rojo) y J2000g (negro).

Otro patrón intra-anual histórico que resulta útil para comprender la procedencia del agua cosechada es el análisis a nivel de componentes de los flujos. El aporte porcentual de cada flujo puede observarse en la Fig. 4.6 para el modelo J2000g, donde puede observarse que la escorrentía superficial (ESnash) es la fuente principal de los caudales de salida durante el estiaje. A fines de abril este comportamiento se revierte y los caudales pasan a estar compuestos mayormente por los aportes provenientes del flujo de base (FBnash). Este patrón es consistente con lo simulado en J2K, si bien en este caso la dominancia de los flujos de base se instaura a partir de fines de mayo (Fig. 4.7). Otra diferencia en J2K es que al haber más componentes sub superficiales las variaciones son más suaves, factor que puede apreciarse en los hidrogramas del capítulo 3.

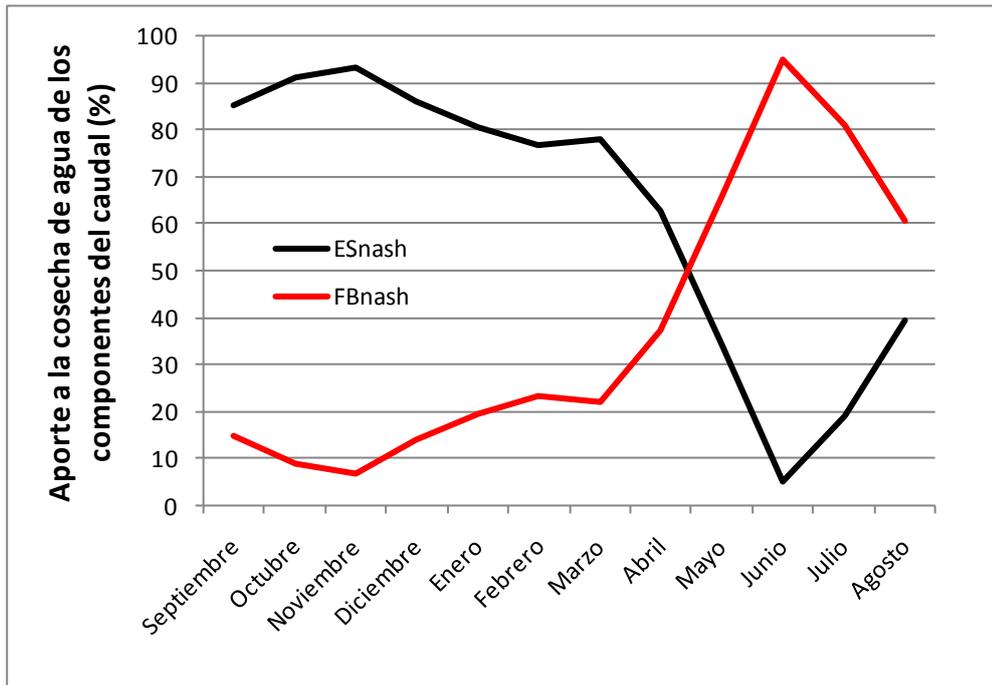


Fig. 4.6. Aporte porcentual de los componentes del caudal a la cosecha de agua mensual histórica según J2000g.

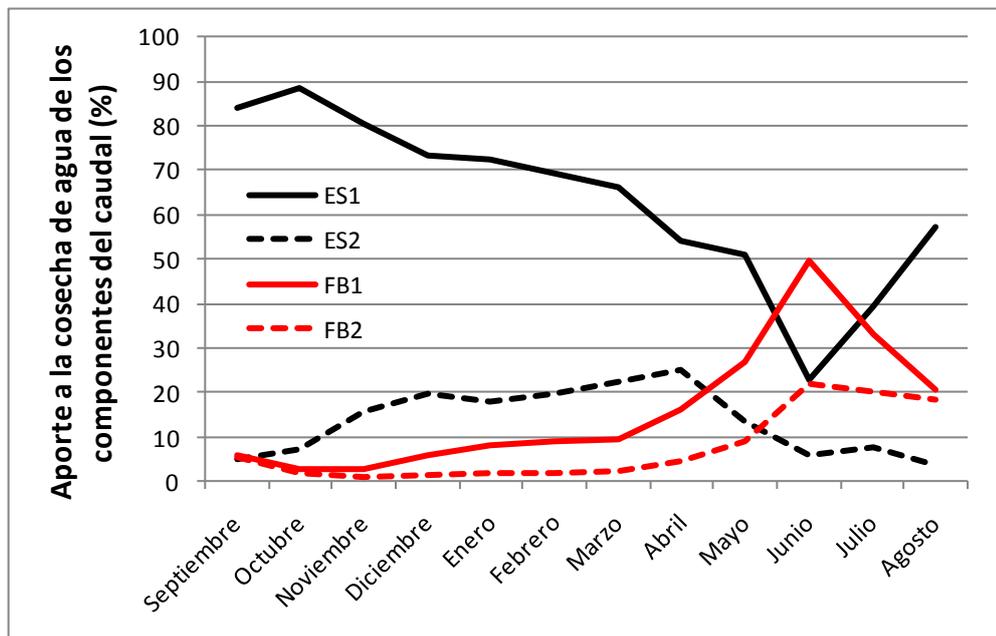


Fig. 4.7. Aporte porcentual de los componentes del caudal a la cosecha de agua mensual histórica según J2K.

SIMULACIÓN DE ESCENARIOS Y COMPORTAMIENTO DE LA CUENCA.

En la comparación entre la simulación de control y los distintos escenarios anuales, podemos observar que la variación de caudal con respecto a cambios en la precipitación es lineal con una leve diferencia entre la temporada seca y la temporada de lluvias (Tabla 4.3).

Tabla 4.3. Diferencia entre caudales simulados por escenarios y simulación de control debidos a variación porcentual en el total de lluvia diaria precipitada. Respuesta promedio de los 20 años analizados.

Diferencia entre caudales observados y simulados	Variación porcentual en el total de lluvia diaria precipitada					
	-30%	-20%	-10%	10%	20%	30%
Variación de Q Temp. seca	-49%	-33%	-20%	17%	35%	54%
Variación de Q Temp. lluvias	-51%	-34%	-23%	22%	42%	67%

En la simulación de escenarios de incidencia, para valores de reducción de precipitación de un 10% se encontró un efecto sobre el año hidrológico siguiente al modificado (variaciones mayores al 5% con respecto al caudal de control) que se extendió en promedio hasta los 54 días y en ningún caso superó los 76 días, contando desde el fin de la intervención (31 de Agosto del año modificado). En cambio, si contamos a partir de la primera lluvia (inicio de la siguiente temporada de lluvia), los efectos de esta sequía programada disminuyen a los 34 días y en ningún caso superan los 47 días (promedios de los 10 años analizados).

Analizando el patrón de variación en los caudales para el escenario de incidencia del 10%, se puede observar que durante el año afectado el comportamiento oscila alrededor de la respuesta media hallada en los escenarios anuales en -10% (20-23% para toda la temporada, Fig. 4.8). En esta Figura también se puede observar que el caudal de respuesta a un evento, una vez finalizado el escenario de reducción de precipitación (01.09.1998, para este caso), varía muy poco durante los picos de máximo caudal. Es en los períodos de recesión donde persiste el efecto de la sequía inducida en el año anterior. Este comportamiento se extiende, para este caso graficado, durante los 2 primeros meses del nuevo año hidrológico y 43 días desde la primer lluvia cuyo valor real no fue modificado.

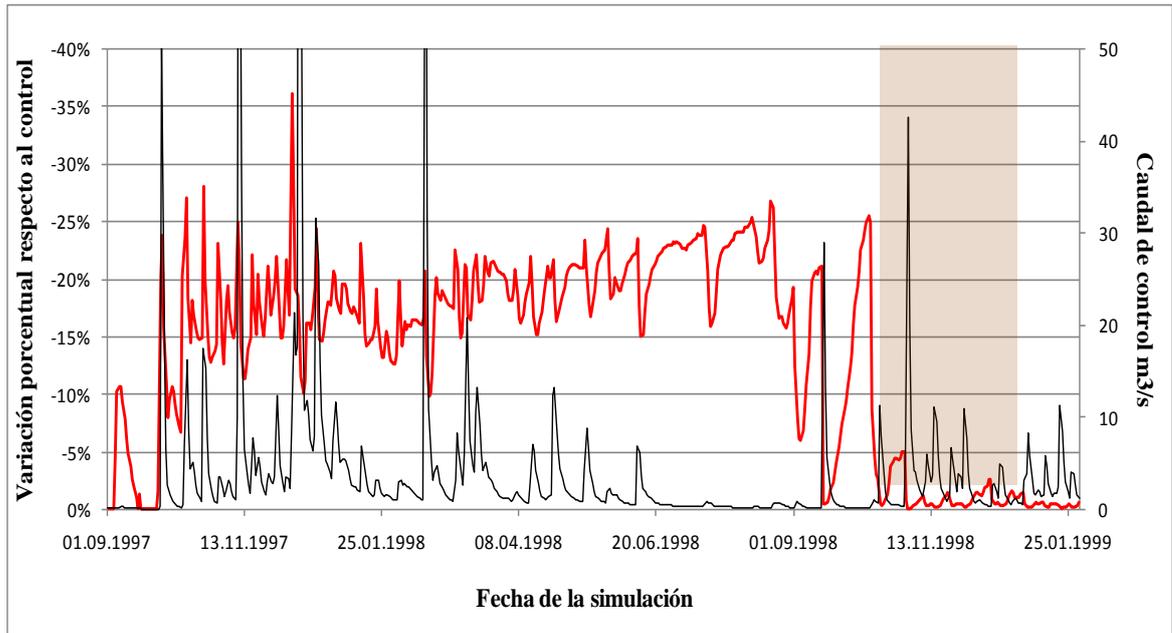


Fig. 4.8. Variación (Rojo) entre el caudal de control (negro) y el caudal producto de una reducción del 10% de las precipitaciones para el año hidrológico 1997-1998. El área sombreada marca el período del año hidrológico 1998-1999 que es afectado por la sequía simulada del año anterior.

En el escenario de incidencia donde la precipitación se redujo un 30%, las variaciones (mayores al 5% con respecto al caudal de control) se extendieron en promedio hasta los 71 días y en ningún caso superó los 91 días, considerando esto desde el fin del año hidrológico modificado. Contando desde la primera lluvia, vemos que en promedio se detectan efectos del año modificado hasta los 51 días, sin superar en ningún caso los 85 días. El patrón observado para el escenario de incidencia del 30% sobre el año hidrológico 1997-1998 y su efecto en año posterior sigue el mismo comportamiento que el escenario del 10% pero con valores escalados (Fig. 4.9).

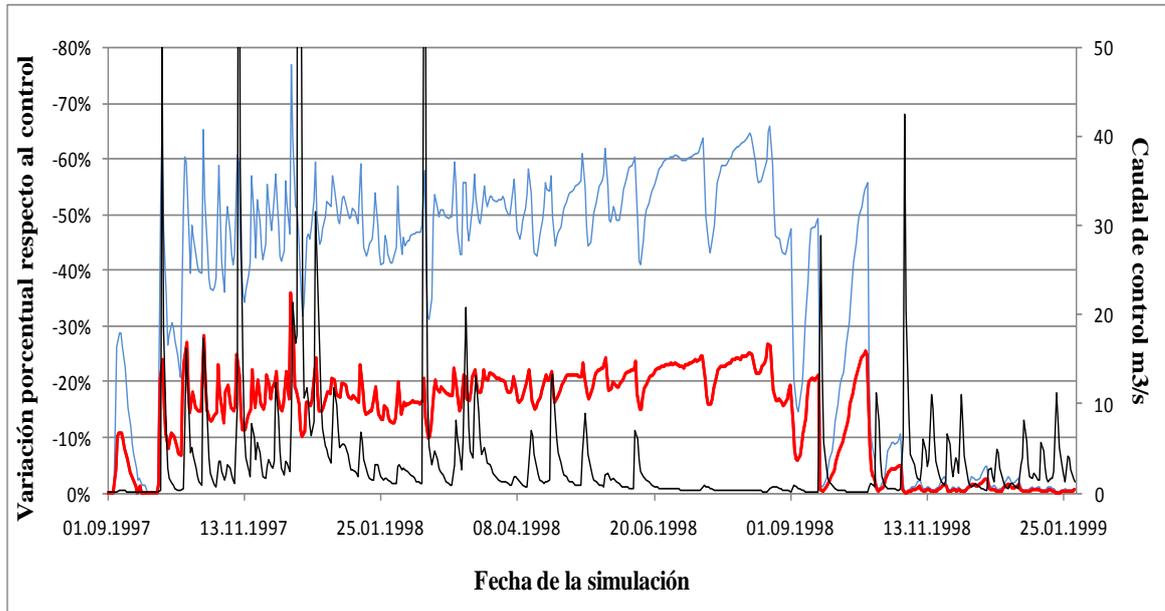


Fig. 4.9. Caudal de control (negro) y variación del caudal producto de una reducción del 10% y un 30% de las lluvias (rojo y azul, resp.) durante el año hidrológico 1997-1998.

Es importante notar que si bien en el escenario donde la disminución de lluvias fue del 30%, los cambios originados son de mayor magnitud que en el de 10%, en ambos casos el efecto sobre el año hidrológico siguiente se extendieron hasta 60 días contando desde el comienzo del mismo y 43 días desde el primer evento. En la Fig. 4.10 puede observarse como ésta diferencia de magnitud es todavía importante en el período de recesión posterior al evento del día 17, pero luego del evento del día 47 ya se igualan los efectos del año anterior a pesar de la gran diferencia de magnitud en los escenarios planteados.

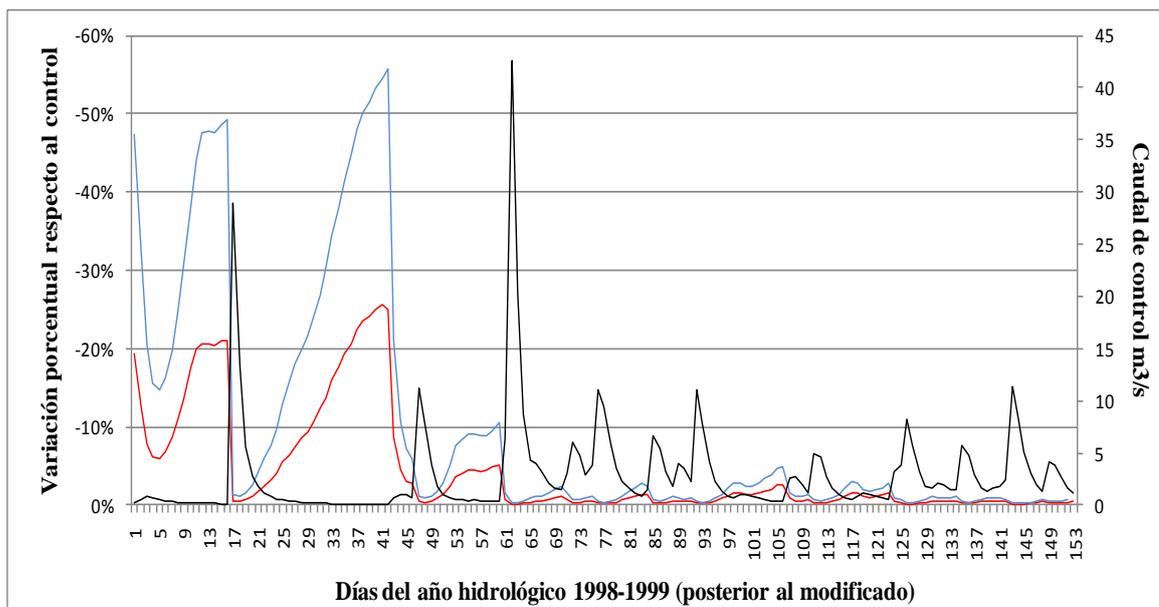


Fig. 4.10. Caudal de control (negro) y variación del caudal producto de una reducción del 10% y un 30% de las lluvias (rojo, azul) para el año hidrológico 1998-1999, posterior al año de la modificación.

Otros escenarios simulados fueron los de aumento de un 10% y 30% en las precipitaciones, en los cuales se encontró un efecto opuesto al de la disminución en el año de la modificación, pero un efecto similar sobre el año siguiente. Esto nos indica que períodos más húmedos o secos de lo normal, tienen un mismo tiempo de impacto en los caudales del próximo año hidrológico. Este tiempo, en ningún caso llega a ser lo suficientemente largo como para afectar el estiaje o la determinación del DOD, concluyéndose que estos valores solo dependen de lo que ocurre con la precipitación de su propio año hidrológico.

En función de los resultados anteriores, la independencia de los años hidrológicos y la relación entre el DOD y el Índice de Homogeneidad Climática (IHC), se creó un nuevo escenario que complementa el estudio del comportamiento de la cuenca ante eventos de sequía. En la Tabla 4.3 se mostró que una sequía producto de la reducción del 20% de la lámina media, disminuye los caudales en un 33-34%. En función de éste nivel de sequía se creó un escenario que tuvo por objetivo determinar el efecto diferencial de una sequía del 20%, si ésta se produce por falta de eventos a principio, mediado y fin de un año

hidrológico. Este efecto diferencial se midió sobre caudales de picos, caudales de base, cosecha de agua y DOD.

Los resultados de este escenario se compararon con la simulación de control e indican que una sequía, que represente un 20% de pérdida de la lámina media anual, no tiene un efecto diferencial sobre los caudales pico o la cosecha de agua según su época de ocurrencia (Fig. 4.11). Por el contrario, el efecto de una sequía al principio de la temporada de lluvias afecta muy poco a los caudales base y al DOD, por más que no se recupere y el año termine en déficit (20% de lámina media). Sin embargo, si una sequía de igual magnitud acontece al final de la época de lluvias, los caudales base pueden reducirse en más de un 50% y el DOD adelantarse unos 40 días, produciéndose el peor escenario posible para las localidades del río San Antonio. Esta característica reacción de la cuenca seguramente está ligada a la forma en que se componen los caudales de salida (Fig. 4.6 y Fig. 4.7) e indica que los flujos de base y sub-superficiales tienen un tiempos de recarga y duración mucho menores al año (como se vio con los escenarios de incidencia)

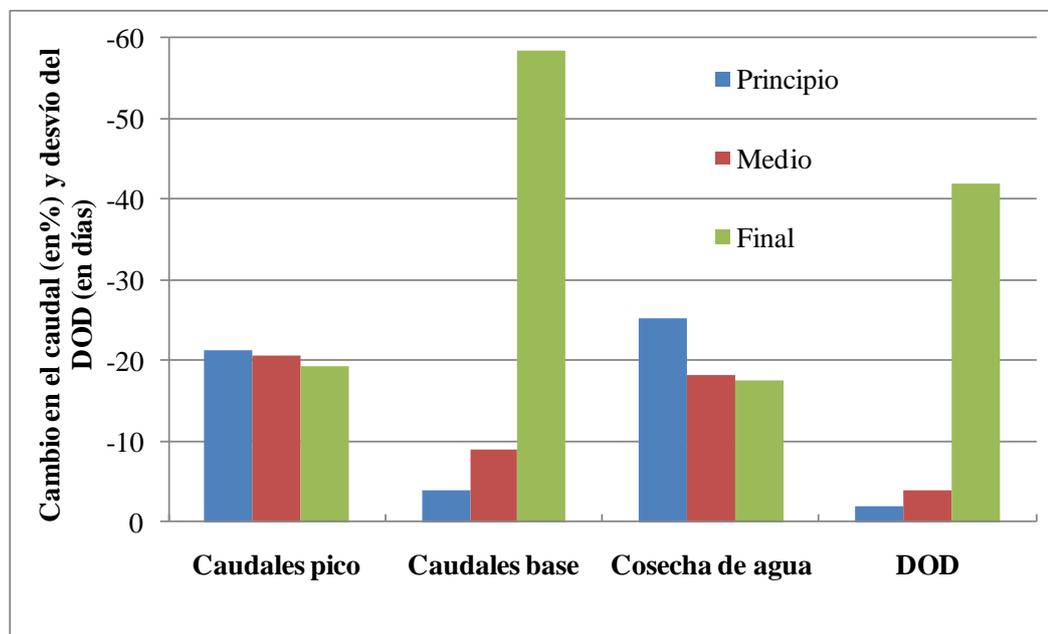


Fig. 4.11. Cambios con respecto a la simulación de control debido a una sequía del 20% de la lámina media programada en distintas etapas de la temporada de lluvias (al principio, al medio o al final).

DISCUSIÓN

Dado el buen desempeño de los modelos J2000g y J2K, se pudieron evaluar los escenarios propuestos y generar una primera caracterización hidrológica de la cuenca en función de los caudales simulados a paso diario para el período 1992-2012. Esto permitió estudiar la respuesta histórica de los últimos 20 años y contar con series agregadas a paso mensual y anual. Si bien los dos modelos concuerdan en sus resultados a pesar de ser bastante diferentes, no significa que éstos estén de acuerdo con la realidad. Con los pocos datos disponibles se puede observar para caudales históricos mensuales, que el resultado de ambos modelos es intermedio a los datos obtenidos por estudios de campo de agencias gubernamentales. Estos resultados junto con los del capítulo anterior, sirven para acrecentar el nivel de la confianza en la capacidad de los modelos.

El balance hídrico simulado define a la evapotranspiración como principal fuente de extracción de agua de la cuenca (65%), asumiendo que no hay filtraciones de agua a acuíferos regionales (extra-cuenca). Esta variable depende de muchos factores hidrocimáticos, que no pueden ser afectados por medidas de manejo y gestión de cuencas, y del estado y comportamiento fenológico de la vegetación. En cuencas de montañas semiáridas con cultivos invernales, se han encontrado valores de extracción por ET de hasta un 94% (Bugan *et al.*, 2012). Esto claramente es un indicador de la importancia que la vegetación podría tener en el balance hídrico de la cuenca de estudio, hecho que se estudia más en detalle en el capítulo siguiente. Muchos estudios han demostrado un aumento de ET y la intercepción vegetal, con la consecuente reducción de caudales y cosecha de agua anual, al forestar pastizales nativos con especies arbóreas utilizan más agua (Huber y Iroumé, 2001; Brown *et al.*, 2005; Noretto *et al.*, 2005; Sun *et al.*, 2006; Ganatsios *et al.*, 2010; Noretto *et al.*, 2012). Esto denota la importancia que tiene en este tipo de cuenca el manejo de la vegetación y el ordenamiento de la producción agropecuaria. En el análisis del comportamiento mensual histórico de esta variable la intensidad del cambio en estiaje pone de manifiesto la diferencia funcional y de sensibilidad de ambos modelos (Fig. 4.5). Aunque en ambos casos el comportamiento es lógico, ya que los caudales de estiaje van disminuyendo con el tiempo, y si hay precipitación generalmente no es la suficiente como para producir una respuesta en el río. Por el contrario el agua que ingresa a la cuenca en

estiaje es mayormente usada por las plantas y evapotranspirada. Éste aumento en ET conjuntamente con la disminución de caudales que se produce hacia fin del estiaje, coincide con la llegada de los primeros eventos de alta temperatura y la temporada de incendio que anualmente azota la región serrana.

En la composición de flujos que forman el caudal de salida, ambos modelos concuerdan con la importancia fundamental de la escorrentía superficial, en lo que se refiere a cosecha de agua anual. Esto indica que para utilizar esa agua, es necesario contar con reservorios para almacenar los excesos estivales. Sin embargo en el análisis mensual se pone de manifiesto la importancia de los flujos de base en el mantenimiento de los caudales de estiaje. Estos flujos, forman la reserva de escorrentía que sostiene el consumo de las localidades del sur de Punilla durante la estación seca.

Los escenarios anuales nos han permitido determinar el grado de afectación y sensibilidad de la cuenca a variaciones en la cantidad de agua precipitada durante un año hidrológico. Éstos escenarios proponen que el efecto de sequías/excesos afecta a esta reserva de escorrentía en igual proporción (o en menor medida) que a la temporada húmeda. Por este motivo fue importante el resultado del escenario de temporalidad de la sequía, que permitió identificar el comportamiento diferencial de estos flujos y determinar factores que influyen significativamente su respuesta. Esto, junto con la relación encontrada entre el DOD y el IHC, ponen de manifiesto la necesidad de realizar más tipos de escenarios de simulación. Sería interesante en los próximos estudios analizar el efecto de distintos tipos de eventos (convectivos o frontales), ya que la intensidad y distribución de las lluvias parece afectar la disponibilidad de agua en el estiaje.

Conocer estas relaciones tiene una gran importancia práctica no solo en esta cuenca sino también en cuenca vecinas. Actualmente hay una situación de déficit de datos necesarios para manejo y gestión de cuencas y reservorios de agua. El dato de mayor disponibilidad (y en mucho lugares el único) es la precipitación, en el cual se basa toda la actividad de gestión y pronósticos. Mejorando la comprensión de cómo una cuenca reacciona al patrón de precipitación, puede ayudar a producir herramientas para que las localidades de las Sierras de Córdoba mejoren su gestión del agua. Además, en el capítulo siguiente se explora el uso de estos modelos asociados a la dinámica de la productividad vegetal primaria, con el fin de lograr una herramienta de manejo más integral.

CONCLUSIÓN

Con el objetivo de mejorar la gestión del agua tendiente a aumentar su cosecha debe considerarse a ET como una variable del ciclo hidrológico clave. Si bien es posible que su valor pueda estar ligeramente sobredimensionado al no incluir pérdidas de agua por filtración a zonas fuera de la cuenca, es clara su importancia en el balance del agua. Si bien hay un efectos de cambios en el uso del suelo que no han sido analizados en este trabajo, se puede hacer una recomendación sobre el manejo de la vegetación: analizar cuidadosamente cualquier proyecto de intervención en los pastizales nativos, incluso los que involucran revegetar y forestar con especies arbóreas (exóticas y/o nativas) ya que pueden aumentar las tasas de salida de agua por ET en detrimento de los caudales. Además es necesario aumentar el conocimiento del impacto que otros tipos de manejo agroforestales tienen sobre variables claves del ciclo hidrológico, como por ejemplo la quema de pastizales. Otra conclusión importante para la gestión del agua, proviene del escenario de simulación de incidencia. Las anomalías, ya sean sequías o excesos hídricos no tienen ningún efecto sobre los estiajes de años hidrológicos posteriores al de su ocurrencia. Es así que incluso en casos extremos de variaciones del 30%, solo han perdurado efectos mínimos hasta un máximo de 90 días. Por lo cual, a la hora de proponer un plan de gestión del agua, se debe tener presente que el agua disponible durante el período de estiaje, solo depende de lo ocurrido en la temporada de lluvia en la cuenca de estudio y de ese año hidrológico, ya que no existe efecto acumulativo con temporadas anteriores.

BIBLIOGRAFÍA

- Brown A. E., Zhang L., McMahon T. A., Western A. W. y Vertessy R. A. 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology*, 310:28-61.
- Bugan R. D. H., Jovanovic N. Z. y de Clercq W. P. 2012. The water balance of a seasonal stream in the semi-arid Western Cape (South Africa). *Water SA*, 38:201-212.
- Easterling D. R., Meehl G. A., Parmesan C., Changnon S. A., Karl T. R. y Mearns L. O. 2000. Climate Extremes: Observations, Modeling, and Impacts. *Science*, 289:2068-2074.

- Ganatsios H. P., Tsioras P. A. y Pavlidis T. 2010. Water yield changes as a result of silvicultural treatments in an oak ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 260:1367-1374.
- García C. L., Zander F., Kralisch S., Ravelo A. C., García C. M. y Flügel W.-A. 2012. Importancia de los Sistemas de Información Integral para el manejo integrado de cuencas hidrológicas. I Encuentro de Investigadores en Formación en Recursos Hídricos, INA, Buenos Aires, Argentina, 10 pp.
- Huber A. y Iroumé A. 2001. Variability of annual rainfall partitioning for different sites and forest covers in Chile. *Journal of Hydrology*, 248:78-92.
- InfoStat. 2010. InfoStat versión 2010. Ed. Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., Gonzalez L., Tablada M. y Robledo C. W., Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- Jury W. A. y Vaux H. 2005. The role of science in solving the world's emerging water problems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102:15715-15720.
- Kralisch S., Zander F. y Krause P. 2009. Coupling the RBIS Environmental Information System and the JAMS Modelling Framework. 18th World IMACS Congress and MODSIM09 International Congress on Modelling and Simulation, Cairns, Australia, pp. 902-908.
- Krause P. 2002. Quantifying the impact of land use changes on the water balance of large catchments using the J2000 model. *Physics and Chemistry of the Earth*, 27:663-673.
- Krause P. y Hanisch S. 2009. Simulation and analysis of the impact of projected climate change on the spatially distributed waterbalance in Thuringia, Germany. *Advances in Geosciences*, 21:33-48.
- Nosetto M. D., Jobbágy E. G., Brizuela A. B. y Jackson R. B. 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 154:2-11.
- Nosetto M. D., Jobbágy E. G. y Paruelo J. M. 2005. Land-use change and water losses: the case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Global Change Biology*, 11:1101-1117.
- Ravelo A. C. 2000. Caracterización Agroclimática de las sequías extremas en la región pampeana argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 20:187-192.
- Ravelo A. C., Zanvettor R. y da Porta W. 2001. Desarrollo de un sistema para la detección, seguimiento y evaluación de las sequías agrícolas en Argentina. *Revista Argentina de Agrometeorología*, 1:27-34.
- Sun G., Zhou G., Zhang Z., Wei X., McNulty S. G. y Vose J. M. 2006. Potential water yield reduction due to forestation across China. *Journal of Hydrology*, 328:548-558.
- Tudhope A. W., Chilcott C. P., McCulloch M. T., Cook E. R., Chappell J., Ellam R. M., Lea D. W., Lough J. M. y Shimmield G. B. 2001. Variability in the El Niño-Southern Oscillation Through a Glacial-Interglacial Cycle. *Science*, 291:1511-1517.

CAPÍTULO 5

INTEGRACIÓN DE INFORMACIÓN SATELITAL Y MODELACIÓN HIDROLÓGICA PARA DETERMINAR LAS RELACIONES ENTRE EL CRECIMIENTO DE LA VEGETACIÓN Y LA DISPONIBILIDAD DE AGUA

INTRODUCCIÓN

El agua está presente en ámbitos muy diferentes, como el aire, la vegetación o el suelo, creando una compleja red de interacciones. El crecimiento y la productividad de las plantas dependen del agua disponible en el suelo, donde se encuentran sus raíces (Jobbágy *et al.*, 2002). El consumo de agua por parte de las plantas afecta el ciclo hidrológico, a través de variables como la evapotranspiración (ET) y el contenido de agua en el suelo (Nosetto *et al.*, 2012). Considerando el actual escenario de cambio climático global, el aumento de la población y la inseguridad alimentaria, es importante mejorar nuestro entendimiento sobre el rol del agua en las distintas “geoesferas” (lito, hidro, bio y atmósferas). Existen diversos estudios que se han focalizado en las respuestas de los ecosistemas a la variabilidad climática (Walther *et al.*, 2002) o a comprender los efectos del cambio del uso del suelo en el balance hídrico y en la cantidad/calidad de los recursos hidrológicos (Krause, 2002; Viglizzo *et al.*, 2011). En los trabajos mencionados, la información que proveen los sensores remotos ha contribuido significativamente, dado que ofrece la posibilidad de caracterizar el ambiente de amplias zonas y en largos períodos de tiempo. Asimismo, la modelación hidrológica se convierte en una herramienta esencial para estudiar asociaciones entre el ciclo del agua y los cambios en la cobertura del suelo.

El índice de vegetación normalizado, conocido como NDVI, del inglés Normalized Difference Vegetation Index (Tucker, 1979), es uno de los índices de vegetación derivados de información remota más utilizados. Los valores de NDVI permiten estimar la actividad fotosintética de la vegetación, la cual puede ser relacionada con la productividad primaria, el área foliar, la cobertura boscosa y los cambios en la fenología de la vegetación. El NDVI se considera un indicador confiable de las condiciones de la cobertura y sus variaciones temporales, por lo cual se lo suele utilizar para monitorear la vegetación. Por ejemplo, Seaquist *et al.* (2003) desarrolló un modelo para estimar productividad primaria a partir de NDVI en pastizales, Birky (2001) desarrolló un modelo lineal que relaciona NDVI con biomasa foliar y productividad primaria bruta; Lüdeke *et al.* (1996) utilizó series

temporales de NDVI obtenidas de imágenes satelitales para validar los patrones fenológicos de la vegetación a nivel global. La relación entre NDVI y variables hidroclimáticas ha permitido explorar y predecir la respuesta de la vegetación ante la inestabilidad ambiental. En éste contexto, el NDVI se relaciona con la precipitación y es muy sensible a anomalías en la precipitación como las sequías (Kogan, 2000; Li y Kafatos, 2000). Sin embargo, esta relación es controlada por otros factores, como el tipo de cobertura y las condiciones climáticas (Camberlin *et al.*, 2007). De ésta manera, considerar la utilización de información adicional para estimar el ciclo del agua puede mejorar notablemente nuestro conocimiento y capacidad predictiva de los cambios en la productividad primaria bajo distintos escenarios climáticos.

Los modelos hidrológicos distribuidos, a diferencia de los agregados, no consideran a las cuencas como una única unidad sino que distribuyen los componentes del ciclo del agua en unidades de modelación más pequeñas. La descripción y determinación de los parámetros de estas unidades llamadas Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU) se presentó en el Capítulo 3. La simulación del ciclo hidrológico en cada HRU no solo considera variables meteorológicas, sino también información geológica y sobre el uso y tipo del suelo. Esto puede ser de gran ayuda para mejorar las correlaciones entre variabilidad hidro-climática y productividad vegetal.

Si bien la mayoría de los estudios relacionan precipitación con NDVI, ya que variables hidrológicas espacialmente distribuidas es la de mayor disponibilidad, estas no se relacionan directamente debido a que no toda el agua que precipita se haya disponible para las plantas. Por lo tanto para este capítulo consideró además la evapotranspiración real (ETr) y la saturación del suelo simuladas por J2000g para correlacionar con el NDVI.

En éste capítulo se propone utilizar las variables obtenidas mediante el modelo hidrológico J2000g para examinar las respuestas temporales del NDVI proveniente de imágenes SPOT-Vegetation de un período de 12 años (1998-2010). Asimismo, se compara estas correlaciones entre varios tipos de coberturas en una región semiárida de las Sierras de Córdoba, Argentina.

OBJETIVO DEL CAPÍTULO

- 1) Estudiar la relación entre ciclo hidrológico y el ciclo fenológico de distintos tipos de vegetación de la cuenca, con la finalidad de producir información para la gestión conjunta de los recursos hídricos y la producción silvopastoril de la región

MATERIALES Y MÉTODOS

CARACTERIZACIÓN DEL PAISAJE

El paisaje de la cuenca del Río San Antonio, consiste en mosaicos de vegetación y está clasificado en tres grandes dominios sobre la base de patrones geomorfológicos, topográficos, y distintos grados de intervención humana (Cingolani *et al.*, 2004). Cada dominio, a su vez, está compuesto distintas unidades de paisaje perfectamente caracterizadas por su cobertura vegetal según se detalla a continuación:

(A) Dominio de los bosques. Compuesto por: (1) bosques y matorrales densos de *Polylepis australis* Bitter; (2) bosques y matorrales de *P. australis* mezclados con pajonales y afloramientos rocosos. Se encuentra principalmente en laderas y quebradas rocosas escarpadas, pero aparece también en otras unidades fisiográficas.

(B) Dominio de los pastizales. Compuesto por: (3) pajonales de *Poa stuckertii* (Hack.) Parodi con vegas de *Eleocharis albibracteata* Nees & Meyen ex Kunth; (4) pajonales finos de *Deyeuxia hieronymi* (Hack.) Türpe; (5) céspedes de *Lachemilla achilleifolia* (J. Rémy) Rothm. y *Carex fuscata* d'Urv. Se encuentra principalmente sobre planicies con distintos grados de disección y a veces en otras unidades.

(C) Dominio de los roquedales. Compuesto por: (6) pajonales de *Festuca tucumanica* E.B. Alexeev mezclados con afloramientos rocosos; (7) afloramientos rocosos naturales con roca expuesta por erosión; (8) pavimento de erosión. Estas unidades predominan en paisajes de lomas y laderas rocosas pero también se encuentran en otras unidades fisiográficas.

CRECIMIENTO DE LA VEGETACIÓN

Para caracterizar el crecimiento de la vegetación se utilizaron datos de series temporales de NDVI desde abril de 1998 a diciembre de 2009. El NDVI se determina a partir de las bandas espectrales del rojo (R) y el infrarrojo cercano (NIR, por sus siglas en inglés). Las plantas absorben la radiación solar con longitudes de onda del R para realizar la fotosíntesis, por lo tanto su reflectancia en la zona del R es muy baja comparada con otros tipos de cobertura del suelo. Por el contrario, la banda espectral del NIR contiene longitudes de onda que no aportan suficiente energía para la fotosíntesis, siendo fuertemente reflejada por la vegetación. El NDVI se basa en estas diferencias entre la absorción de las distintas zonas del espectro electromagnético, características de las plantas, mediante la siguiente fórmula:

$$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R}$$

Así, la magnitud del NDVI está relacionada con el nivel de actividad fotosintética de la vegetación. Generalmente valores altos de NDVI (cercaos a 1) indican mayor vigor/cantidad de vegetación mientras que valores más bajos de NDVI (cercaos al 0) generalmente están asociados a sitios con poca vegetación o con vegetación poco vigorosa. Consecuentemente, algunos aspectos de la dinámica de la vegetación pueden ser estudiados a partir de medidas repetidas de NDVI en sitios específicos. Las imágenes de NDVI se obtuvieron del *Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek* (VITO) Image Processing Centre (Mol, Belgium, <http://www.vgt.vito.be>) y provienen de imágenes satelitales del sensor VEGETACION del satélite SPOT, las cuales tienen una resolución espacial de 1km×1km. Las imágenes satelitales a partir de las cuales se generan las imágenes de NDVI son pre-procesadas automáticamente en VITO de manera de realizar una calibración radiométrica, teniendo en cuenta correcciones geométricas y atmosféricas y la remoción de la nubosidad. A partir de las imágenes diarias de NDVI se genera un producto que consistente en imágenes compuestas por los valores máximos de NDVI en cada pixel durante períodos de 10 días (de los días 1 a 10 del mes, 11 a 20 y 21 al final del mes). La composición decádica (S10) tiene la ventaja de reducir considerablemente el

número de píxeles con nubes manteniendo una resolución temporal suficientemente pequeña que permite capturar el cambio fenológico de la vegetación (Lewis *et al.*, 1998). De esta manera, un año corresponde a 36 imágenes decádicas. Dado que el período de estudio se extendió durante 11 años, desde el 1 de Abril de 1998 hasta el 1 de Noviembre de 2010, el trabajo involucró 454 imágenes de NDVI, las cuales representan series temporales de 454 valores de NDVI para cada píxel.

Una vez obtenidas las imágenes de NDVI, se depuraron los datos de posibles errores debidos a aerosoles atmosféricos y nubes que no fueron detectados por los algoritmos de corrección antes mencionados, mediante un filtrado o suavizado de las series temporales a través del método de Swets (Swets *et al.*, 1999), incorporado en el software GLIMPSE (GLIMPSE, 2010). Una imagen del promedio histórico para toda la serie se puede observar en la Fig. 5.1.

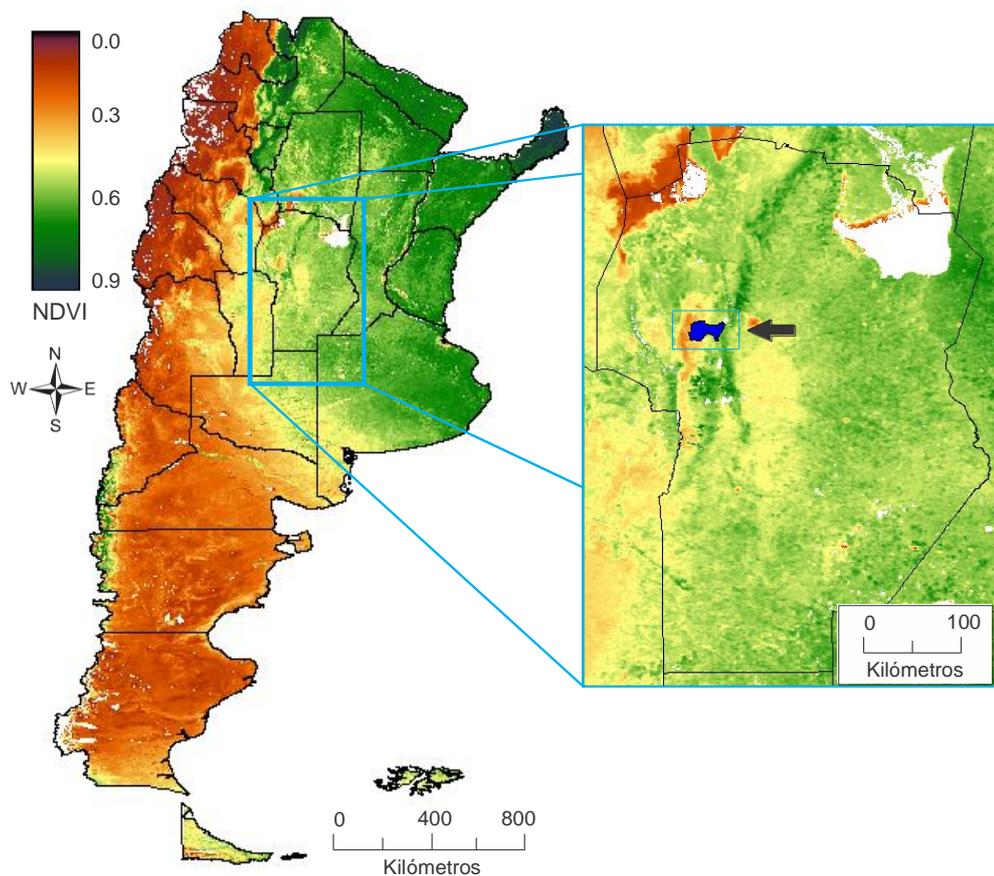


Fig. 5.1. Mapa de la Argentina del NDVI promedio para el período de estudio: Abril de 1998 a Noviembre de 2010, y detalle del área de estudio. La flecha indica la ubicación de la Cuenca del río San Antonio.

VARIABLES DERIVADAS DE LOS MODELOS HIDROLÓGICOS

Para modelar los componentes del ciclo del agua de la cuenca, se utilizó el modelo hidrológico J2000g cuya implementación, calibración y validación se describió en el Capítulo 3. Este modelo resumido originalmente del J2K por Krause y Hanisch (2009) tiene varias ventajas. Al igual que J2K mantiene un bajo requerimiento de datos meteorológicas de entrada (precipitaciones, temperatura mínima, media y máxima), pero con la diferencia de que el balance hídrico se realiza en cada HRU sin compartir flujos con sus vecinos. La ventaja de éste punto radica en que el balance hídrico solo es representativo de las características propias definidas para cada unidad en los mapas y archivos de parámetros de cobertura y tipo de suelo. Las variables extraídas para cada HRU fueron precipitación (PP), porcentaje de saturación de la capacidad de campo del suelo simulada (SAT), y evapotranspiración real simulada (ETr), siendo la primera solo un producto de la regionalización del modelo, mientras que las otras dos son simuladas por J2000g.

CORRELACIONES ENTRE NDVI Y LA VARIABILIDAD CLIMÁTICA

Dado que los píxeles de NDVI de 1km×1km tienen menor resolución espacial que las HRU, se escalaron los datos a la escala de menor resolución (Fig. 5.2). Para comparar diferentes tipos de cobertura del suelo se eligieron píxeles de NDVI que fueran homogéneos internamente respecto al tipo de cobertura. Para lograr esto se utilizó el mapa de cobertura del suelo derivado de una imagen satelital de Landsat 5 TM presentado en el Capítulo 2 (Fig. 2.12) y el de HRU (Capítulo 3, Fig. 3.8). Los tipos de cobertura elegidos para este análisis fueron:

- (1) **Bosque/arbustal** (principalmente especies de pinos provenientes de forestaciones);

- (2) **Pastizal/afloramiento rocoso** (áreas cubiertas de roca y poco desarrollo de suelo, con pastizales finos principalmente de *Deyeuxia hieronymi* en el piso superior y arbustos del Romerillo en el piso inferior);
- (3) **Céspedes** (céspedes de pastoreo con especies como *Alchemilla pinnata* y *Carex fuscula*), y
- (4) **Pastizales húmedos/gruesos** (pastizales dominados por *Poa stuckertii* y/o vegas).

Para cada tipo de cobertura se eligieron 4 píxeles de NDVI pixels de 1km×1km, tratando de minimizar la variabilidad interna respecto a la cobertura y tratando de maximizar la distancia entre ellos para reducir la dependencia espacial.

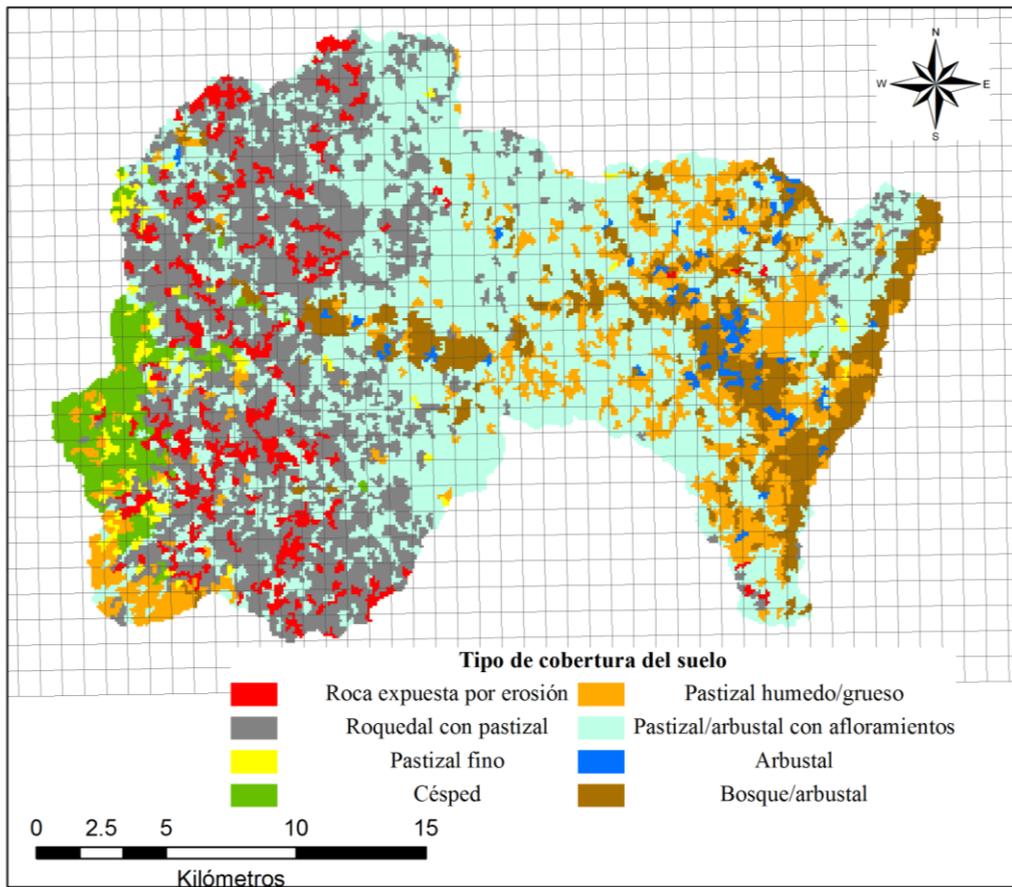


Fig. 5.2. Unidades de respuesta hidrológica (HRU) en la cuenca del río San Antonio. Los píxeles de las imágenes de NDVI se muestran en gris claro y las HRU se muestran en distintos colores según el tipo de cobertura del suelo.

Para cada uno de los píxeles seleccionados, las HRU contenidas en ellos parcial o totalmente fueron identificadas y las variables derivadas del modelo hidrológico fueron a la misma escala temporal de las series temporales de NDVI (10 días). Para obtener estas variables para cada píxel de NDVI, se calculó la proporción del área de cada HRU que cubre el píxel de NDVI. De este modo, cada variable fue luego multiplicada por la proporción del área de la HRU correspondiente contenida en el píxel de NDVI, y luego se sumaron todos los valores correspondientes a dicho píxel.

Para analizar los datos se realizaron correlaciones cruzadas para distintos tiempos de retardos (lags) en la respuestas entre variables con el programa InfoStat (InfoStat, 2010), y se registraron el coeficiente de correlación máximo y el lag en el que se encontró dicho valor. Los coeficientes de máxima correlación y los tiempos de retardo fueron comparados entre tipos de cobertura y entre variables utilizando la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis. Se probó el efecto del tipo de cobertura, de la variable hidrológica y la interacción entre ambos, tanto para los coeficientes de correlación como para los lags.

RESULTADOS

Las series temporales de NDVI describen patrones periódicos que representan los cambios en los ciclos fenológicos asociados con distintos tipos de uso de suelo (Fig. 5.3). Estos patrones muestran fases estacionales: un pico verde en el verano y crecimiento limitado en el invierno. Los valores medios históricos de NDVI más altos se detectaron en los bosques/arbustal, 0.58 (DS = 0.08), seguidos por los pastizales húmedos/gruesos, 0.47 (DS = 0.14), céspedes, 0.46 (DS = 0.13), y por último el valores mínimo para el pastizal/afloramiento 0.36 (DS = 0.07). La variabilidad del NDVI fue mayor en ambos tipos de pastizales debido a los mayores cambios en la productividad intra-anual en estos tipos de vegetación.

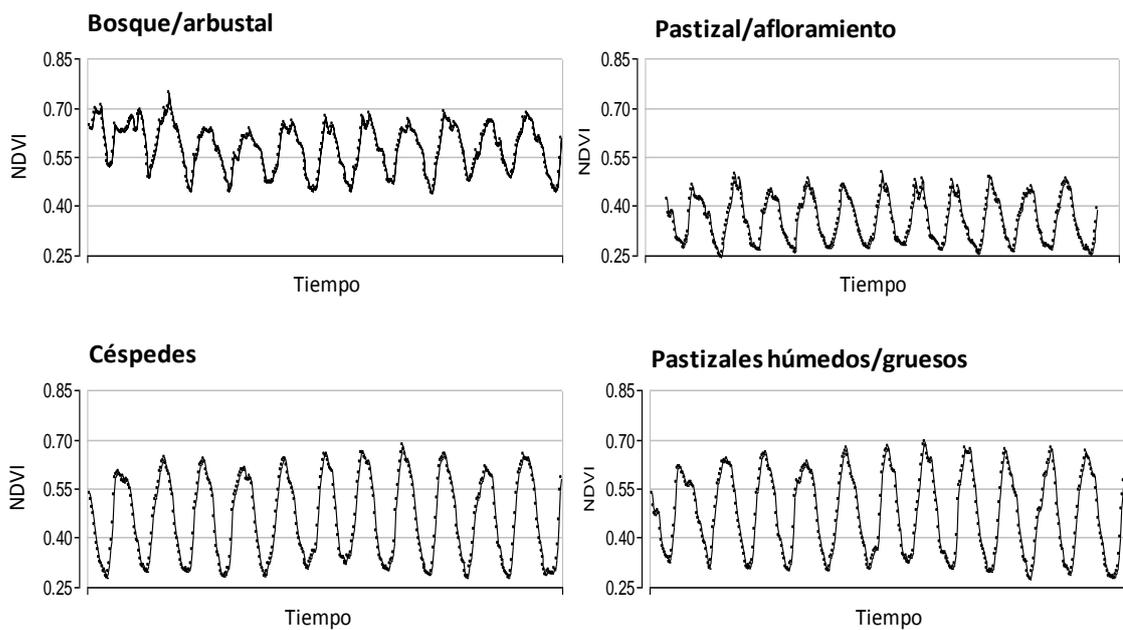


Fig. 5.3. Series temporales de NDVI promedio para distintos tipos de cobertura del suelo de la Cuenca del río San Antonio. En 454 imágenes desde el 1 de Abril de 1998 hasta el 1 de Noviembre de 2010.

Los análisis de correlación entre las series de NDVI y las variables climáticas (En los bosques, a pesar de que la correlación entre NDVI y ETr fue la mayor, la diferencia con la saturación del suelo no fue tan grande como para otros tipos de cobertura (0.71 para NDVI_ETr y 0.67 para NDVI_SAT). El porcentaje de saturación de la capacidad de campo mostró mayores coeficientes de correlación con NDVI que la precipitación en los céspedes (0.75 vs. 0.69), pastizales gruesos (0.74 vs 0.66) y bosques (0.67 vs 0.53). Sin embargo, en los afloramientos rocosos se encontró lo contrario (0.58 vs. 0.66). Las correlaciones fueron siempre menores en los bosques salvo por la saturación relativa de la capacidad de campo, la cual fue mínima en los afloramientos rocosos (Fig. 5.4).

Tabla 5.1), calculadas por la función del análisis de Correlación Cruzada, mostraron correlaciones positivas y estadísticamente significativas para todas las variables. Los coeficientes de correlación fueron mayores a 0.5 en todos los casos y variaron significativamente entre las distintas variables analizadas y entre los distintos tipos de cobertura ($p < 0.001$). La evapotranspiración fue la variable con los mayor coeficientes de correlación para todos los tipos de vegetación, especialmente en ambos tipos de pastizales,

céspedes y pastizales gruesos, con valores medios de coeficientes de correlación de 0.90 y 0.89, respectivamente.

En los bosques, a pesar de que la correlación entre NDVI y ETr fue la mayor, la diferencia con la saturación del suelo no fue tan grande como para otros tipos de cobertura (0.71 para NDVI_ETr y 0.67 para NDVI_SAT). El porcentaje de saturación de la capacidad de campo mostró mayores coeficientes de correlación con NDVI que la precipitación en los céspedes (0.75 vs. 0.69), pastizales gruesos (0.74 vs 0.66) y bosques (0.67 vs 0.53). Sin embargo, en los afloramientos rocosos se encontró lo contrario (0.58 vs. 0.66). Las correlaciones fueron siempre menores en los bosques salvo por la saturación relativa de la capacidad de campo, la cual fue mínima en los afloramientos rocosos (Fig. 5.4).

Tabla 5.1. Coeficientes de correlación máxima y tiempos de retardo, expresados como períodos de 10 días entre NDVI y la evapotranspiración (NDVI_ETr), precipitación (NDVI_PP), y saturación relativa de la capacidad de campo (NDVI_SAT) para distintos tipos de cobertura.

Cobertura del Suelo	NDVI_ET				NDVI_PP				NDVI_SAT			
	r_{\max}		<i>lag</i>		r_{\max}		<i>lag</i>		r_{\max}		<i>lag</i>	
	<i>mean</i>	<i>SD</i>										
Bosque/arbustal	0.71	0.03	5.25	0.96	0.53	0.01	5.75	1.5	0.67	0.01	3	0
Pastizal/afloramiento	0.83	0.01	3.75	0.5	0.66	0.01	3.75	0.5	0.58	0.03	2	0
Céspedes	0.9	0	2.5	0.58	0.69	0.01	2.75	0.5	0.75	0.01	0	0
Pastizal grueso	0.89	0.03	2	0	0.66	0.02	3	0	0.74	0.01	0.25	0.5

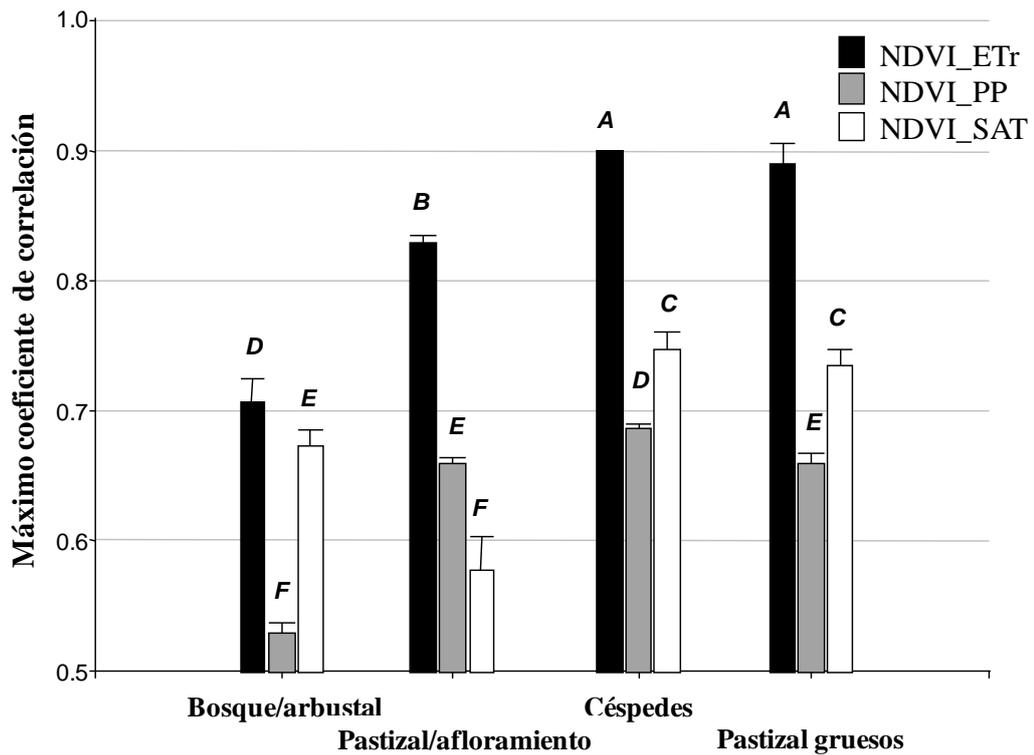


Fig. 5.4. Coeficientes de correlación máximos entre NDVI y evapotranspiración (ETr), precipitación (PP), y saturación de la capacidad de campo (SAT) para distintos tipos de cobertura del suelo en la Cuenca del río san Antonio. Las barras de error indican la desviación estándar y letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$)

Los tiempos de retardo en los cuales se registraron las máximas correlaciones variaron significativamente entre tipos de cobertura y entre variables, y la interacción fue significativa ($p < 0.001$, Fig. 5.5). Para cada tipo de cobertura, la respuesta de la vegetación al nivel de saturación de la capacidad de campo fue la más directa, especialmente en los céspedes y los pastizales gruesos, donde la máxima correlación se encontró para tiempo 0 (sin retardo) y 0.25, respectivamente, es decir dentro de un período de 10 días. En los bosques/arbustal, la respuesta al contenido de agua en el suelo, se encontró para un retardo de 3, lo cual significa que luego de un cambio la productividad primaria demoran en reaccionar entre 30 y 40 días. En todos los tipos de cobertura, salvo los pastizales húmedos/gruesos, la vegetación responde a la evapotranspiración real y a la precipitación con el mismo retardo. Sin embargo, los pastizales gruesos mostraron una respuesta con mayor retardo con la precipitación que con la evapotranspiración.

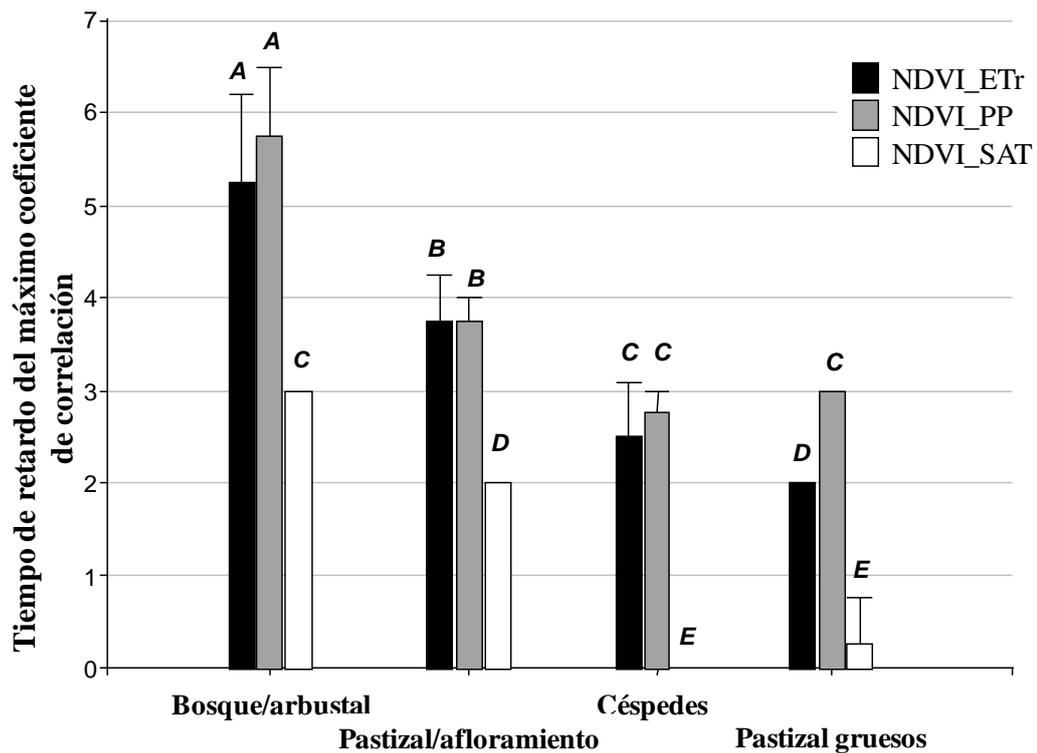


Fig. 5.5. Tiempos de retardo (décadas) en los cuales se registraron los máximos coeficientes de correlación entre NDVI y evapotranspiración (ETr), precipitación (PP), y saturación de suelo relativa (SAT). Las barras de error indican la desviación estándar y letras indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$).

DISCUSIÓN

La sincronía del patrón fenológico con el clima fue diferente para las variables consideradas y dependió del tipo de cobertura del suelo. La precipitación, usada en la muchos de los estudios que relacionan NDVI con variables del ciclo hidrológico (Scanlon *et al.*, 2002; Weiss *et al.*, 2004a; Nezlin *et al.*, 2005; Hu *et al.*, 2011; Wessels *et al.*, 2012), fue siempre la menos correlacionada con la productividad vegetal, excepto en el caso de pastizal/afloramiento que a su vez forma las zonas menos vegetadas. Estas áreas asociadas con suelos menos desarrollados también fue la menos correlacionada con el nivel de saturación de la capacidad de campo. La evapotranspiración fue la variable más correlacionada con el desarrollo vegetal, lo que denota la importancia de la temperatura como factor limitante o disparador del crecimiento en la zona de estudio. Además, la

sincronía entre productividad vegetal y el nivel de saturación de la capacidad de campo fue para cada cobertura la más directa, indicando que el SAT simulado es un mejor indicador de la disponibilidad de agua que la precipitación. Concordantemente con lo que se ha encontrado en otros estudios, los bosques mostraron la respuesta con mayor retraso (Weiss *et al.*, 2004b) tanto respecto a la precipitación como a la evapotranspiración, con tiempos de entre 50 y 60 días.

Estos resultados ponen de manifiesto la importancia que herramientas de modelación hidrológica tienen en estudios de la respuesta de la vegetación a la variabilidad climática. Por sobre todo remarcan la importancia de incluir en este análisis otros tipos de variables del ciclo hidrológico además de la precipitación (Basso *et al.*, 2012; Cong *et al.*, 2012; Mao *et al.*, 2012). Estas herramientas tienen el potencial de mejorar el entendimiento de la interacción entre la atmósfera, y el eje suelo-vegetación.

CONCLUSIÓN

Esta sincronía entre el patrón fenológico y el ciclo hídrico es sumamente interesante a la luz de la gran independencia que hay entre las dos bases de datos utilizadas, la que sirvió como insumo del modelo y la información satelital. El ciclo fenológico derivado de esta manera, sirve como conjunto de datos independiente y externo que permite de alguna manera validar el comportamiento del modelo. Esta relación también asiste al mantenimiento de la hipótesis de que la vegetación cumple un rol principal en el balance hídrico de la cuenca, al ser la moduladora de la evapotranspiración.

Las series temporales de NDVI permiten la detección de distintos patrones fenológicos asociados con cambios de cobertura del suelo y su modulación climática. Este recurso es de libre acceso, gran cobertura espacial (Global), es sensible a variables ambientales claves como las exploradas en este estudio, y asociado a modelos hidrológicos puede ser de gran ayuda a programas integrales de monitoreo y gestión. Este tipo de herramientas es el primer paso en el desarrollo de herramientas adaptativas que sirvan para el manejo ambiental ante una perspectiva de cambio o variabilidad climática. La combinación de información satelital y modelación hidrológica cumple el multipropósito de ser útil al monitoreo, manejo y gestión tanto del agua como de la vegetación,

permitiendo administrar los recursos en función de las prioridades sanitarias y agro-productivas de una región.

BIBLIOGRAFÍA

- Basso B., Fiorentino C., Cammarano D., Cafiero G. y Dardanelli J. 2012. Analysis of rainfall distribution on spatial and temporal patterns of wheat yield in Mediterranean environment. *European Journal of Agronomy*, 41:52-65.
- Birky A. K. 2001. NDVI and a simple model of deciduous forest seasonal dynamics. *Ecological Modelling*, 143:43-58.
- Camberlin P., Martiny N., Philippon N. y Richard Y. 2007. Determinants of the interannual relationships between remote sensed photosynthetic activity and rainfall in tropical Africa. *Remote Sensing of Environment*, 106:199-216.
- Cingolani A. M., Renison D., Zak M. R. y Cabido M. R. 2004. Mapping vegetation in a heterogeneous mountain rangeland using landsat data: an alternative method to define and classify land-cover units. *Remote Sensing of Environment*, 92:84-97.
- Cong N., Piao S., Chen A., Wang X., Lin X., Chen S., Han S., Zhou G. y Zhang X. 2012. Spring vegetation green-up date in China inferred from SPOT NDVI data: A multiple model analysis. *Agricultural and Forest Meteorology*, 165:104-113.
- GLIMPSE. 2010. Manual of GLIMPSE, Global Image Processing Software. Ed. Eerens H., VITO-TAP, Mol, Belgium.
- Hu M. Q., Mao F., Sun H. y Hou Y. Y. 2011. Study of normalized difference vegetation index variation and its correlation with climate factors in the three-river-source region. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 13:24-33.
- InfoStat. 2010. InfoStat versión 2010. Ed. Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., Gonzalez L., Tablada M. y Robledo C. W., Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- Jobbágy E. G., Sala O. E. y Paruelo J. M. 2002. Patterns and controls of primary production in the patagonian steppe: a remote sensing approach. *Ecology*, 83:307-319.
- Kogan F. N. 2000. Satellite-Observed Sensitivity of World Land Ecosystems to El Niño/La Niña. *Remote Sensing of Environment*, 74:445-462.
- Krause P. 2002. Quantifying the impact of land use changes on the water balance of large catchments using the J2000 model. *Physics and Chemistry of the Earth*, 27:663-673.
- Krause P. y Hanisch S. 2009. Simulation and analysis of the impact of projected climate change on the spatially distributed waterbalance in Thuringia, Germany. *Advances in Geosciences*, 21:33-48.
- Lewis J. E., Rowland J. y Nadeau A. 1998. Estimating maize production in Kenya using NDVI: Some statistical considerations. *International Journal of Remote Sensing*, 19:2609-2617.

- Li Z. y Kafatos M. 2000. Interannual Variability of Vegetation in the United States and Its Relation to El Niño/Southern Oscillation. *Remote Sensing of Environment*, 71:239-247.
- Lüdeke M. K. B., Ramage P. H. y Kohlmaier G. H. 1996. The use of satellite NDVI data for the validation of global vegetation phenology models: application to the Frankfurt Biosphere Model. *Ecological Modelling*, 91:255-270.
- Mao D., Wang Z., Luo L. y Ren C. 2012. Integrating AVHRR and MODIS data to monitor NDVI changes and their relationships with climatic parameters in Northeast China. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 18:528-536.
- Nezlin N. P., Kostianoy A. G. y Li B.-L. 2005. Inter-annual variability and interaction of remote-sensed vegetation index and atmospheric precipitation in the Aral Sea region. *Journal of Arid Environments*, 62:677-700.
- Nosetto M. D., Jobbágy E. G., Brizuela A. B. y Jackson R. B. 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 154:2-11.
- Scanlon T. M., Albertson J. D., Caylor K. K. y Williams C. A. 2002. Determining land surface fractional cover from NDVI and rainfall time series for a savanna ecosystem. *Remote Sensing of Environment*, 82:376-388.
- Seauquist J. W., Olsson L. y Ardö J. 2003. A remote sensing-based primary production model for grassland biomes. *Ecological Modelling*, 169:131-155.
- Swets D., Reed B., Rowland J. y Marko S. 1999. A weighted least-squares approach to temporal NDVI smoothing. 1999 ASPRS Annual Conference, Portland, Oregon, pp. 526-536.
- Tucker C. J. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8:127-150.
- Viglizzo E. F., Frank F. C., Carreño L. V., Jobbágy E. G., Pereyra H., Clatt J., Pincén D. y Ricard M. F. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology*, 17:959-973.
- Walther G.-R., Post E., Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T. J. C., Fromentin J.-M., Hoegh-Guldberg O. y Bairlein F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416:389-395.
- Weiss J. L., Gutzler D. S., Allred Coonrod J. E. y Dahm C. N. 2004a. Seasonal and inter-annual relationships between vegetation and climate in central New Mexico, USA. *Journal of Arid Environments*, 57:507-534.
- Weiss J. L., Gutzler D. S., Coonrod J. E. A. y Dahm C. N. 2004b. Long-term vegetation monitoring with NDVI in a diverse semi-arid setting, central New Mexico, USA. *Journal of Arid Environments*, 58:249-272.
- Wessels K. J., van den Bergh F. y Scholes R. J. 2012. Limits to detectability of land degradation by trend analysis of vegetation index data. *Remote Sensing of Environment*, 125:10-22.

CAPÍTULO 6

CONCLUSIONES GENERALES

Los resultados obtenidos en este trabajo no solo han permitido obtener información y conocimiento relevante sobre la eco-hidrología de la cuenca del Río San Antonio sino que también constituyen herramientas en sí mismas que pueden y son utilizadas para el manejo de nuestros recursos naturales. El sistema de bases de datos desarrollado (RBIS) se encuentra actualmente en estado operativo para datos registrados por la red telemétrica de estaciones hidrometeorológicas del Centro de la Región Semiárida del Instituto Nacional del Agua (CIRSA – INA) y ha demostrado ser útil para el manejo de series temporales y de una gran asistencia para la construcción de bases de datos parciales para proyectos concretos. Asimismo, ambos modelos hidrológicos J2000g y J2K han demostrado un buen desempeño al alcanzar valores altos en los criterios de eficiencia. Actualmente se encuentran en estado operativo y se utilizan para pronóstico de caudales mínimos durante la época de estiaje, siendo fuente de información de organismos de gestión y distribución del agua.

Los modelos aplicados han permitido simular el ciclo hidrológico de la cuenca, determinando los cambios del balance hídrico y sus componentes ocasionados por distintas situaciones meteorológicas. La simulación de escenarios climáticos permitió mejorar la comprensión del comportamiento de la cuenca ante distintas situaciones de sequía y excesos hídricos. Un hallazgo importante para la gestión del agua fue que en la cuenca no existe efecto acumulativo con temporadas anteriores en lo que respecta al estiaje. Sequía y excesos hídricos ocurridos en un año hidrológico solo afectan el estiaje de ese año y pueden revertirse rápidamente al inicio del año hidrológico siguiente. Si bien los modelos pueden pronosticar un rango de situaciones y tendencias en base a las características climáticas del año de interés, en el tipo de cuenca de estudio, y sus tiempos de respuesta, ninguna herramienta de gestión puede funcionar sin un sistema de monitoreo continuo. Así, realizar pronósticos y estimaciones precisas, solo es posible si se continúan midiendo las variables hidrometeorológicas en la zona de estudio. Además, se debería monitorear el caudal de salida de la cuenca y otras variables importantes como la humedad del suelo, ET y niveles de acuíferos que permitan mejorar los modelos y sus consiguientes aplicaciones.

Ambos modelos hidrológicos coincidieron en que la evapotranspiración es la ruta por la que sale la mayor cantidad de agua de la cuenca. Debe tenerse en cuenta que por la falta de mediciones de ET en la zona, este valor solo representa una estimación basada en los ingresos de energía y el balance de masas de agua, que puede estar sobreestimada por salidas de agua a acuíferos regionales. Sin embargo los valores están en rango con los estimados para Córdoba Aeroparque por el Servicio Meteorológico Nacional. Estas tasas de ET remarcan la importancia crucial de considerar a la vegetación como elemento de intercambio primario en el ciclo hidrológico. El ciclo hidrológico simulado pudo ser relacionado con éxito al ciclo fenológico medido mediante sensores remotos. Con este logro, queda explícito que existe un alto potencial para modelar integralmente una cuenca serrana con todos sus componentes bióticos y abióticos, es decir mediante un modelo integral. Los distintos tipos de vegetación local presentaron distintos tiempos de retardo para responder a cambios en el ciclo hidrológico. La importancia de esta relación se hace muy evidente al considerar que la mayor parte del agua de la cuenca es utilizada por la vegetación. Poder modelar esta relación representa el punto de partida para futuras aplicaciones orientadas al manejo y la gestión integral, entre ellas: pronósticos de producción de pasturas para manejo ganadero, cálculo de índices de riesgo de incendio, simulación de cambio de usos del suelo y sus consecuencias en el ciclo hidrológico y la cosecha de agua. El uso de información satelital en este trabajo, ha demostrado que la alta aplicabilidad de la información remota en estudios eco-hidrológicos. Una alternativa para complementar la información de redes de estaciones meteorológicas, son los datos provenientes de satélites meteorológicos y radares que permiten estimar variables del ciclo hidrológico.

Se recomienda realizar estudios para evaluar la factibilidad y calidad la información satelital disponible como fuente de datos para ser asociados a modelos hidrológicos que permitan estimar caudales. Otra ventaja de los satélites meteorológicos y radares es la alta frecuencia temporal (sub-horaria) con la que estiman las variables, permitiendo la creación de sistemas de alerta en tiempo real de eventos meteorológicos extremos. Sin embargo, los modelos aplicados en esta tesis se utilizaron en frecuencia diaria, y para que los modelos puedan asociarse a flujos de datos de alta resolución temporal, es necesario realizar nuevos estudios de modelación con frecuencia horaria para evaluar el comportamiento del sistema. Al mismo tiempo es preciso continuar con la exploración de la modelación diaria para

identificar fuentes de incertidumbre en los modelos utilizados, para lo que se plantea realizar un análisis de sensibilidad exhaustivo.

Para finalizar, es importante notar que todo el desarrollo tecnológico aplicado en la cuenca piloto del río San Antonio, fue realizado con herramientas que permiten la regionalización. Con la disponibilidad actual de datos es factible aplicar esta metodología a otras cuencas de interés de las Sierras de Córdoba, de manera de seguir aumentando nuestro conocimiento y mejorando el manejo de los recursos hídricos y naturales.

Por los resultados obtenidos en esta tesis se han recibido tres premios y menciones. Además, parte de la información y resultados ya ha sido publicada y/o presentada en diversos formatos. En el Anexo 1 se puede encontrar una lista completa de los logros académicos y de divulgación obtenidos durante el desarrollo de este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA COMPLETA

- Alderman K., Turner L. R. y Tong S. 2012. Floods and human health: A systematic review. *Environment International*, 47:37-47.
- Aliaga I. 2009. Análisis de Incertidumbre en resultados generados con Modelos de Transformación Lluvia-Caudal para una cuenca de montaña (Río San Antonio, Córdoba). Tesis de Grado. Universidad Católica de Córdoba, Córdoba, Argentina, 194 pp.
- Arnell N. W. 2004. Climate change and global water resources: SRES emissions and socio-economic scenarios. *Global Environmental Change*, 14:31-52.
- Ascough II J. C., David O., Krause P., Heathman G. C., Kralisch S., Larose M., Ahuja L. R. y Kipka H. 2012. Development and Application of a Modular Watershed-Scale Hydrologic Model Using the Object Modeling System: Runoff Response Evaluation. *Transactions of the ASABE*, 55:117-135.
- Banco Mundial. 2000. Argentina: Gestión de los recursos hídricos. Banco Mundial, Buenos Aires, Argentina, 80 pp.
- Baron J., Poff N., Angermeier P., Dahm C., Gleick P., Hairston N. J., Jackson R., Johnston C., Richter B. y Steinman A. 2003. Sustaining Healthy Freshwater Ecosystems Issues in Ecology 10.
- Basso B., Fiorentino C., Cammarano D., Cafiero G. y Dardanelli J. 2012. Analysis of rainfall distribution on spatial and temporal patterns of wheat yield in Mediterranean environment. *European Journal of Agronomy*, 41:52-65.
- Birky A. K. 2001. NDVI and a simple model of deciduous forest seasonal dynamics. *Ecological Modelling*, 143:43-58.
- Breuer L., Eckhardt K. y Frede H.-G. 2003. Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecological Modelling*, 169:237-293.
- Breuer L. y Frede H.-G. 2003. PlaPaDa - an online plant parameter data drill for eco-hydrological modelling approaches. Publicado en internet, disponible en <http://www.uni-giessen.de/~gh1461/plapada/plapada.html>. Activo en Noviembre 2012.
- Breuer L., Huisman J. A., Willems P., Bormann H., Bronstert A., Croke B. F. W., Frede H. G., Gräff T., Hubrechts L., Jakeman A. J., Kite G., Lanini J., Leavesley G., Lettenmaier D. P., Lindström G., Seibert J., Sivapalan M. y Viney N. R. 2009. Assessing the impact of land use change on hydrology by ensemble modeling (LUCHEM). I: Model intercomparison with current land use. *Advances in Water Resources*, 32:129-146.
- Brown A. E., Zhang L., McMahon T. A., Western A. W. y Vertessy R. A. 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology*, 310:28-61.
- Bugan R. D. H., Jovanovic N. Z. y de Clercq W. P. 2012. The water balance of a seasonal stream in the semi-arid Western Cape (South Africa). *Water SA*, 38:201-212.
- Bugan R. D. H., Jovanovic N. Z., de Clercq W. P., Helmschrot J., Flügel W.-A. y Leavesley G. H. 2009. A comparative analysis of the PRMS and J2000 hydrological models applied to the Sandspruit catchment (Western Cape, South Africa). En: *Management of Natural Resources, Sustainable Development and Ecological*

- Hazards II. Transactions on Ecology and the Environment. WIT Press, Southampton, Boston, USA, pp. 391-402.
- Butson C. R. y Fernandes R. A. 2004. A consistency analysis of surface reflectance and leaf area index retrieval from overlapping clear-sky Landsat ETM+ imagery. *Remote Sensing of Environment*, 89:369-380.
- Camberlin P., Martiny N., Philippon N. y Richard Y. 2007. Determinants of the interannual relationships between remote sensed photosynthetic activity and rainfall in tropical Africa. *Remote Sensing of Environment*, 106:199-216.
- Carlyle-Moses D. E. 2004. Throughfall, stemflow, and canopy interception loss fluxes in a semi-arid Sierra Madre Oriental matorral community. *Journal of Arid Environments*, 58:181-202.
- Catalini C. G., García C. M., Ortega F., Ottaviani M., Aliaga I. y García C. L. 2010. Análisis de sensibilidad sobre parámetros de un modelo hidrológico conceptual para pronóstico de crecidas en una cuenca de montaña (río San Antonio, Prov. de Córdoba). Punta del Este, Uruguay, XXIV Congreso latinoamericano de hidráulica pp. 112-120.
- Cingolani A. M., Cabido M. R., Renison D. y Solís Neffa V. 2003. Combined effects of environment and grazing on vegetation structure in Argentine granite grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 14:223-232.
- Cingolani A. M., Renison D., Zak M. R. y Cabido M. R. 2004. Mapping vegetation in a heterogeneous mountain rangeland using landsat data: an alternative method to define and classify land-cover units. *Remote Sensing of Environment*, 92:84-97.
- Clearwater S. 1999. Upland land use and water yield. *Issues in Ecology - University of Otago, Ecology Research Group*, 1:1-9.
- Cong N., Piao S., Chen A., Wang X., Lin X., Chen S., Han S., Zhou G. y Zhang X. 2012. Spring vegetation green-up date in China inferred from SPOT NDVI data: A multiple model analysis. *Agricultural and Forest Meteorology*, 165:104-113.
- Daily G. C., Alexander S., Ehrlich P. R., Goulder L., Lubchenco J., Matson P. A., Mooney H. A., Postel S., Schneider S. H., Tilman D. y Woodwell G. M. 1997. Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems. Ecological Society of America, Washington, DC., USA, 23 pp.
- Deb K., Pratap A., Agarwal S. y Meyarivan T. 2002. Fast and Elitist Multiobjective Genetic Algorithm: NSGA-II. *IEEE Transactions on evolutionary computation*, 6:182-197.
- Dickinson R. E. 1984. Modelling evapotranspiration for three-dimensional global climate models. En: *Climate Processes and Climate Sensitivity Geophysical Monograph. Series 29*, Washington, pp.
- Domingo F., Sánchez G., Moro M. J., Brenner A. J. y Puigdefábregas J. 1998. Measurement and modelling of rainfall interception by three semi-arid canopies. *Agricultural and Forest Meteorology*, 91:275-292.
- Easterling D. R., Meehl G. A., Parmesan C., Changnon S. A., Karl T. R. y Mearns L. O. 2000. Climate Extremes: Observations, Modeling, and Impacts. *Science*, 289:2068-2074.
- Farley K. A., Jobbágy E. G. y Jackson R. B. 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology*, 11:1565-1576.
- Flügel W.-A. 1995. Delineating hydrological response units by geographical information system analyses for regional hydrological modelling using PRMS/MMS in the drainage basin of the River Bröl, Germany. *Hydrological Processes*, 9:423-436.

- Ganatsios H. P., Tsioras P. A. y Pavlidis T. 2010. Water yield changes as a result of silvicultural treatments in an oak ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 260:1367-1374.
- Gao T., Kang S., Krause P., Cuo L. y Nepal S. 2012. A test of J2000 model in a glacierized catchment in the central Tibetan Plateau. *Environmental Earth Sciences*, 65:1651-1659.
- García C. L., Krause P., García C. M., Ravelo A. C. y Flügel W.-A. 2011. Water availability for a growing population in the face of climate and land use change. En: *Research Award for Young Scholars 2011-“Adaptative Water Management: looking to the future”*. FGV Direito, Rio de Janeiro, Brazil, pp. 79-94.
- García C. L., Zander F., Kralisch S., Ravelo A. C., García C. M. y Flügel W.-A. 2012. Importancia de los Sistemas de Información Integral para el manejo integrado de cuencas hidrológicas. I Encuentro de Investigadores en Formación en Recursos Hídricos, INA, Buenos Aires, Argentina, 10 pp.
- Gleick P. H. 2003. Water Use. *Annual Review of Environment and Resources*, 28:275-314.
- GLIMPSE. 2010. Manual of GLIMPSE, Global Image Processing Software. Ed. Eerens H., VITO-TAP, Mol, Belgium.
- Gupta H. V., Beven K. J. y Wagener T. 2006. Model Calibration and Uncertainty Estimation. En: *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 2015-2033.
- Gurtz J., Baltensweiler A. y Lang H. 1999. Spatially distributed hydrotope-based modelling of evapotranspiration and runoff in mountainous basins. *Hydrological Processes*, 13:2751-2768.
- Herbst M., Roberts J. M., Rosier P. T. W. y Gowing D. J. 2006. Measuring and modelling the rainfall interception loss by hedgerows in southern England. *Agricultural and Forest Meteorology*, 141:244-256.
- Hu M. Q., Mao F., Sun H. y Hou Y. Y. 2011. Study of normalized difference vegetation index variation and its correlation with climate factors in the three-river-source region. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 13:24-33.
- Huber A. y Iroumé A. 2001. Variability of annual rainfall partitioning for different sites and forest covers in Chile. *Journal of Hydrology*, 248:78-92.
- Hydrus. 2008. The Hydrus-1D Software Package for Simulating the Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably Saturated Media, Version 4.0. Ed. Šimůnek J., Šejna M., Saito H., Sakai M. y van Genuchten T., University of California, Riverside, California, USA.
- Idrisi Taiga. 2009. Idrisi Taiga versión 16.03. Ed. Eastman J. R., Clark University, Worcester, MA, USA.
- INA. 2010. Prospectiva hídrica. Instituto Nacional del Agua, Buenos Aires, Argentina, 189 pp.
- INDEC. 2010. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas del año 2001/2010. Publicado en internet, disponible en <http://www.indec.mecon.ar/>. Activo en Noviembre 2012.
- InfoStat. 2010. InfoStat versión 2010. Ed. Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., Gonzalez L., Tablada M. y Robledo C. W., Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.

- INTA. 2003. Los Suelos - Nivel de reconocimiento 1:500.000. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, EEA Manfredi, Córdoba, 512 pp.
- ISO. 2003. ISO 19115 Geographic information – Metadata. International Standards Organization, Ginebra, Suiza, 140 pp.
- ISO. 2009. ISO 19115-2 Geographic information - Metadata - Part 2: Extensions for imagery and gridded data. International Standards Organization, Ginebra, Suiza, 40 pp.
- Jackson R. B., Carpenter S. R., Dahm C. N., McKnight D. M., Naiman R. J., Postel S. L. y Running S. W. 2001. Water in a changing world. *Ecological Applications*, 11:1027-1045.
- Jarvis A., Reuter H. I., Nelson A. y Guevara E. 2008. Hole filled seamless SRTM data V4.2. Publicado en internet, disponible en Centre for Tropical Agriculture (CIAT) <http://srtm.csi.cgiar.org>. Activo en Noviembre 2012.
- Jenerette D. G. y Larsen L. 2006. A global perspective on changing sustainable urban water supplies. *Global and Planetary Change*, 50:202-211.
- Jenson S. K. y Dominique J. O. 1988. Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 54:1593-1600.
- Jobbágy E. G., Sala O. E. y Paruelo J. M. 2002. Patterns and controls of primary production in the patagonian steppe: a remote sensing approach. *Ecology*, 83:307-319.
- Jury W. A. y Vaux H. 2005. The role of science in solving the world's emerging water problems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102:15715-15720.
- Kirkham M. B. 2005. *Principles of Soil and Plant Water Relations*. Elsevier Academic Press, California, USA., 397 pp.
- Kogan F. N. 2000. Satellite-Observed Sensitivity of World Land Ecosystems to El Niño/La Niña. *Remote Sensing of Environment*, 74:445-462.
- Kralisch S. y Krause P. 2006. JAMS - A Framework for Natural Resource Model Development and Application. iEMSs Third Biannual Meeting "Summit on Environmental Modeling and Software", Burlington, UK, 6 pp.
- Kralisch S., Krause P., Fink M., Fischer C. y Flügel W.-A. 2007. Component based environmental modelling using the JAMS framework. *MODSIM 2007 - International Congress on Modelling and Simulation*, Christchurch, New Zealand, pp. 812-818.
- Kralisch S., Zander F. y Krause P. 2009. Coupling the RBIS Environmental Information System and the JAMS Modelling Framework. *18th World IMACS Congress and MODSIM09 International Congress on Modelling and Simulation*, Cairns, Australia, pp. 902-908.
- Krause P. 2000. Das hydrologische Modellsystem J2000 - Beschreibung und Anwendung in großen Flußgebieten. *Forschungszentrum Jülich, Jülich, Alemania*, 244 pp.
- Krause P. 2002. Quantifying the impact of land use changes on the water balance of large catchments using the J2000 model. *Physics and Chemistry of the Earth*, 27:663-673.
- Krause P., Bende-Michl U., Fink M., Helmschrot J., Kralisch S. y Kuenne A. 2009. Parameter sensitivity analysis of the JAMS/J2000-S model to improve water and nutrient transport process simulation - a case study for the Duck catchment in Tasmania. *18th World IMACS / MODSIM Congress*, Cairns, Australia, pp. 3179-3176.

- Krause P., Boyle D. P. y Båse F. 2005. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Advances in Geosciences*, 31:89-97.
- Krause P. y Hanisch S. 2009. Simulation and analysis of the impact of projected climate change on the spatially distributed waterbalance in Thuringia, Germany. *Advances in Geosciences*, 21:33-48.
- Le Bas C., King D. y Daroussin J. 1997. A Tool for Estimating Soil Water Available for Plants Using the 1:1,000,000 Scale Soil Geographical Data Base of Europe. Conference on Geo-Information for Sustainable Land Management, ITC, Enschede, The Netherlands, pp. 10.
- Lewis J. E., Rowland J. y Nadeau A. 1998. Estimating maize production in Kenya using NDVI: Some statistical considerations. *International Journal of Remote Sensing*, 19:2609-2617.
- Li Z. y Kafatos M. 2000. Interannual Variability of Vegetation in the United States and Its Relation to El Niño/Southern Oscillation. *Remote Sensing of Environment*, 71:239-247.
- Lüdeke M. K. B., Ramage P. H. y Kohlmaier G. H. 1996. The use of satellite NDVI data for the validation of global vegetation phenology models: application to the Frankfurt Biosphere Model. *Ecological Modelling*, 91:255-270.
- Mao D., Wang Z., Luo L. y Ren C. 2012. Integrating AVHRR and MODIS data to monitor NDVI changes and their relationships with climatic parameters in Northeast China. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 18:528-536.
- McKee T. B., Doesken N. J. y Kleist J. 1993. The relationship of drought frequency and duration of time scales. Eighth Conference on Applied Climatology, American Meteorological Society, Anaheim, CA, USA, pp. 179-186.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC, USA, 137 pp.
- Monmonier M. 1982. *Computer-Assisted Cartography: Principles and Prospects*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J., USA, 214 pp.
- Moriasi D. N., Arnold J. G., van Liew M. W., Bingner R. L., Harmel R. D. y Veith T. L. 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50:885-900.
- Muzylo A., Llorens P., Valente F., Keizer J. J., Domingo F. y Gash J. H. C. 2009. A review of rainfall interception modelling. *Journal of Hydrology*, 370:191-206.
- NASA. 2010. *Landsat 7 Science Data Users Handbook*. National Aeronautics and Space Administration, Greenbelt, Maryland, 186 pp.
- Nepal S. 2012. *Evaluating Upstream-Downstream Linkages of Hydrological Dynamics in the Himalayan region*. Tesis Doctoral. Friedrich-Schiller-University, Jena, Alemania, 262 pp.
- Nezlin N. P., Kostianoy A. G. y Li B.-L. 2005. Inter-annual variability and interaction of remote-sensed vegetation index and atmospheric precipitation in the Aral Sea region. *Journal of Arid Environments*, 62:677-700.
- Nosetto M. D., Jobbágy E. G., Brizuela A. B. y Jackson R. B. 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 154:2-11.
- Nosetto M. D., Jobbágy E. G. y Paruelo J. M. 2005. Land-use change and water losses: the case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Global Change Biology*, 11:1101-1117.

- Ortega F. y Ottaviani M. 2010. Análisis de sensibilidad de Modelos Hidrológicos Conceptuales para Pronóstico de crecidas en una Cuenca de Montaña (Río San Antonio, Provincia de Córdoba). Tesis de Grado. Universidad Católica de Córdoba, Córdoba, Argentina, 257 pp.
- Pellegrini G. J. 1995. Terrain shape classification of digital elevation models using eigenvectors and Fourier transforms. Tesis Doctoral. State University of New York at Albany, USA, 126 pp.
- Pimentel D., Harvey C., Resosudarmo P., Sinclair K., Kurz D., McNair M., Crist S., Shpritz L., Fitton L., Saffouri R. y Blair R. 1995. Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits. *Science*, 267:1117-1123.
- Postel S. L., Daily G. C. y Ehrlich P. R. 1996. Human Appropriation of Renewable Fresh Water. *Science*, 271:785-788.
- Ravelo A. C. 2000. Caracterización Agroclimática de las sequías extremas en la región pampeana argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 20:187-192.
- Ravelo A. C., Zanvettor R. y da Porta W. 2001. Desarrollo de un sistema para la detección, seguimiento y evaluación de las sequías agrícolas en Argentina. *Revista Argentina de Agrometeorología*, 1:27-34.
- Renison D., Hensen I. y Cingolani A. M. 2004. Anthropogenic soil degradation affects seed viability in *Polylepis australis* mountain forests of central Argentina. *Forest Ecology and Management*, 196:327-333.
- Reuter H. I., Nelson A. y Jarvis A. 2007. An evaluation of void-filling interpolation methods for SRTM data. *International Journal of Geographic Information Science*, 21:983-1008.
- Richter B. D., Mathews R., Harrison D. L. y Wigington R. 2003. Ecologically sustainable water management: managing river flows for ecological integrity. *Ecological Applications*, 13:206-224.
- Rosetta. 1999. Rosetta Version 1.0. Ed. Schaap M. G., United States Salinity Laboratory (USDA-ARS), Riverside, California.
- Samani Z. 2000. Estimating Solar Radiation and Evapotranspiration Using Minimum Climatological Data. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 126:265-267.
- SAyDS. 2005. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable - Presidencia de la Nación Argentina, Buenos Aires, Argentina, 113 pp.
- Scanlon T. M., Albertson J. D., Caylor K. K. y Williams C. A. 2002. Determining land surface fractional cover from NDVI and rainfall time series for a savanna ecosystem. *Remote Sensing of Environment*, 82:376-388.
- Schwartz C., Kralisch S. y Flügel W.-A. 2012. Virtual Appliances for geospatial data processing. *Congress on Environmental Modelling and Software*, Leipzig, Alemania, pp. 218-224.
- Sequist J. W., Olsson L. y Ardö J. 2003. A remote sensing-based primary production model for grassland biomes. *Ecological Modelling*, 169:131-155.
- Sedgewick R. 1992. *Algorithms in C++*. Addison-Wesley Professional, Reading, MA, USA, 672 pp.
- Shahidian S., Serralheiro R., Serrano J., Teixeira J., Haie N. y Santos F. 2011. Hargreaves and Other Reduced-Set Methods for Calculating Evapotranspiration. En: *Evapotranspiration - Remote Sensing and Modelling*. InTech, Rijeka, Croatia, pp. 59 - 80.

- Shuai Y., Masek J. G., Gao F. y Schaaf C. B. 2011. An algorithm for the retrieval of 30-m snow-free albedo from Landsat surface reflectance and MODIS BRDF. *Remote Sensing of Environment*, 115:2204-2216.
- Smakhtin V., Revenga C. y Doll P. 2004. Taking into Account Environmental Water Requirements in Global-scale Water Resources Assessments. *Comprehensive Assessment Secretariat, Colombo, Sri Lanka*, 26 pp.
- Strahler A. N. 1952. Hypsometric (Area-Altitude) analysis of erosional topography. *Geological Society of America Bulletin*, 63:1117-1142.
- Sun G., Zhou G., Zhang Z., Wei X., McNulty S. G. y Vose J. M. 2006. Potential water yield reduction due to forestation across China. *Journal of Hydrology*, 328:548-558.
- Swets D., Reed B., Rowland J. y Marko S. 1999. A weighted least-squares approach to temporal NDVI smoothing. 1999 ASPRS Annual Conference, Portland, Oregon, pp. 526-536.
- Teich I., Cingolani A. M., Renison D., Hensen I. y Giorgis M. A. 2005. Do domestic herbivores retard *Polylepis australis* Bitt. woodland recovery in the mountains of Córdoba, Argentina? *Forest Ecology and Management*, 219:229-241.
- Teich I., García C. L., Swinnen E., Tote C., Planchuelo A. M. y Balzarini M. 2011. Hydrological modeling to assess the link between water availability and vegetation growth. En: *Research Award for Young Scholars 2011-“Adaptative Water Management: looking to the future”*. FGV Direito, Rio de Janeiro, Brazil, pp. 65-78.
- Thomson A. M., Brown R. A., Rosenberg N. J., Srinivasan R. y Izaurralde R. C. 2005. Climate change impacts for the conterminous USA: an integrated assessment. *Climatic Change* 69:67-88.
- Tucker C. J. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8:127-150.
- Tudhope A. W., Chilcott C. P., McCulloch M. T., Cook E. R., Chappell J., Ellam R. M., Lea D. W., Lough J. M. y Shimmield G. B. 2001. Variability in the El Niño-Southern Oscillation Through a Glacial-Interglacial Cycle. *Science*, 291:1511-1517.
- Ugarte R. M. 2006. Evaluación geomorfológica de la amenaza por crecientes repentinas en la Comuna de San Antonio de Arredondo, Provincia de Córdoba. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, 128 pp.
- Uhlenbrook S. 1999. Untersuchung und Modellierung der Abflussbildung in einem mesoskaligen Einzugsgebiet. PhD Thesis. Freiburger Schriften zur Hydrologie, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg, Freiburg, Deutschland, 201 pp.
- van Genuchten M. T. 1980. A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils¹. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44:892-898.
- Vicario L., García C. M., Colladon L., Ravelo A. y Rodriguez A. 2007. Incertidumbre en la estimación de caudales de períodos de estiaje. Tercer Simposio Regional sobre Hidráulica de Ríos, Córdoba, Argentina, 7 pp.
- Viglizzo E. F., Frank F. C., Carreño L. V., Jobbágy E. G., Pereyra H., Clatt J., Pincén D. y Ricard M. F. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology*, 17:959-973.
- Vitousek P., Aber J., Howarth R., Likens G., Matson P., Schindler D., Schlesinger W. y Tilman D. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences. En: *Issues in Ecology*. Ecological Society of America, Washington, DC., USA, pp. 16.

- Walther G.-R., Post E., Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T. J. C., Fromentin J.-M., Hoegh-Guldberg O. y Bairlein F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416:389-395.
- Weiss J. L., Gutzler D. S., Allred Coonrod J. E. y Dahm C. N. 2004a. Seasonal and inter-annual relationships between vegetation and climate in central New Mexico, USA. *Journal of Arid Environments*, 57:507-534.
- Weiss J. L., Gutzler D. S., Coonrod J. E. A. y Dahm C. N. 2004b. Long-term vegetation monitoring with NDVI in a diverse semi-arid setting, central New Mexico, USA. *Journal of Arid Environments*, 58:249-272.
- Wessels K. J., van den Bergh F. y Scholes R. J. 2012. Limits to detectability of land degradation by trend analysis of vegetation index data. *Remote Sensing of Environment*, 125:10-22.
- White R. E. 2005. *Principles and Practice of Soil Science: The Soil as a Natural Resource*. 4th Edition. Blackwell Publishing, Oxford, UK, 384 pp.
- Wilson T. B. y Meyers T. P. 2007. Determining vegetation indices from solar and photosynthetically active radiation fluxes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 144:160-179.
- Xu C. Y. y Singh V. P. 2001. Evaluation and generalization of temperature-based methods for calculating evaporation. *Hydrological Processes*, 15:305-319.
- Zander F., Kralisch S., Busch C. y Flügel W.-A. 2011. RBIS – An Environmental Information System for Integrated Landscape Management. 9th IFIP WG 5.11 International Symposium, ISESS 2011, Brno, Republica Checa, pp. 349-356.
- Zhang L., Dawes W. R. y Walker G. R. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resource Research*, 37:701-708.

ANEXO 1, PRODUCCIÓN ASOCIADA A LA TESIS

Detalle de premios, publicaciones y actividades relacionadas que se realizaron hasta el momento de la publicación del presente trabajo y su relación con los distintos capítulos de esta tesis.

PREMIOS Y MENCIONES:

La legislatura de la Provincia de Córdoba Declara: Su adhesión y beneplácito por las investigaciones que realizan los biólogos e investigadores cordobeses Ingrid Teich y César Luis García, sobre la “Problemática hidrológica de las Sierras de Córdoba”. Resolución unánime del 30 de Noviembre de 2011 - N° 8321/L/11

Young Research Award – IDRC- XIV World Water Congress: Premio otorgado por el International Development Research Centre (IDRC) y el Center on Law and Environment (PDMA) por el trabajo completo “*Water availability for a growing population in the face of climate and land use change*” presentado en el XIV World Water Congress organizado por International Water Resources Association (IWRA). Porto de Galinhas - Pernambuco, Brasil. Septiembre 2011.

EADIC – Erasmus Mundus – Lot 16 - 2010-2011. Sandwich PhD Awardee (movilidad). Lugar de Trabajo: Lehrstuhl für Geoinformatik, Geohydrologie und Modellierung. Friedrich-Schiller-Universität. jena, Germany. Duración: 8 meses

PUBLICACIONES Y PRESENTACIONES POR CAPÍTULOS

SEGUNDO CAPITULO

César Luis García, Franziska Zander, Sven Kralisch, Andrés Carlos Ravelo, Carlos Marcelo García, y Wolfgang-Albert Flügel. 2012. Importancia de los Sistemas de Información Integral para el manejo integrado de cuencas hidrológicas. *Primer*

Encuentro de Investigadores en Formación en Recursos Hídricos (INA, Buenos Aires). ISBN 978-987-20109-6-6.

César Luis García. 2011. Time-series, Desertification and Hydrological modeling. *Seminars des Lehrstuhl für Geoinformatik, Geohydrologie und Modellierung. Friedrich-Schiller-Universität (Jena, Alemania).*

TERCER CAPÍTULO

César Luis García. 2012. Implementación de un modelo hidrológico para optimizar el manejo de cuencas serranas. *Taller de Sequías y gestión ambiental. (Córdoba, Argentina).*

César L. García, Mónica Balzarini. 2011. Criterios para la validación de un modelo hídrico. *XVI Reunión científica del Grupo Argentino de Biometría (Salta, Argentina)*

César L. García, Ingrid Teich, Carlos G. Catalini, Carlos M. García, Andrés C. Ravelo. 2011. Implementación de un modelo hidrológico para optimizar el manejo de cuencas serranas. *Primer Taller sobre Estudios Hidrológicos en áreas serranas de la Provincia de Córdoba (Córdoba, Argentina).* ISBN: 978-987-1780-04-4.

Carlos G. Catalini, Carlos M. García, Francisco Ortega, Marcelo Ottaviani, Ignacio Aliaga, **César García.** 2010. Análisis de sensibilidad sobre parámetros de un modelo hidrológico conceptual para pronóstico de crecidas en una cuenca de montaña (río San Antonio, Prov. de Córdoba). *XXIV Congreso latinoamericano de hidráulica (Punta del Este, Uruguay)*

CUARTO CAPÍTULO

Nicolás Cavallera, **César Luis García,** Carlos Marcelo García y Andrés Carlos Ravelo. 2012. Relación entre la disponibilidad de agua superficial y el patrón de precipitaciones en una cuenca semiárida de las Sierras de Córdoba, Argentina. *Primer Encuentro de Investigadores en Formación en Recursos Hídricos (INA, Buenos Aires).* ISBN 978-987-20109-6-6.

César Luis García, Peter Krause, Carlos Marcelo García, Andrés Carlos Ravelo, Wolfgang-Albert Flügel. 2011. Water availability for a growing population in the face of climate and land use change. En: Research Award for Young Scholars 2011-“Adaptative Water Management: looking to the future” (Ed. R.S. da Rocha Sampaio,

M. Monjardim Barbosa and A. Iglesias Peralta). FGV Direito RIO, Pg 79-94, ISBN 978-85-63265-16-6. *También presentado como trabajo completo en el XIVth IWRA World Water Congress (Recife, Brazil) – Trabajo premiado*

QUINTO CAPÍTULO

Ingrid Teich, **César Luis García**, Else Swinnen, Carolien Tote, Ana María Planchuelo, Mónica Balzarini. 2011. Hydrological modeling to assess the link between water availability and vegetation growth. En: Research Award for Young Scholars 2011-“Adaptative Water Management: looking to the future” (Ed. R.S. da Rocha Sampaio, M. Monjardim Barbosa and A. Iglesias Peralta). FGV Direito RIO, Pg 65-78, ISBN 978-85-63265-16-6. *También presentado como trabajo completo en el XIVth IWRA World Water Congress (Recife, Brazil) – Trabajo premiado*

César Luis García. 2011. Modelación hidrológica de la relación entre la disponibilidad de agua y crecimiento de la vegetación en la cuenca del río San Antonio. Seminario-taller del Proyecto “*Estratificación de la información ambiental y construcción de bioindicadores: evaluación y monitoreo de recursos hídricos y cobertura vegetal*”. (Córdoba, Argentina)

César Luis García, Ingrid Teich, Andrés Carlos Ravelo. 2011. Aplicaciones en eco-hidrología del sistema DevCoCast. *3er Congreso Argentino de Agroinformática, 40ta Jornadas Argentinas de Informática*. (Córdoba, Argentina)

Instituto Nacional del Agua. Curso de capacitación: *Estudios geomorfológicos, hidrológicos, hidráulicos y de calidad de agua de aplicación en los recursos hídricos*. Dictado del módulo: **Modelación hidrológica de la relación ente la disponibilidad de agua y crecimiento de la vegetación en la cuenca del río San Antonio**. 21 de Octubre de 2011 - Centro de la Región Semiárida – INA (Córdoba, Argentina).

FORMACIÓN DE RECURSOS HUMANOS RELACIONADOS A LA PRESENTE TESIS

Codirección: Nicolas Cavallera, prácticas supervisadas. Centro de estudios y tecnología del Agua, FCEFyN, UNC. 2011 – 2012.

Codirección: Klaas Thomas Jellema, prácticas supervisadas. University of Wageningen, Holanda. 2012

ACTIVIDADES RELACIONADAS DE APLICACIÓN DE INFORMACIÓN SATELITAL EN HIDROLOGÍA:

Daniel Vila y **César Luis García**. 2012. *Application of a combined daily rain gauges and rainfall satellite estimates scheme for basin management*. En: GEONETCast DevCoCast Application Manual (Ed Dr. B.H.P. Maathuis Dr. C.M. Mannaerts). ITC, Enschede, The Netherlands.

César Luis García y Daniel Vila. 2012. *Estimativa de precipitação a uma região de interesse: Aplicando CoSch às imagens de satélite e dados de precipitação*. En: GEONETCast DevCoCast: Manual de Aplicações Versão 1 (Ed Dr. B.H.P. Maathuis Dr. C.M. Mannaerts). ITC, Enschede, The Netherlands.

N. Jovanovic, RDH. Bugan, W. Roberts, **CL. García** y I. Teich. 2012. Comparison of satellite-based precipitation, evapotranspiration and soil water estimates with ground-measurements at selected sites in South Africa. *1st SA-GEO Symposium, Using Earth Observations for Societal Benefits in South Africa (Cape Town, South Africa)*.

César Luis García. 2012. Remote Sensing Applications in Hydrological Modelling for Integrated Water Resource Management: Current study cases in Argentina. *CSIR Seminar (Stellenbosch, South Africa)*

Ezequiel Mascuka, Carlos G. Catalini, **César L. García**, Ingrid Teich, Carlos M. García Rodríguez, Gabriel E. Caamaño Nelli. 2011. Aplicaciones de monitoreo remoto satelital y modelación hidrológica para el manejo integrado de los recursos hídricos. *Primer Taller sobre Estudios Hidrológicos en áreas serranas de la Provincia de Córdoba (Córdoba, Argentina)* ISBN: 978-987-1780-04-4.