



7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

**Gestión del monte: servicios
ambientales y bioeconomía**

26 - 30 junio 2017 | Plasencia
Cáceres, Extremadura

7CFE01-332

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales
Plasencia. Cáceres, Extremadura. 26-30 junio 2017
ISBN 978-84-941695-2-6

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

El síndrome de la cuenca urbanizada: qué es y cómo tratarlo

MARTÍNEZ SANTA-MARÍA, C.¹, ATIENZAR PERTUSA, I.¹, CARRERO DÍAZ, L.¹, CARPIO FERNANDEZ DEL POZO, J.², MAGDALENO MAS, F.³, FERNÁNDEZ YUSTE, J.A.¹, TOMÉ DE LA VEGA, F.⁴ y SANCHEZ MARTÍNEZ, F.J.⁵

¹Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Montes, Forestal y del Medio natural. Universidad Politécnica de Madrid.

²Serbaikal, S.L..

³CEDEX.

⁴Patrimonio Nacional.

⁵Dirección General del Agua. MAPAMA

Resumen

Los procesos de urbanización pueden generar importantes efectos hidrológicos como consecuencia del incremento de la superficie impermeable. El incremento del área urbana, junto con otros cambios que impliquen aumento de la escorrentía, se pueden traducir en alteraciones significativas de la morfología fluvial del cauce que drena la cuenca afectada, generando una serie de respuestas que se han identificado y caracterizado con el nombre del síndrome de la cuenca urbanizada.

El estudio de este síndrome se presenta utilizando el caso del arroyo de Trofa, afluente del río Manzanares, que confluye aguas abajo de la presa de El Pardo, antes de que el río entre en la ciudad de Madrid. La parte de su cuenca que está fuera del Monte de El Pardo ha soportado, desde finales de los años setenta, el desarrollo de urbanizaciones en los términos municipales de Hoyo de Manzanares, Torreldones y Las Rozas. La que forma parte del Monte, está sometida desde hace años a una importante carga cinegética que condiciona el estado de la cubierta vegetal. El efecto conjunto de estas dos circunstancias ha provocado alteraciones muy significativas de la morfología fluvial del arroyo.

En esta comunicación se presenta (i) la caracterización de las alteraciones hidrológicas, (ii) la identificación y cuantificación de los efectos en la morfología fluvial y su dinámica y (iii) pautas de actuación que, considerando limitaciones y oportunidades, permitan la rehabilitación de los procesos morfológicos.

Palabras clave

Alteración hidro-morfológica, incisión, desplazamiento lateral.

1. Introducción

Los ecosistemas acuáticos siempre han estado ligados al desarrollo humano (Meyer, 2009). El uso de los recursos que ofrecen genera cambios en sus condiciones naturales, siendo más dramática en ambientes urbanos, intensificándose a medida que la población se concentra y demanda más recursos (Bravard y Petts, 1996; Karr y Chu, 2000; Reid et al., 2008). El 54 por ciento de la población mundial actual reside en áreas urbanas y se prevé que para 2050 llegará al 66 por ciento (United Nations, 2014).

De todos los cambios en los usos del suelo, la urbanización produce los más profundos, drásticos e irreversibles efectos sobre los sistemas fluviales. Esos cambios alteran los regímenes hidrológicos (Guoxiang et al., 2011) y sedimentológicos (Cianfrani et al., 2006), teniendo como resultado severas modificaciones en la geomorfología del cauce (Bledsoe y Watson, 2001; Deng et al., 2015). Por otro lado, la urbanización también impacta sobre las características físicas y químicas del agua, produciendo cambios significativos en su calidad (Chin et al., 2013). Estas alteraciones abióticas tienen un efecto inmediato en los distintos componentes bióticos, degradándolos (Davies et al., 2010). En el ámbito científico, la degradación encontrada en los ecosistemas fluviales de cuencas urbanas se denomina con el término “urban stream syndrome” (Walsh et al., 2005; Booth et al., 2016) traducido al castellano como el síndrome de la cuenca urbanizada (SCU).

Los estudios hidrológicos realizados en cuencas con SCU abarcan gran variedad de aspectos, gracias a la disponibilidad de registros procedentes de las estaciones de aforos. Se encuentran desde estudios relacionados con el cálculo de la escorrentía (Espey et al., 1966, Mejía & Moglen, 2010) y su relación con las inundaciones (Galster et al., 2006; Alayande & Agunwamba, 2010; Yang et al., 2011; Sala & Inbar, 1992), hasta estudios relacionados con el cálculo de caudales ecológicos (Walsh et al., 2012). Por el contrario, los estudios geomorfológicos son menos frecuentes, probablemente por la dificultad de contar con datos históricos con los que evaluar los cambios en el cauce. Shuklaa et al. (2013) señalan como primer problema en la gestión de cauces con cuencas urbanizadas, la falta de conocimiento entre las interacciones hidrológicas y morfológicas. La falta de datos históricos se soluciona comparando cuencas similares en el mismo periodo de tiempo aunque con densidades de población distintas (Kang & Marston, 2006; Galster et al., 2008), o se puede utilizar la misma cuenca hidrográfica dividiéndola en áreas con grados de urbanización distintos (Nabegu, 2014; Krhoda & Kwambuka, 2016). Otra vías para poder comparar escenarios morfológicos con muchos años de diferencia es utilizar fotografías aéreas, comúnmente usadas para medir los cambios en la forma en planta del cauce del río (Hughes et al., 2006).

En España los trabajos sobre cauces con SCU son muy escasos, a pesar de que el 70% de la población vive en grandes áreas urbanas, y el 43,5% reside en ciudades de más de 100.000 habitantes (Fundación BBVA, 2010).

2. Objetivos

En ese contexto, este trabajo se plantea los siguientes objetivos: i) Identificar y caracterizar hidrológicamente los cambios en los usos en la cuenca del arroyo de Trofa, y cuantificar el efecto de esos cambios sobre los caudales punta; ii) Desarrollar y aplicar una metodología que, a partir de fotografías aéreas -históricas y actuales-, y un único modelo digital del terreno (MDT), permita obtener de manera semiautomática los valores de las variables necesarias para cuantificar los procesos de desplazamiento lateral e incisión del cauce, comparando el escenario de referencia con el actual. iii) Vincular los procesos hidrológicos y morfológicos para establecer causas y efectos y plantear actuaciones que permitan limitar la alteración del ecosistema fluvial.

3. Metodología

Área de estudio.

El arroyo de Trofa es un afluente del río Manzanares por su derecha, confluyendo aguas abajo de la presa de El Pardo, poco antes de que el Manzanares entre en el casco urbano de la ciudad de Madrid (figura 1). La cuenca se ha delimitado utilizando ArcGIS 10.2, utilizando como base el MDT disponible, que ofrece una precisión altimétrica de 10 centímetros. Tiene una superficie de 72,8 km², con una longitud de cauce principal de 20,6 km y una pendiente media de 0,01 m/m.

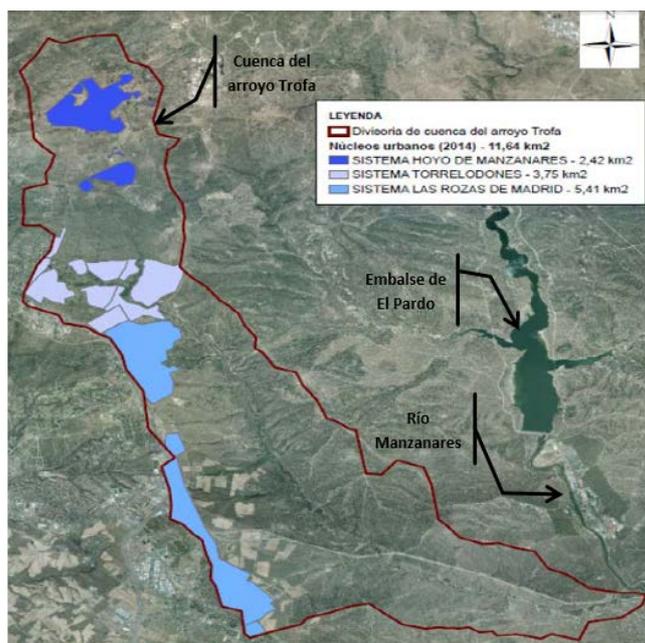


Figura 1: Cuenca del arroyo Trofa.

En su cabecera drena parte de los términos municipales de Hoyo de Manzanares, Las Rozas y Torrelorones, municipios que forman parte de la conurbación de Madrid, y que a partir de los primeros años de la década de los setenta han tenido un importante desarrollo urbanístico. Toda la cuenca de Trofa está incluida en el LIC “Cuenca del Manzanares”. La cuenca media y baja están dentro del monte de El Pardo, un espacio declarado ZEPA, sin usos antrópicos, gestionado por Patrimonio Nacional y vinculado a la Jefatura del Estado. Este espacio natural soporta actualmente una intensa carga cinegética –ciervos, gamos y jabalíes- que ha provocado una alteración significativa de la cubierta, tanto por su alimentación como por el tránsito. La superficie ocupada por la vegetación de ribera ha sufrido una reducción muy marcada desde finales de los años setenta.

El tramo seleccionado para este estudio, con una longitud de 8,8 km, corresponde a la zona media y baja de la cuenca, en la que el río presenta una importante zona aluvial, sin elementos que condicionen su movilidad.

Escenarios

En la caracterización de la alteración hidrológica, se ha considerado como escenario de referencia para los usos del suelo el que corresponde a la foto aérea de la serie B del vuelo americano (1956). En adelante Es-1956.

Para los usos del suelo actuales se ha utilizado la foto aérea más reciente disponible, correspondiente a 2014: Es-2014. Como los usos han cambiado, tanto por el desarrollo urbano como por el importante incremento de la carga cinegética, se considera un subescenario para poder evaluar solo los efectos hidrológicos del incremento de superficie urbana en la generación de escorrentía y que recoge únicamente los cambios derivados del desarrollo urbano (Es-2014u); se trata, evidentemente de un escenario que no se corresponde con la realidad porque asume que la cuenca no urbana se encuentra en las mismas condiciones que en 1956.

En el caso de la alteración morfológica, se descartó el uso de la foto aérea de 1956 porque tanto la escala como la calidad de la imagen no eran las adecuadas para poder trazar el thalweg del arroyo (se entiende por thalweg la línea que une los puntos más bajos de las secciones transversales del cauce). La foto aérea más antigua disponible para la zona de estudio, que cumplía con los requisitos mínimos de escala y calidad de la imagen, es la de 1975. Esa imagen puede considerarse

como escenario de referencia para la evaluación de la alteración morfológica (Es-1975), ya que, como ya se ha indicado, el desarrollo urbano de los municipios de la cabecera de la cuenca se inició entre finales de los sesenta y mediados de los setenta, por lo que en esa fecha, 1975, los efectos morfológicos todavía no se habían manifestado. Para validar esta afirmación, se han superpuesto las fotos aéreas correspondientes a 1956, mosaico 1961-1967 (disponible en www.madrid.org/nomecalles/), y 1975, y se ha podido comprobar que el cauce no ha sufrido cambios significativos en planta.

Alteración en caudales punta.

La variable que habitualmente se utiliza para establecer el grado de urbanización de la cuenca y vincularlo con alteraciones significativas en aspectos hidrológicos, morfológicos, de calidad del agua y bióticos, es el porcentaje de área total impermeable [en este texto se utilizará el acrónimo TIA -Total Impervious Area= % de superficie impermeable respecto a la superficie total-, habitual en la literatura para esta variable. También, para esta misma variable, se suele encontrar el acrónimo PISA -Percentage of the Impervious Surface Area-] (Hakkwan et al., 2016).

Para los escenarios considerados, los usos del suelo se han establecido usando un método similar al propuesto por Moglen et al. (2004), aunque las fuentes de información son, lógicamente, distintas a las allí citadas. Sólo los usos vinculados al tejido urbano (alta densidad o densidad moderada) y vías de comunicación, generan superficie impermeable. Para el tejido urbano denso y vías de comunicación, el % de superficie impermeable que se ha considerado es del 95%, frente a un 80% para las urbanizaciones y un 65% para las zonas en construcción. La parte de la cuenca que drena el monte de El Pardo no ha cambiado su uso, aunque sí sus condiciones de generación de escorrentía, como consecuencia del notable incremento de la carga cinegética.

Se han estimado los caudales correspondientes a los períodos de retorno de 2, 10 y 50, años. No se han considerado períodos de retorno superiores por las incertidumbres asociadas a la estimación de precipitaciones y de las correspondientes intensidades. Se ha utilizado el método racional, en la versión recientemente actualizada (Norma 5.2-IC drenaje superficial. BOE 10-03-2016). Para los escenarios considerados se han mantenido los mismos valores de i) intensidad máxima diaria anual, ii) tiempo de concentración, iii) coeficiente de uniformidad y iv) superficie de la cuenca. Lógicamente se ha modificado el valor del umbral de escorrentía (P_o), que para cada escenario se ha estimado teniendo en cuenta los usos del suelo y sus características. Para considerar el efecto que sobre la vegetación y pastos ha tenido la sobrecarga cinegética que soporta El Pardo, se ha valorado tanto la afección a la cubierta vegetal como la compactación del suelo por el pisoteo, traduciendo esos efectos en las correspondientes reducciones de los valores de P_o . Para asignar valores de P_o se ha utilizado la tabla recogida en la norma 5.2-IC actualizada, así como los coeficientes de corrección correspondientes a la región donde se encuentra la cuenca. Teniendo en cuenta que la textura predominante en la cuenca es franco-arenosa y franco-arcillosa-arenosa, se ha asumido un grupo hidrológico B.

Alteración morfológica.

Para caracterizar la alteración morfológica del cauce del arroyo de Trofa se han estimado dos variables: incisión y desplazamiento lateral (figura 2).

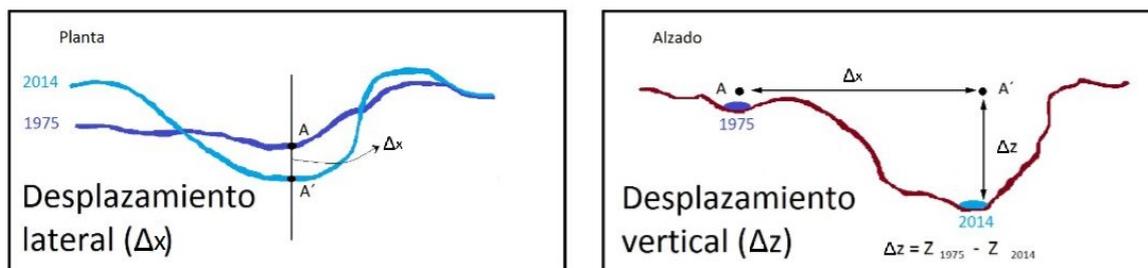


Figura 2: Esquema de la estimación del desplazamiento lateral (Δx) y vertical (Δz)

Para ambas es imprescindible contar con la delineación del thalweg para los dos escenarios considerados. Para 2014, el thalweg se ha determinado utilizando ArcGIS 10.2 sobre el MDT disponible, que ofrece una precisión altimétrica de unos 10 centímetros. Para 1975 se trazó sobre la foto aérea, siguiendo la estrecha lámina de agua que se apreciaba, situando el thalweg donde es habitual que se presente (exterior de las curvas...). En los tramos en los que había dudas, esa línea provisional se llevó al MDT y levantaron secciones transversales sobre las que se identificaron los puntos más probables de ubicación del thalweg.

Una vez definido el thalweg para los dos escenarios morfológicos considerados (Es-1975 y Es-2014), se siguió el siguiente protocolo para obtener los valores de desplazamiento en planta o lateral (Δx) y desplazamiento vertical –incisión- (Δz):

Fase 0

Hipótesis: Para trazar la sección sobre la que se situarán los puntos A-A', puntos en los que se medirán las variables Δx e Δz , puede considerarse la perpendicular al thalweg de 2014.

Procedimiento: Se seleccionaron 48 secciones transversales perpendiculares al thalweg de 2014 y en cada una de ellas se trazaron dos secciones más con un ángulo de $\pm 10^\circ$. También se trazaron 48 secciones perpendiculares al thalweg de 1975. En total, pues, se obtuvieron 4 valores de Δx e Δz para cada sección. El resultado de la comparación de estos valores sirve para contrastar la hipótesis.

Fase 1

Utilizando HECGeoRas, se trazan las perpendiculares al thalweg con una equidistancia de 60 metros, con una longitud mínima de 50 metros, que se corresponde con la amplitud media de los meandros de Trofa. De esa manera se aseguraba que la sección transversal correspondiente cortaría los thalweg de los dos escenarios en la mayoría de las secciones. En total 127 secciones.

Fase 2

Las líneas de la fase 1 se disponen sobre el MDT y con ArcGIS 10.2 se obtienen las correspondientes secciones transversales, con las coordenadas x,y,z de los puntos A y A' (véase figura. 2). A partir de esos datos se calculan, para cada sección, los valores de Δx e Δz .

4. Resultados y discusión

La tabla 1 recoge los usos del suelo y TIA para Es-1956 y Es-2014. Según el criterio de O'Driscoll et al. (2010), una cuenca se considera urbana cuando presenta un TIA > 5%. En cuanto a la relación entre valores de TIA y efectos sobre la biota, calidad del agua, hidrología y morfología, Schueler (2000) indica que por encima del 10% el sistema está afectado, y esa misma cifra la establecen Hakkwan et al. (2016) como umbral a partir del cual hay degradación de la calidad del agua.

Tabla 1: Superficie ocupada por los usos del suelo y TIA en los escenarios Es-1956 y Es-2014

| USOS SUELO | COBERTURA | Es-1956 | | | | | Es-2014 | | | | | | | | | | |
|--|-------------------------------|----------------------|-------|----------------------------------|----------|--------|----------------------|-------|----------------------------------|----------|--------|--|--------------|-------|--|--|--|
| | | S (km ²) | | S IMPERMEABLE (km ²) | | TIA(%) | S (km ²) | | S IMPERMEABLE (km ²) | | TIA(%) | | | | | | |
| | | Parcial | Total | (%) | Total SI | | Parcial | Total | (%) | Total SI | | | | | | | |
| Tejido urbano continuo | Artificial surfaces | 0.08 | 3.19 | 95 | 0.07 | 0.10 | 0.08 | 12.01 | 95 | 0.07 | 0.10 | | | | | | |
| Tejido urbano discontinuo | | 3.12 | | 80 | 2.49 | 3.42 | 10.26 | | 80 | 8.21 | 11.27 | | | | | | |
| Redes viarias, ferroviarias y terrenos asociados | | 0.00 | | 80 | 0.00 | 0.00 | 1.03 | | 80 | 0.83 | 1.14 | | | | | | |
| Zonas en construcción | | 0.00 | | 60 | 0.00 | 0.00 | 0.64 | | 60 | 0.38 | 0.52 | | | | | | |
| Tierras de labor en secano | Agricultural areas | 2.67 | 3.21 | | | | 2.67 | 3.21 | | | | | | | | | |
| Sistemas agroforestales | | 0.55 | | | | | 0.55 | | | | | | | | | | |
| Bosques de frondosas | Forest and semi natural areas | 21.24 | 66.42 | | | | | | | | | | 20.02 | 57.60 | | | |
| Bosques de coníferas | | 0.01 | | | | | | | | | | | 0.01 | | | | |
| Bosque mixto | | 0.01 | | | | | | | | | | | 0.01 | | | | |
| Pastizales naturales | | 15.85 | | | | | | | | | | | 9.24 | | | | |
| Matorrales esclerófilos | | 11.04 | | | | | | | | | | | 10.18 | | | | |
| Matorral boscoso de transición | | 18.19 | | | | | | | | | | | 18.07 | | | | |
| Raquedo | | 0.08 | | | | | | | | | | | 0.08 | | | | |
| TOTALES | | | | | | | | | | | | | 72.82 | | | | |

Para el escenario de referencia (Es-1956), la cuenca se mantenía en la condición de rural – TIA=3,5%-, mientras que para el estado actual (Es-2014) –TIA=13,0%- puede calificarse como urbana. En cuanto al riesgo de presentar alteraciones significativas derivadas del incremento de su superficie urbana, existe –supera el umbral-, pero puede calificarse como leve –lo supera por un estrecho margen-. Esta calificación de leve se hace únicamente considerando el efecto potencial de la urbanización de la cuenca.

Alteración de caudales punta

En la tabla 2 se presentan, para los escenarios Es-1956 y Es-2014, las superficies ocupadas por los usos del suelo, así como los valores iniciales del umbral de escorrentía (Po); siguiendo la metodología citada, estos valores se corregirán en función del período de retorno (Norma 5.2-IC actualizada) para estimar el correspondiente coeficiente de escorrentía.

Tabla 2: Valores –absolutos y ponderados por la superficie- del umbral de escorrentía asignados a los usos del suelo en los escenarios Es-1956 y Es-2014

| USOS SUELO | COBERTURA | Es-1956 | | | | | | Es-2014 | | | | | |
|--|-------------------------------|----------------------|-------|-------------|-----------|-----------------------|------------|----------------------|-------|-----------|-----------|-----------------------|-------------|
| | | S (km ²) | | S (%) | | UMBRAL DE ESCORRENTÍA | | S (km ²) | | S (%) | | UMBRAL DE ESCORRENTÍA | |
| | | Parcial | Total | (%) | Total (%) | Po (uso suelo) | Po pond | Parcial | Total | (%) | Total (%) | Po (uso suelo) | Po pond |
| Tejido urbano continuo | Artificial surfaces | 0.08 | 3 | 0.1 | 4.4 | 1 | 0.001 | 0.08 | 12 | 0.1 | 16.5 | 1 | 0.001 |
| Tejido urbano discontinuo | | 3.12 | | 4.3 | | 14 | 0.599 | 10.26 | | 14 | | 1.973 | |
| Redes viarias, ferroviarias y terrenos asociados | | 0.00 | | 0.0 | | 1 | 0.000 | 1.03 | | 1 | | 0.014 | |
| Zonas en construcción | | 0.00 | | 0.0 | | 14 | 0.000 | 0.64 | | 14 | | 0.122 | |
| Tierras de labor en secano | Agricultural areas | 3 | 3 | 3.7 | 4.4 | 20 | 0.732 | 3 | 3 | 3.7 | 4.4 | 14 | 0.513 |
| Sistemas agroforestales | | 1 | | 0.8 | | 28 | 0.210 | 1 | | 0.8 | | 20 | 0.150 |
| Bosques de frondosas | Forest and semi natural areas | 21 | 66 | 29.2 | 91.2 | 47 | 13.709 | 20 | 58 | 27.5 | 79.1 | 35 | 9.624 |
| Bosques de coníferas | | 0 | | 0.0 | | 47 | 0.004 | 0 | | 0.0 | | 35 | 0.003 |
| Bosque mixto | | 0 | | 0.0 | | 47 | 0.006 | 0 | | 0.0 | | 35 | 0.004 |
| Pastizales naturales | | 16 | | 21.8 | | 28 | 6.093 | 10 | | 13.0 | | 24 | 3.132 |
| Matorrales esclerófilos | | 11 | | 15.2 | | 24 | 3.640 | 10 | | 13.6 | | 20 | 2.720 |
| Matorral boscoso de transición | | 18 | | 25.0 | | 34 | 8.493 | 18 | | 24.8 | | 28 | 6.949 |
| Raquedo | | 0 | | 0.1 | | 2 | 0.002 | 0 | | 0.1 | | 2 | 0.002 |
| TOTALES | | | | 72.8 | | 72.8 | 100 | 100 | | 33 | | 72.8 | 72.8 |

Para el escenario Es-2014u, se han mantenido los valores de Po Es-2014 para la cobertura Artificial Surfaces (ver tabla 2), mientras que para el resto de coberturas se han asumido los valores presentados en Es-1956.

En la tabla 3 se muestran, para los tres escenarios considerados, los valores de las variables que intervienen en la ecuación del método racional y los caudales punta correspondientes a los periodos de retorno contemplados.

Tabla 3: Valores de las variables que intervienen en la ecuación del método racional y caudales punta correspondientes para los escenarios considerados. (I = Intensidad máxima diaria anual correspondiente al periodo de retorno considerado y para una duración igual al tiempo de concentración; CE = Coeficiente de escorrentía; Q =Caudal punta)

| Periodo de retorno (años) | I (mm/h) | Es-1956 | | Es-2014 | | Es-2014u | |
|---------------------------|------------|---------|------------|---------|------------|----------|------------|
| | | CE | Q (m3/seg) | CE | Q (m3/seg) | CE | Q (m3/seg) |
| 2 | 4.6 | 0.065 | 8.8 | 0.13 | 17.7 | 0.080 | 10.8 |
| 10 | 7.0 | 0.12 | 24.1 | 0.19 | 39.7 | 0.13 | 27.6 |
| 50 | 9.5 | 0.14 | 40.7 | 0.22 | 63.1 | 0.16 | 45.8 |

ES-1956 vs. Es-2014u

Esta comparación permite evaluar únicamente el efecto del incremento de TIA. Como era de esperar, los caudales punta crecen, presentando un incremento máximo del 22% (tabla 4) para $T=2$ años.

Tabla 4: Valores de incremento de caudal ($Q_{\text{escenarioA}}/Q_{\text{escenarioB}}$) para las frecuencias y escenarios considerados.

$$Q_{\text{escenarioA}}/Q_{\text{escenarioB}}$$

| T. Periodo de retorno | Es-2014/Es-1956 | Es-2014u/Es-1956 | Es-2014/Es-2014u |
|-----------------------|-----------------|------------------|------------------|
| 2 | 2.01 | 1.22 | 1.64 |
| 10 | 1.65 | 1.14 | 1.44 |
| 50 | 1.55 | 1.12 | 1.38 |

Ese incremento es sensiblemente menor que el obtenido por Hawley et al. (2011) en cuencas del sur de California, para las que reportan incrementos superiores al 100% ($Q_{\text{escenarioA}}/Q_{\text{escenarioB}} > 2$) para $T=2$ años y $TIA=10\%$. El tamaño y forma de la cuenca, así como la situación relativa de las superficies impermeables puede influir, a igualdad de TIA, en el incremento de caudales punta. Para evitar estos inconvenientes, algunos autores utilizan la variación del coeficiente de escorrentía -CE-, en lugar del caudal punta, porque los valores de CE son adimensionales e independientes de la forma de la cuenca y de la situación de las áreas urbanas. En Trofa, para $T=2$ años, $TIA=13\%$ y considerando únicamente los cambios urbanos (Es-2014u), el incremento de CE es del 22%. Este resultado está por debajo de los reportados por Bosch et al. (2003). y Khan (2005). Schueler (2000) ofrece una gráfica relacionando CE vs. TIA, pero no señala el o los períodos de retorno considerados, por lo que no puede utilizarse como referencia.

Como se aprecia en la tabla 4, el incremento de caudales punta decrece cuando aumenta el periodo de retorno -22% para $T=2$ años; 12% para $T=50$ años-. Esa reducción es esperable, ya que a medida que aumenta el periodo de retorno y con él la precipitación, el efecto de los usos del suelo sobre la escorrentía total se atenúa, y cuencas con usos del suelo sensiblemente distintos pueden dar caudales punta similares si las precipitaciones son excepcionalmente altas, ya que una vez que el suelo se satura, se comporta de manera similar a las superficies impermeables. Este comportamiento está recogido y descrito por Bosch et al. (2003) y Hawley & Bledsoe (2011), entre otros.

ES-1956 vs. Es-2014

La comparación de los caudales para el escenario de referencia y el actual (tabla 4) considera los efectos conjuntos del incremento del área urbana y de la degradación de la cubierta y compactación del suelo por el incremento de la cabaña cinegética. Lógicamente los

incrementos de caudal punta son mayores que los obtenidos comparando únicamente el efecto del desarrollo urbano, con un máximo del 100% para T=2 años. También aquí los incrementos se atenúan con el aumento del periodo de retorno.

En los trabajos que evalúan el incremento de caudales generado por aumentos de TIA es frecuente que ese aumento sea el cambio más significativo de uso de suelo en la cuenca, por lo que no se suelen considerar los efectos desagregados de los distintos cambios producidos en los escenarios considerados. En Trofa resulta evidente el efecto del sobrepastoreo, aportando incrementos de caudal punta superiores a los derivados del incremento de TIA. Sin embargo, en la estimación de caudales, la asignación de valores de P_o para el monte de El Pardo para los distintos escenarios, aun utilizando las tablas indicadas en la metodología, tiene un grado de subjetividad innegable. Un análisis de sensibilidad es pues necesario. Se ha considerado una variación de $\pm 10\%$ en los valores de P_o para los usos del suelo del monte de El Pardo para Es-2014; como resultado se ha obtenido que para T=2 años, el incremento de caudal se mueve en una horquilla que va desde el 70% (+10% P_o), hasta el 138% (-10% P_o). Resulta pues evidente que, incluso con las incertidumbres asociadas a los modelos, el incremento de caudales punta tiene, en Trofa, una doble causa, siendo las más importantes la degradación de la cubierta y la compactación del suelo, ambas provocadas por ciervos, gamos y jabalíes.

Alteración morfológica

Respecto al procedimiento descrito para la fase 0:

- Se asumió como referencia, en cada una de las 48 secciones, el valor obtenido para Δx e Δz con la sección perpendicular al thalweg de 2014.
- Para los demás valores de esas variables, obtenidos modificando el ángulo $\pm 10\%$ y con la perpendicular al thalweg de 1975, se calculó la diferencia en valor absoluto y se expresó en porcentaje.
- Como resultado se obtuvo que los valores de Δx presentaban como media, una diferencia respecto a los obtenidos con la sección perpendicular al thalweg de 2014 de sólo el 0,46%. En el caso de Δz , el valor medio de las diferencias fue del 2,3%.

A la vista de estos resultados, se aceptó que los valores de Δx e Δz se pueden obtener de la sección transversal obtenida considerando la sección perpendicular al thalweg de 2014, y se aplicaron los pasos descritos en las fases 1 y 2. Los valores obtenidos han permitido caracterizar tanto el desplazamiento lateral como la incisión.

La mediana de la incisión es de 0,76m con cuartiles primero y tercero de 0,15m y 1,31m, respectivamente. Esta variable ha sido cuantificada con frecuencia en cauces con SCU (Hardison et al., 2009). Los resultados reportados presentan una notable variabilidad, que en ocasiones se puede explicar con el TIA (Hardison et al., 2009), pero no en otras, porque influyen otros aspectos, como la presencia de roca en el lecho y la vegetación de ribera (Cianfrani et al. 2006).

El desplazamiento lateral presenta una mediana de 8,9m, con cuartiles primero y tercero de 3,9m y 23,7m, respectivamente. A diferencia de la anterior esta variable prácticamente no ha sido considerada en los estudios de la alteración morfológica de cauces con SCU, y ha sido el ensanchamiento del cauce el que ha recibido más atención (O'Driscoll et al. 2009). Estas dos variables, siendo distintas, responden al mismo proceso, ya que para que se dé ensanchamiento y desplazamiento lateral, los taludes deben ser desmoronados por la acción del flujo.

Desplazamiento lateral e incisión son dos aspectos de la dinámica geomorfológica que es conveniente analizar simultáneamente y ver su evolución a lo largo del cauce. Como los valores que presentan ambas variables tienen una diferencia de 10 órdenes de magnitud, se ha estimado necesario adimensionalizarlas, y para eso se ha utilizado la mediana. En la figura 3 se presenta la evolución a lo largo del cauce de los valores de las dos variables adimensionalizadas.



Figura 3: Evolución espacial de los desplazamientos laterales y verticales (valores adimensionalizados con su mediana).

Su análisis permite identificar algunos patrones:

- i) Al sistema le ha resultado más fácil la movilidad lateral que la vertical. Para explicar este comportamiento es necesario hacer referencia a dos aspectos distintos. El primero, que se manifiesta de manera generalizada en cauces con SCU intenso, es consecuencia del “urban riparian drought” (Groffman et al., 2003): la incisión provoca que la vegetación de ribera quede descolgada del aluvial (Hardison et al., 2009) y se degrade, perdiendo el suelo de orillas y taludes una protección y resistencia adicional que lo hacen más vulnerable a los mayores cortantes que el incremento de caudal propicia. El segundo es específico de la cuenca de Trofa, y está provocado por la sobrecarga cinegética, que acentúa esos procesos de degradación de la vegetación de ribera iniciados con la incisión, incrementando así la oportunidad de desestabilización de taludes. En cuanto a la acreditación de las causas, la comparación de las fotos aéreas de 1956 con 1975 muestra cauces que presentan coincidencias en un porcentaje muy alto, por lo que la movilidad lateral evaluada en el periodo 1975-2014 tiene que deberse, necesariamente, a cambios en la cuenca a lo largo de ese periodo.
- ii) Cuando la movilidad es muy baja, se manifiesta en ambas variables simultáneamente. Probablemente se trate de tramos que cuentan con algún factor geológico que limita la dinámica observada en el resto del arroyo. Son tramos que deben estudiarse con detalle en campo, porque si su comportamiento no está controlado de manera exclusiva por factores geológicos, pueden ofrecer pautas a la hora de definir actuaciones para controlar desplazamientos e incisiones.
- iii) En el tramo inmediato a la confluencia con el Manzanares, y hasta unos 2km. aguas arriba, la movilidad lateral es muy alta, con valores entre 4 y 6 veces la mediana, mientras que la incisión muestra valores iguales o menores que la mediana. Este desigual comportamiento probablemente deba a que en la confluencia se ha formado una barra de arenas procedente de Trofa que el Manzanares no es capaz de movilizar y que define así un punto fijo, incluso con cota creciente, que limita la posibilidad de incisión y que, junto con la disminución de pendiente, fuerza el incremento de la amplitud de onda de los meandros. Es muy probable que si esa barra desapareciese, y con ella la cota de la confluencia bajase, el patrón actual desaparezca aumentando la incisión y reduciéndose a la vez el desplazamiento lateral.

5. Conclusiones

La cuenca del arroyo de Trofa, ha sufrido, desde 1975 un incremento en la superficie urbanizada que se traduce en un TIA que ha pasado del 3% al 13%, superando el umbral del 10%, generalmente aceptado como referencia para que las cuencas presenten efectos significativos sobre la integridad del ecosistema fluvial. Además, la carga cinegética se ha incrementado considerablemente, generando graves afecciones a la cubierta vegetal. El efecto simultáneo de esos dos cambios en los usos del suelo, ha supuesto un incremento significativo en los caudales punta, con un mayor protagonismo por parte del sobrepastoreo en dicho incremento.

Se ha desarrollado una metodología que permite, contando con fotos aéreas históricas y actuales y un MDT para la situación actual con una adecuada precisión en z, obtener valores del desplazamiento lateral del thalweg y de la incisión.

La incisión que ha sufrido el cauce conlleva el correspondiente descenso en el freático del aluvial, que, junto con el sobrepastoreo de la cabaña cinegética, propicia la pérdida de vegetación de ribera y con ella de su efecto estabilizador sobre orillas y taludes. Esto ha favorecido el notable proceso de desplazamiento lateral del cauce.

Para limitar estos procesos de incisión y desplazamiento lateral, y los que de ellos se derivan, es necesario actuar sobre las dos causas, reduciendo su intensidad, y sobre los efectos, para limitar la degradación. El incremento de escorrentía generado en el entorno urbano, puede controlarse con relativa facilidad para los periodos de retorno más frecuentes –hasta cinco años-, que son para los que el incremento en el pico de caudal es mayor. Los tanques de tormentas son soluciones conocidas y ya consolidadas, que bien concebidas, ejecutadas y mantenidas, pueden tener un papel significativo en el control de los efectos del SCU. Además, en los nuevos desarrollos urbanos, de producirse, deben incorporarse sistemas de drenaje urbano sostenible que reduzcan en origen el incremento de escorrentías.

En el caso de Trofa es imprescindible también limitar la carga cinegética, y acotar al menos el espacio ripario y un buffer adicional, para favorecer la recuperación de la vegetación acuática y de ribera y con ella la mejora de la resistencia al flujo de lecho, orillas y taludes.

Para acompañar a estas dos acciones, será necesario: i) Llevar a cabo reforestaciones en el espacio ripario para contribuir a acelerar el proceso de recuperación de la vegetación de ribera. ii) Utilizar los antiguos cauces, hoy más o menos colgados, para que, una vez reconectados con el actual, puedan contribuir a conducir las avenidas más frecuentes, y así reducir calados y cortantes en el canal principal. iii) Disponer en el cauce troncos y grandes restos vegetales combinados con bolos para que en condiciones normales de caudal, determinen una orientación adecuada del flujo para que no incida en orillas inestables, y también favorezcan la sedimentación y estabilización del lecho

6. Agradecimientos

Nuestra gratitud al equipo técnico de Patrimonio Nacional. Sin su conocimiento y colaboración este trabajo no hubiese sido posible.

7. Bibliografía

ALAYANDE, A.W., AGUNWAMBA, J.C. 2010. The impacts of urbanization on Kaduna River flooding. *Journal of American Science*, 6(5), 28-35.

BLEDSOE, B.P. & WATSON, C.C. 2001, Effects of urbanization on channel instability. *Journal of the American Water Resources Association*, 37: 255–270. doi:10.1111/j.1752-1688.2001.tb00966.x

BRAVARD, J.P., Y PETTS, G.E., 1996. Human impacts on fluvial hydrosystems. In G. E. Petts and C. Amoros, eds., *Fluvial hydrosystems*. London, UK: Chapman and Hill, 242-262.

- BOOTH, D.B., ROY, A.H., SMITH, B., & CAPPS, K.A. 2016. Global perspectives on the urban stream syndrome. *Freshwater Science*, 35(1), 412-420.
- BOSCH, D.J., LOHANI, V.K., DYMOND, R.L., KIBLER, D.F. 2003. Stephenson, K. Hydrological and fiscal impacts of residential development: Virginia case study. *J. Water Resour. Plann. Manage.*, 129, 107-114.
- CIANFRANI, C.M., HESSION, W.C. & RIZZO, D.M. 2006., Watershed imperviousness impacts on stream channel condition in southeastern Pennsylvania. *Journal of the American Water Resources Association*, 42: 941–956. doi:10.1111/j.1752-1688.2006.tb04506.x
- BOOTH, D.B & FISCHENICH, C.J. 2015. A channel evolution model to guide sustainable urban stream restoration. *Area*, 47(4): 408–421. DOI: 10.1111/area.12180
- DENG, X., XU, Y., HAN, L., SONG, S., YANG, L., LI, G., WANG, Y. 2015. Impacts of Urbanization on River Systems in the Taihu Region, China. *Water*, 7, 1340-1358. doi:10.3390/w7041340
- DAVIES, P.J., WRIGHT, I.A., FINDLAY, S.J. 2010. Impact of urban development on aquatic macroinvertebrates in south eastern Australia: degradation of in-stream habitats and comparison with non-urban streams *Aquat. Ecol.*, 44: 685. doi:10.1007/s10452-009-9307-y.
- ESPEY, JR, W.H., MORGAN, C.W., MASCH, F.D. 1966. A study of some effects of urbanization on storm runoff from a small watershed. Texas Water Development Board. Report 23.
- FUNDACIÓN BBVA. 2010. La población en España: 1990-2009. Cuadernos Fundación BBVA. 16p. http://www.fbbva.es/TLFU/dat/cuadernos_FBBVA_51espana_web.pdf
- GALSTER, J.C., PAZZAGLIA, F.J., GERMANOSKI, D., 2008. Measuring the Impact of Urbanization on Channel Widths Using Historic Aerial Photographs and Modern Surveys. *Journal of the American water resources association*, 44, No. 4.
- GALSTER, J. C., PAZZAGLIA, F. J., HARGREAVES, B. R., MORRIS, D. P., PETERS, S. C., WEISMAN, R. N., 2006. Effects of urbanization on watershed hydrology: The scaling of discharge with drainage area. *Geology*, 34(9), 713-716.
- GROFFMAN, P.M., BAIN, D.J., BAND, L.E., BELT, K.T., BRUSH, G.S., GROVE, J.M., POUYAT, R.V., YESILONIS, I.C., ZIPPERER, W.C. 2003. Down by the riverside: Urban riparian ecology. *Front. Ecol. Environ.*, 1, 315-321.
- YANG, G., BOWLING, L.C., CHERKAUER, K.A., PIJANOWSKI, B.C. 2011. The impact of urban development on hydrologic regime from catchment to basin scales, *Landscape and Urban Planning*, 103(2), 237-247,
- HAKKWAN K., HANSEOK J., JIHYE J. & SEUNGJONG B.. 2016 The Impact of Impervious Surface on Water Quality and Its Threshold in Korea. *Water* 2016, 8(4), 111; doi:10.3390/w8040111
- HARDISON E.C., O'DRISCOLL, M.A., DELOATCH, J.P., HOWARD, R.J., BRINSON, M.M.. 2009. Urban Land Use, Channel Incision, and Water Table Decline Along Coastal Plain Streams, North Carolina. *Journal of the American Water Resources Association*, 45(4): 1032–1046 DOI: 10.1111/j.1752-1688.2009.00345.x
- HAWLEY, R.J. & B.P. BLEDSOE. 2011. How do flow peaks and durations change in suburbanizing semi-arid watersheds? A southern California case study. *Journal of Hydrology* 405, 69–82.
- HAWLEY, R.J., B.P. BLEDSOE & E.D. STEIN. 2011. Hydromodification effects on flow peaks and durations in southern California urbanizing watersheds. Technical Report 654. 63 p.
- HUGHES, M.L., MCDOWELL, P.F., Y MARCUS, W.A. 2006. Accuracy assessment of georectified aerial photographs: implications for measuring lateral channel movement in a GIS. *Geomorphology*, 74(1), 1-16.
- KHAN, S.D. 2005. Urban development and flooding in Houston Texas, inferences from remote sensing

- data using neural network technique. *Environ. Geol.* 2005, 47, 1120-1127.
- KANG, R.S., MARSTON, R.A. 2006. Geomorphic effects of rural-to-urban land use conversion on three streams in the Central Redbed Plains of Oklahoma. *Geomorphology*, 79(3), 488-506.
- KARR, J.R., Y CHU, E.W., 2000. Sustaining living rivers. *Hydrobiologia*, Vol. 422/423, 1-14.
- KRHODA, G.O., KWAMBUKA, A.M. 2016. Impact of urbanization on the morphology of Motoine/Ngong River Channel, Nairobi River basin, Kenya. *Journal of Geography and Regional Planning*, 9(4), 36-46.
- MEJÍA, A.I., Y MOGLEN, G.E. 2010. Impact of the spatial distribution of imperviousness on the hydrologic response of an urbanizing basin. *Hydrological Processes*, 24(23), 3359-3373
- MEYER, J.L. 2009. Urban Aquatic Ecosystems. In: Likens GE, *Encyclopedia of Inland Waters*. Elsevier, Inc. 367-377.
- MOGLEN, G.E., K.C. NELSON, M.A. PALMER, J.E. PIZZUTO, C.E. ROGERS AND M.I. HEJAZI, 2004. Hydro-Ecologic Responses to Land Use in Small Urbanizing Watersheds within the Chesapeake Bay Watershed. In: *Ecosystems and Land Use Change*. R. DeFries, (Editor). American Geophysical Union, Washington, DC, pp. 41-60.
- NABEGU, A.B., 2014. Impact of Urbanization on Channel Morphology: Some Comments. *Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology*, 8 (4) Ver. II, 40-4.
- O'DRISCOLL M.A. , J.R. SOBAN & S.A. LECCE. 2009. Stream Channel Enlargement Response to Urban Land Cover in Small Coastal Plain Watersheds, North Carolina, *Physical Geography*, 30(6), 528-555. <http://dx.doi.org/10.2747/0272-3646.30.6.528>
- O'DRISCOLL M.A., CLINTON, S., JEFFERSON, A., MANDA A., & S. MCMILLAN. 2010. Urbanization Effects on Watershed Hydrology and In-Stream Processes in the Southern United States. *Water* 2010, 2(3): 605-648; doi:10.3390/w2030605
- REID, H.E., GREGORY, C.E., Y BRIERLEY, G. J. 2008. Measures of physical heterogeneity in appraisal of geomorphic river condition for urban streams: Twin Streams Catchment, Auckland, New Zealand. *Physical Geography*, 29(3), 247-274.
- SALA, M., INBAR, M., 1992. Some hydrologic effects of urbanization in Catalan rivers. *Catena*, 19(3), 363-378.
- SHUKLAA S., MOHAN V.K., SHIRISHKUMAR S. 2013. Effects of Increasing Urbanization on River Basins- State of Art. *International Journal of Engineering Research & Technology (IJERT)*, 2(12), 2742-2747.
- SCHUELER, T. 2000. *The Importance of Imperviousness: The Practice of Watershed Protection*. Center for Watershed Protection, Ellicott City, MD. Pages 7-18.
- UNITED NATIONS, DEPARTMENT OF ECONOMIC AND SOCIAL AFFAIRS, POPULATION DIVISION (2014). *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, Highlights (ST/ESA/SER.A/352)*.
- WALSH, C. J., FLETCHER, T. D., BURNS, M. J., 2012. Urban stormwater runoff: a new class of environmental flow problem. *PLoS One*, 7(9), e45814.
- YANG, G., BOWLING, L. C., CHERKAUER, K. A., PIJANOWSKI, B. C., 2011. The impact of urban development on hydrologic regime from catchment to basin scales. *Landscape and Urban Planning*, 103(2), 237-247.