

# UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE CARTAGENA

## Máster Universitario en Ciencia y Tecnología del Agua y del Terreno

Trabajo fin de Máster

***Estudio de implantación de Sistemas de Drenaje Urbano  
Sostenible en regiones semiáridas.***

***Aplicación a cubiertas verdes y canales urbanos de retención.***

Director:

Juan Tomás García Bermejo

Alumna:

Chiara Cardines

A.A. 2018/2019



## INDICE

Índice .....	3
Resumen .....	4
1 . Introducción : el problema del sellado del suelo .....	5
2. Sistemas de Drenaje Urbano Sostenible (SuDS).....	12
2.1 Beneficios de los SuDS .....	13
2.2 Criterios de selección.....	15
2.3 Clasificaciones de los SUDS .....	15
3. Hidrología, Hidráulica y Calidad en Técnicas de Drenaje Urbano Sostenible .....	20
3.1 Hidrología e hidráulica en técnicas de drenaje urbano sostenible .....	20
3.1.1 Volumen de almacenamiento .....	22
3.2 Calidad en técnicas de drenaje urbano sostenible .....	24
4. Criterios de Diseño .....	27
4.1 Cubiertas verdes.....	29
4.1.1 Beneficios de los techos verdes .....	32
4.2 Zanjas filtrantes .....	38
4.2.2 Medidas de instalación y construcción .....	40
5. Diseño de micro-cubiertas verdes y micro-canales urbanos de retención .....	42
6. Tipología de vegetación utilizada en los techos verdes .....	48
7. Capacidad de reducir la contaminación.....	52
7.1 Procesos biológicos: mecanismo de fitorremediación .....	53
7.1 Procesos físicos y químicos.....	58
8. Costes y Mantenimiento de SuDS.....	61
8.1 Costes de los componentes .....	61
8.2 Costes de fitorremediación.....	63
9. Conclusiones .....	66
Referencias Bibliográficas .....	69

## RESUMEN

En las últimas décadas, la urbanización incontrolada ha llevado a un aumento exponencial del sellado del suelo, causando una cantidad de consecuencias, para el medio ambiente y para el hombre, o sea, degradación del suelo, mayor riesgo de inundaciones y escasez de agua y amenaza a la biodiversidad.

Los Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SuDS) son técnicas de gestión de aguas pluviales, que pueden solucionar estos problemas, simulando en cierto sentido, el comportamiento natural de la cuenca hidrológica por el control de la cantidad de agua y, al mismo tiempo, la gestión de la contaminación, siguiendo las pautas del desarrollo sostenible.

En este Trabajo Fin de Máster se examinan los Sistemas de Drenaje Urbano Sostenible (SuDS), desde un punto de vista general, refiriéndose a los beneficios, los criterios de selección, comparando las distintas clasificaciones y analizando la hidrología, hidráulica y calidad, utilizada en estas técnicas.

A continuación, el análisis se enfoca en dos tipos particulares de SuDS, o sea, cubiertas verdes y zanjas filtrantes, y se destacan los criterios de diseño, los beneficios y las medidas de instalación y construcción.

Luego se propone un diseño de micro-cubiertas verdes y micro-canales urbanos de retención, teniendo en cuenta las características anteriormente propuestas en las técnicas SuDS. El diseño surge como maqueta, pero tiene en cuenta una posible aplicación a la realidad, en particular en las regiones con climas semiáridos. Por esta razón, en la elaboración del diseño, además de las mediciones detalladas de los componentes individuales, se realizan una serie de análisis específicos del tipo de vegetación utilizada y de la capacidad de reducir la contaminación.

Para completar el "cuadro", luego, se hace una comparación de los gastos de construcción y mantenimiento, de los diferentes componentes y los ahorros conexos logrados, mediante la aplicación de técnicas de drenaje urbano sostenibles, teniendo en cuenta los precios actuales del mercado en España.

## 1 . INTRODUCCIÓN : EL PROBLEMA DEL SELLADO DEL SUELO

El terreno y el suelo son recursos vitales para Europa, así como la base de gran parte del desarrollo de nuestro continente. Sin embargo, en las últimas décadas, el uso del suelo para la urbanización y la construcción de infraestructuras ha aumentado a un ritmo de más del doble de la tasa de crecimiento de la población, lo que constituye una tendencia insostenible a largo plazo. El sellado del suelo es una de las principales causas de degradación del suelo en la Unión Europea. Este problema plantea un mayor riesgo de inundaciones y escasez de agua, contribuye al calentamiento global, amenaza la biodiversidad y es motivo de especial preocupación cuando se trata de tierras agrícolas fértiles.

El sellado del suelo es la cobertura constante de un área de tierra y suelo con materiales de impermeabilización artificial, como el asfalto y el cemento. Tiene efectos sobre los servicios ecosistémicos esenciales (por ejemplo, la producción de alimentos, la absorción de agua, la filtración del suelo y la capacidad de amortiguación), así como sobre la biodiversidad. El actual proceso de urbanización y conversión de nuestro paisaje se percibe con razón como uno de los principales retos a los que nos enfrentamos.

*La Hoja de ruta hacia una Europa eficiente en el uso de los recursos*, COM(2011) 571, proponía que, para 2020, las estrategias de la U.E. deberían tener en cuenta las repercusiones directas e indirectas sobre el uso del suelo, en la U.E. y en todo el mundo, y que el aumento de la proporción neta del uso del suelo tiende a ser nulo para 2050. También reconoció que el uso del suelo, es decir, la expansión de las ciudades y de la infraestructura a expensas de la agricultura, la silvicultura o los recursos naturales, suele estar relacionado con el sellado del suelo, con algunas excepciones, por ejemplo, ciertas actividades mineras (Commission, 2011).

Sobre la base de los datos aportados por la Agencia Europea de Medio Ambiente en el contexto del mapa de utilización del suelo de Corine Land Cover CLC (Büttner et al., 2002), para los años 1990, 2000 y 2006, (Prokop et al., 2011) estiman que la proporción observada de aumento del suelo ocupado, en la Unión Europea, entre 1990 y 2000 fue de alrededor de 1.000 km<sup>2</sup> al año, lo que equivale a una superficie más grande de la ciudad de Berlín, es decir, de 275 hectáreas al día, y que se ha incrementado en las zonas de asentamiento en casi el 6%. Entre 2000 y 2006, el aumento de la proporción de suelo ocupado se redujo a 920 km<sup>2</sup> por año (252 hectáreas por día), mientras que la superficie total de asentamiento volvió a aumentar en un 3% (Figura 1). Esto corresponde a un aumento de casi el 9% entre 1990 y 2006 (de 176.200 km<sup>2</sup> a 191.200 km<sup>2</sup>).

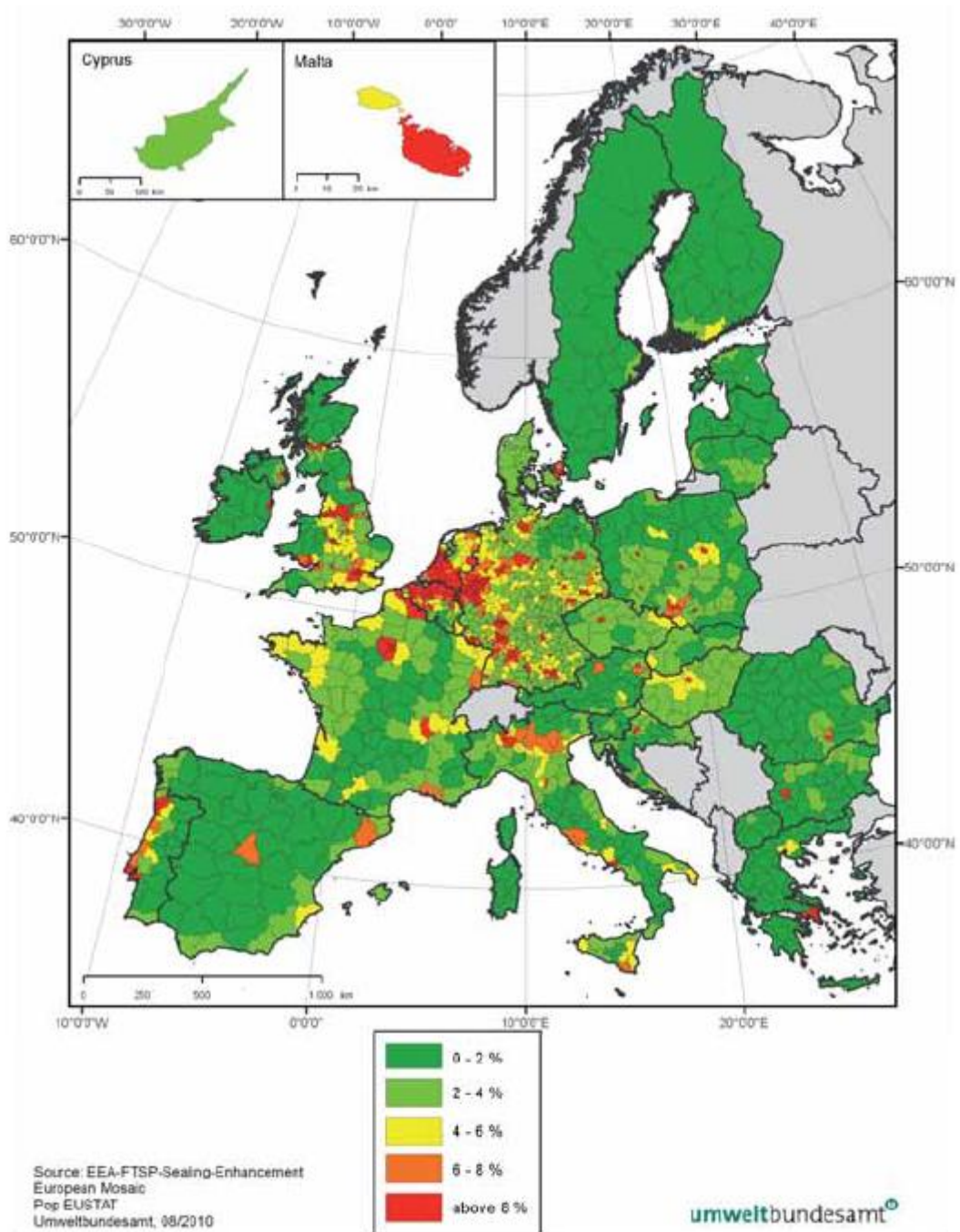


Figura 1 – Superficie impermeabilizada en el 2006 (Prokop et al., 2011).

Alrededor de 75 % de la población europea vive actualmente en zonas urbanas, con un aumento previsto de esta cifra al 80% para 2020 (EEA, 2010). Esta cifra podría superar el 90% en siete Estados miembros. A partir de la mitad de la década de los cincuenta, la

superficie total de las zonas urbanas de la U.E. ha aumentado en un 78%, mientras que el crecimiento demográfico ha sido sólo del 33% (EEA, 2006).

Numerosos factores contribuyen a la ocupación y al sellado del suelo. Muchas actividades sociales, económicas y financieras dependen de la construcción, del mantenimiento y de la existencia de zonas de asentamiento, que tienden a optar por la ocupación y el sellado del suelo sin prestar necesariamente la debida atención a los impactos directos e indirectos a largo plazo. La necesidad de nuevas viviendas, industrias, locales comerciales e infraestructuras de transporte suele ser la razón principal del sellado del suelo, principalmente en respuesta al crecimiento demográfico y a la demanda de una mejor calidad y nivel de vida (unidades de vivienda más grandes, más instalaciones deportivas y sociales, etc.).

Otras causas del sellado del suelo, en determinados contextos europeos, incluyen la dependencia de las autoridades locales de los ingresos procedentes de los impuestos y tasas de urbanización, así como, en general, la baja apreciación del valor del suelo (y del paisaje) como recurso limitado. Los impuestos y tasas de urbanización inducen a los municipios a promover la construcción de nuevas zonas residenciales, comerciales o industriales mediante la oferta de terrenos de bajo coste. La tierra agrícola alrededor de las ciudades suele ser fértil, pero a menudo está infravalorada y menos protegida por la ley que los bosques u otras áreas naturales.

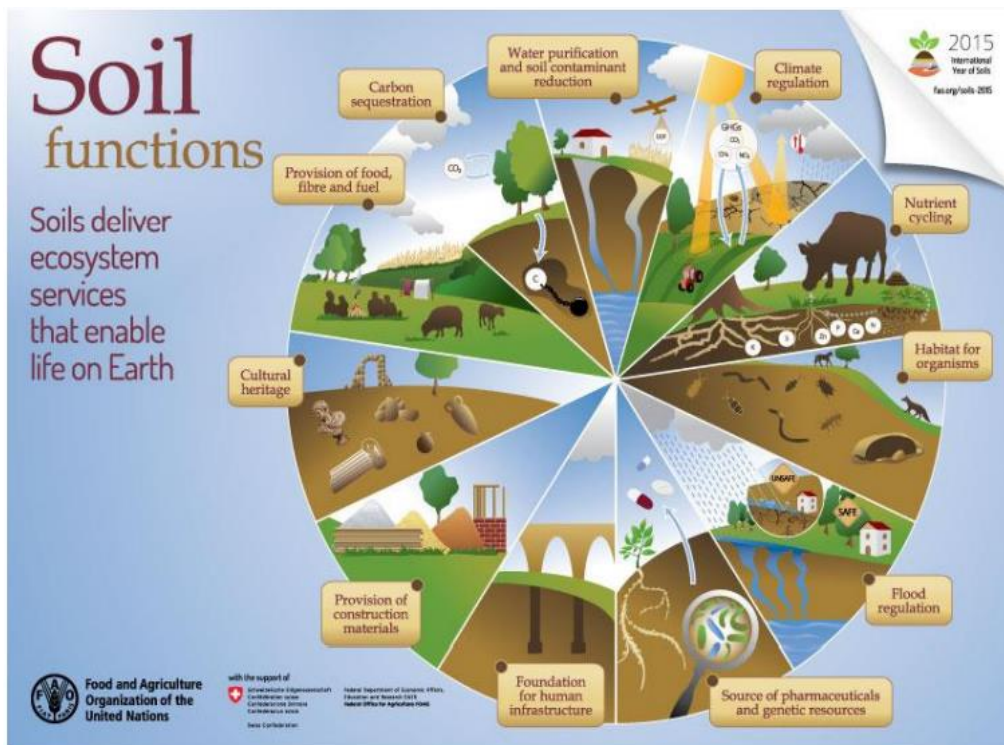


Figura 2 - Funciones del suelo en el ecosistema (FAO, 2015). Fuente (Soil, 2017).

El suelo desempeña una amplia gama de funciones vitales para el ecosistema, cumple un papel crucial en la producción de alimentos y de materiales renovables como la madera, creando hábitats adecuados para la biodiversidad del subsuelo y de la superficie, filtrando y moderando el flujo de agua hacia los acuíferos, eliminando contaminantes, reduciendo la frecuencia y el riesgo de inundaciones y sequías. Además, ayuda a regular el microclima en entornos urbanos de alta densidad, especialmente en aquellos en los que soporta la vegetación, así como a realizar funciones estéticas a nivel del paisaje. Las superficies agrícolas también proporcionan servicios ecológicos a las ciudades mediante el reciclado de residuos urbanos (por ejemplo, lodos de depuradora) y productos (por ejemplo, compost).

La impermeabilización, en sí misma, tiene un fuerte efecto sobre el suelo, disminuyendo muchos de sus efectos beneficiosos. Es una práctica común remover la capa arable superior, que proporciona la mayor parte de los servicios del ecosistema, y luego desarrollar fundaciones fuertes en el subsuelo y/o en la roca debajo, que soportan el edificio o la infraestructura antes de proceder con el resto de la construcción. Esto separa el suelo de la atmósfera, evitando la infiltración de la lluvia y el intercambio de gases entre el suelo y el aire. Como resultado, la impermeabilización literalmente consume el suelo (a menos que se reutilice adecuadamente en otro lugar). Esto es motivo de gran preocupación, ya que el suelo tarda mucho tiempo en formarse y se necesitan siglos para que se forme un centímetro (Soil, 2017).

Entre los principales impactos del sellado del suelo se encuentran:

- **la fuerte presión sobre los recursos hídricos, que provoca cambios en el estado medioambiental de las cuencas hidrográficas y afecta a los ecosistemas y a los servicios que prestan.**

Un suelo que funciona bien puede almacenar hasta 3750 toneladas de agua por hectárea, o unos 400 mm de precipitación (Europea, 2012). La impermeabilización reduce la absorción de la lluvia en el suelo, impidiéndola en casos extremos por completo. La infiltración del agua de lluvia en el suelo, en cambio, significa que se tarda más tiempo en llegar a los ríos, lo que reduce el caudal y, por lo tanto, el riesgo de inundación (mitigación natural de las inundaciones por el territorio). La mayor parte de los recursos hídricos del suelo son absorbidos por las plantas, reduciendo la incidencia de la sequía y evitando así la necesidad de riego, con menos problemas de salinización en la agricultura.

Además, el aumento de la infiltración de agua reduce la dependencia de los embalses para la recolección de picos de precipitación. De esta manera, la capacidad del suelo y de la vegetación para retener el agua permite que ésta sea almacenada temporalmente en lugar de recolectar, canalizar y purificar la escorrentía. Por otro lado, en las ciudades donde el suelo es altamente impermeable, la capacidad del sistema de alcantarillado puede no ser suficiente para una alta escorrentía de agua, causando inundaciones en la superficie.



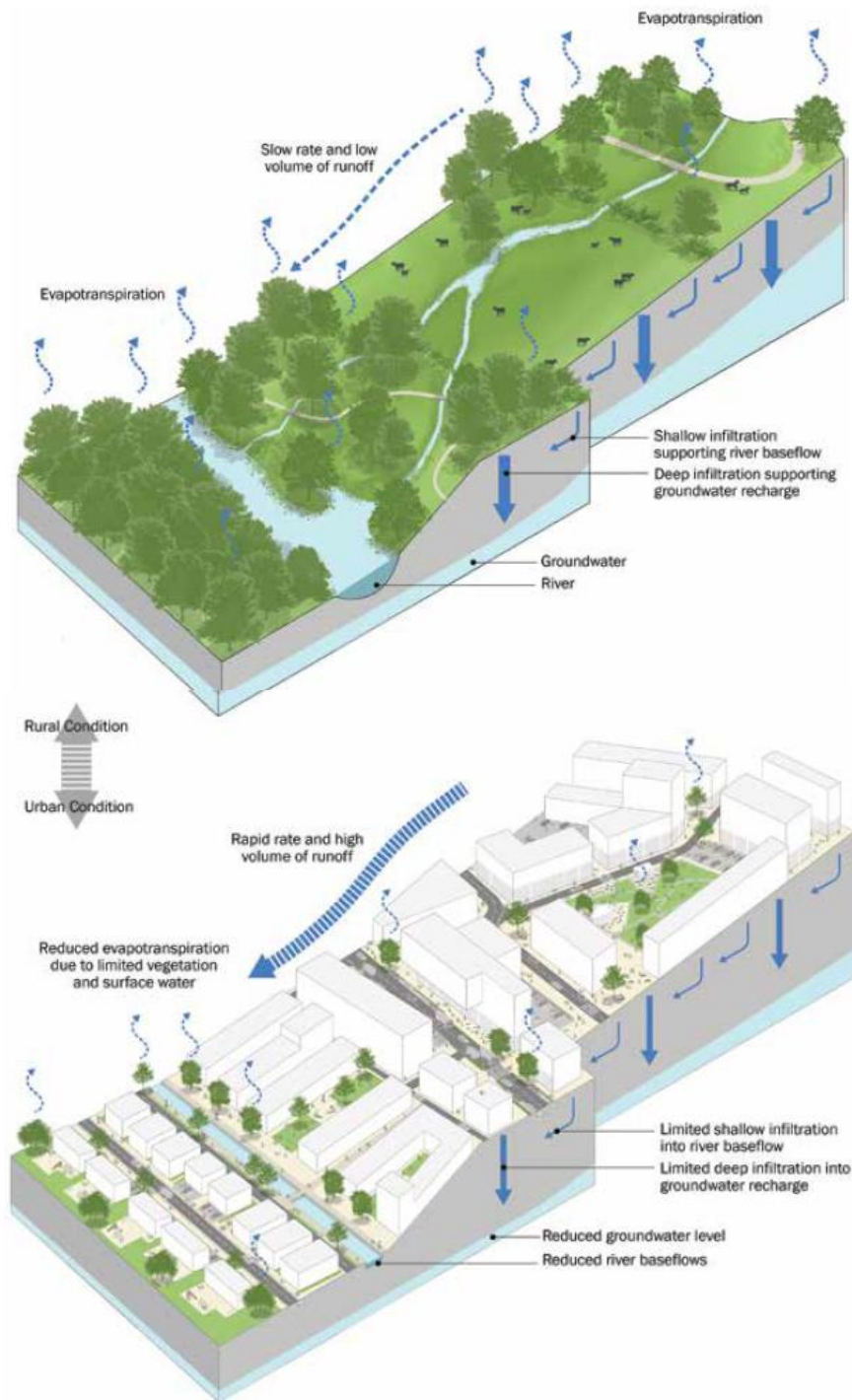


Figura 3 - Impacto de la urbanización en una cuenca hidrográfica (Woods Ballard et al., 2015).

- **la impermeabilización afecta a la biodiversidad del subsuelo y de la superficie**

Aproximadamente una cuarta parte de las especies de nuestro planeta viven en suelos. Los microorganismos del suelo contribuyen a la descomposición de la materia orgánica, el reciclaje de nutrientes y el almacenamiento de carbono. Junto con organismos más grandes, como las lombrices de tierra, desarrollan la estructura del suelo haciéndolo más permeable al agua y al gas (Turbé et al., 2010). Muchos animales dependen del suelo al menos en ciertas etapas de su vida o desarrollo para la reproducción, nidificación o alimentación. El sellado lineal (por ejemplo, carreteras y autopistas) puede crear una barrera adicional grave para algunas especies y afectan a sus hábitats. La fragmentación del paisaje causada por las estructuras lineales y la expansión urbana puede tener una serie de otros efectos nocivos, como la reducción del número y la persistencia de las poblaciones silvestres, el cambio climático local, el aumento de la contaminación y el ruido del tráfico, lo que exacerba la pérdida de biodiversidad.

- **el suelo a nivel mundial es un factor clave en el ciclo del Carbono.**

Sólo en los suelos europeos hay entre 70.000 y 75.000 millones de toneladas de carbono orgánico (Jones et al., 2004). Gran parte de la tierra cultivable, que normalmente contiene alrededor de la mitad del carbono de los suelos minerales, se elimina durante las actividades de construcción.

Como resultado, un porcentaje significativo de las reservas de carbono orgánico se pierde a través de una mayor mineralización y reutilización. La situación se agrava aún más cuando la tierra cultivable no se reutiliza y permanece para que se descomponga.

- **reducción de la evapotranspiración ET** (*se define como la cantidad de agua del suelo que vuelve a la atmósfera como consecuencia de la evaporación y de la transpiración de las plantas*).

En áreas urbanas debido a la pérdida de vegetación para el sellado del suelo, el asfalto, las superficies de hormigón y los tejados, combinados con el tráfico urbano, provocan un aumento de las temperaturas conocido como la "isla de calor urbana" (Früh et al., 2011).

Dos autores (Alexandri and Jones, 2008), examinaron las características climáticas de nueve ciudades, tres geometrías de disposición de edificios, dos orientaciones y dos direcciones de viento.

Según estos autores existe un importante potencial de reducción de las temperaturas urbanas en las inmediaciones de los edificios, tanto paredes como techos, cuando están cubiertos de vegetación. Verificaron como la temperatura del aire a nivel del techo puede alcanzar hasta 26 °C de máxima y 12,8 °C promedio diurnos, mientras que en las proximidades disminuye hasta 11,3 °C de máxima y promedio 9,1 °C durante el día. Así que,

según ellos al ser más cálido y seco el clima, mayor es el efecto de la vegetación en las temperaturas urbanas. Por lo tanto, es muy importante incluir los parques y áreas verdes en la fase de diseño de las áreas urbanas (Früh et al., 2011).

## 2. SISTEMAS DE DRENAJE URBANO SOSTENIBLE (SUDS)

En las zonas urbanas se producen constantemente graves problemas de inundación y degradación de los cauces naturales (ríos, acequias, etc.) como consecuencia de la impermeabilización extensiva de estas zonas y del deterioro del sistema de recogida de aguas pluviales, lo que produce una grave deficiencia en la gestión del caudal de las aguas pluviales, tanto en volumen como en calidad.

Los entornos urbanos han sido desnaturalizados por los sistemas de drenaje convencionales, diseñados con la idea de que el agua era un problema del que había que deshacerse lo antes posible. Siguiendo esta filosofía, las ciudades se han llenado de áreas impermeables para el rápido flujo y eliminación de agua y se han agotado de áreas verdes, con la consecuente pérdida de ecosistemas existentes antes del desarrollo urbano (Perales-Momparler et al., 2014).

La necesidad de afrontar este reto desde una perspectiva diferente a la tradicional, que combine aspectos hidrológicos, medioambientales y sociales, está favoreciendo un rápido aumento a nivel mundial del uso de Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SuDS), también conocido en la literatura con diferentes nomenclaturas.

A continuación se presentan algunas de las diversas nomenclaturas por las que se conocen los SuDS, en función de la literatura (Conama, 2018b):

- Stormwater Best Management Practices (BMPs/ Estados Unidos y Canada/ 1972);
- Low Impact Development (LID/Norte América y Nueva Zelanda/ 1977);
- Techniques alternatives (TA/ Francia / 1981);
- Alternativen zur Re-genwasserableitung (-/ Alemania/ 1990);
- Water Sensitive Urban Design (WSUD/ Australia/ 1992);
- Sustainable Urban Drainage Systems (SuDS/ Reino Unido/ 1997);
- Técnicas Compensatorias de Infiltración- Retención (TECIR/España/1995);
- Infraestructura Verde (en inglés, *Green Infrastructure- GI*);
- Soluciones Basadas en la Naturaleza (SBN)
- Técnica de drenaje urbano sostenible (TEDUS).

Como se mencionó en el Congreso Nacional del Medio Ambiente 2018 (Conama, 2018a), los Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SuDS) son «técnicas de gestión de aguas pluviales y planeamiento urbano que persiguen reproducir y/o restituir los procesos hidrológicos previos al desarrollo urbanístico (infiltración, filtración, almacenamiento, laminación, evapotranspiración), integrando estratégicamente elementos de control de escorrentía en el paisaje urbano».

Estos sistemas de drenaje de agua superficial, se caracterizan para atenuar el flujo de agua y retenerlo, y han sido concebidos siguiendo las pautas del desarrollo sostenible. La incorporación progresiva a las masas hídricas receptoras permite que las aguas son cosechadas para el abastecimiento urbano y retenidas para apoyar a los acuíferos cercanos, a las vías fluviales vecinas y a la flora circundante, incorporando sistemas naturales de depuración que mejoran la calidad ambiental de la ciudad (García and Thomas, 2014).

## 2.1 Beneficios de los SuDS

Los SuDS pretenden simular, en cierto sentido, el comportamiento natural de la cuenca hidrológica, respetando y reforzando las directrices legales a nivel nacional (español) y europeo. Además, mejoran el estado de las masas de agua, pueden contrarrestar inundaciones y sequías, y tienen como objetivo mitigar el impacto del cambio climático (por ejemplo, con pozos de CO<sub>2</sub>). La reutilización del agua de lluvia en las técnicas SUDS, permite consumir un menor volumen de agua para las plantas de tratamiento con el consiguiente menor bombeo, y todo ello reduce el consumo energético en el ciclo urbano del agua.

Los SUDS también juegan un papel importante desde el punto de vista del ecosistema; la extensión de áreas verdes, como parques y jardines, de hecho, ayuda a preservar la biodiversidad de la flora y la fauna. Los Suds reducen el flujo que termina siendo recibido en colectores, tanques o plantas de tratamiento, a parte de reducir el arrastre de sólidos que a menudo son descargados en el medio receptor sin el tratamiento adecuado. Pueden ser definidos como parte de la infraestructura de la vegetación urbana y son totalmente compatibles con los sistemas tradicionales de gestión de aguas pluviales urbanas.

Estas técnicas de drenaje aportan beneficios a la economía, al medio ambiente y a la sociedad con vistas a una visión sostenible. Desde un punto de vista económico, la reducción de las escorrentías implica una mayor resistencia a las instalaciones existentes, permitiendo una gestión más eficaz de las cantidades de flujo de las aguas urbanas. La gestión, control y recuperación de la calidad del agua de lluvia, permite combatir la contaminación difusa protegiendo así el medio ambiente. La valorización de la ciudad a través de la recalificación de los espacios verdes y el progreso de la biodiversidad del ecosistema urbano hacen que estas técnicas aumenten el valor del paisaje urbano, lo que supone un enriquecimiento para toda la sociedad (Conama, 2018a).

En resumen, las dos principales ventajas de los SUDS son la capacidad de controlar la cantidad de agua y, al mismo tiempo, gestionar la contaminación (Debo and A.J., 1995). El control de las cantidades de agua genera una reducción de las puntas de caudal debido a la impermeabilización urbana del suelo.

Como consecuencia de la reducción de los picos de caudal se reducen también los posibles problemas de capacidad hidráulica de los sistemas de saneamiento (Anta et al., 2012).

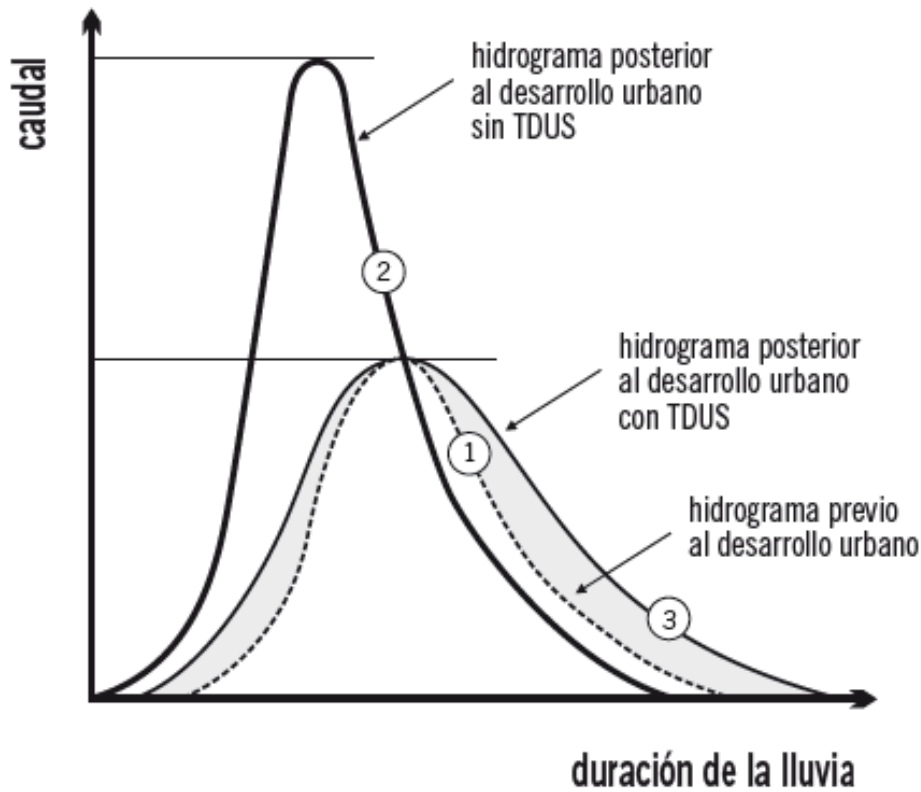


Figura 4 - Respuesta hidrológica de una cuenca urbana que dispone de TDUS tradicionales (Anta et al., 2012).

En la Figura 4 se comparan 3 curvas de una cuenca de drenaje urbano. La curva número 1 representa la situación antes de la urbanización; la número 2 después de la urbanización, pero sin TDUS (SuDS) y la curva número 3 representa un área urbanizada, pero con la adición de TDUS para el control de puntas y protección frente inundaciones. La figura muestra las diferencias entre las curvas número 1, (hidrograma antes de la urbanización), con la número 3, (hidrograma después de la urbanización con la aplicación de TDUS) y se puede ver que, al mismo caudal máximo, la curva número 3 tiene un área sombreada que indica un aumento en el volumen y duración de las precipitaciones debido a la urbanización.

## 2.2 Criterios de selección

Existen muchos SuDS con diferentes características hidráulicas que pueden ser utilizados en un sitio urbano específico para asegurar una reducción en las tasas de flujo meteórico y por lo tanto implementar un drenaje sostenible. La elección de la intervención de SuDS tendrá que ser orientada por una evaluación que considere (Masseroni et al., 2018):

- **el tipo de sistema adoptado**
- **el contexto geomorfológico:** en particular, el estudio geológico de las nuevas intervenciones deberá evaluar la estructura hidrogeológica superficial y subterránea (evaluación de la tasa de percolación del agua), la idoneidad del emplazamiento para el uso de sistemas de infiltración y evaporación, los sistemas vegetados y los sistemas de depósitos subterráneos;
- **el paisaje y el sistema natural.**

## 2.3 Clasificaciones de los SUDS

En cuanto a las técnicas de drenaje sostenible SUDS, existen muchas clasificaciones, con diferentes terminologías según los autores que las proponen. (Temprano González et al., 1996) sugieren dos clasificaciones, según el grado de intervención de la estructura en la red y según el lugar del sistema de alcantarillado donde se apliquen.

La clasificación según en el grado de intervención de la estructura en la red, a su vez, está dividida *en medidas no estructurales* y *en medidas estructurales*.

Las *medidas no estructurales* son aquellas que no precisan ni actuación directa sobre la red, ni la construcción de infraestructura alguna, por eso no requieren inversiones elevadas. Por ejemplo, consisten en: limpieza de las calles, programas de educación pública, programas de gestión de residuos, control de fertilizantes y pesticidas, control de la erosión del suelo, control de la escorrentía, etc.

Las *medidas estructurales* son aquellas que supongan la construcción de obras adecuadas para contrarrestar la escorrentía o la adopción de criterios urbanísticos *ad hoc*.

La otra clasificación propuesta por (Temprano González et al., 1996), según el lugar donde se apliquen, se divide en *control en origen*, y *control aguas abajo*.

El *control en origen* se refiere a aquellas medidas que se aplican a elementos del sistema de drenaje previamente a su incorporación a la red de saneamiento.

Estas técnicas incluyen:

- **Técnicas que reducen el caudal o volumen total de la escorrentía que entra en el sistema de alcantarillado.**

Son técnicas preventivas que permiten evitar los efectos de la impermeabilización de las cuencas, tanto en caudales y volúmenes de agua como en contaminación, en muchos casos, realizan algún tratamiento sencillo de las aguas antes del vertido al medio. Estas técnicas se aplican:

- desviando parte de las aguas hacia sistemas que permitan o faciliten la infiltración en el suelo (zanjas drenantes, depósitos de retención, etc.),
- haciendo que el flujo atraviese medios porosos (pavimentos porosos, depósitos de filtración en lecho de arena, etc.) que retrasan y aplanan el hidrograma que luego puede ser introducido a la red;
- acumulando agua en calles, aparcamientos o tejados.

- **Técnicas de prevención de la contaminación que reducen la cantidad de contaminantes que entran en el sistema y acaba llegando al medio receptor.**

Son técnicas sencillas de control basadas en tratamientos físicos o biológicos (naturales) que incluyen: limpieza de las calles, programas de educación pública, programas de gestión de residuos, control de fertilizantes y pesticidas en jardinería, control de la erosión del suelo (solares, parcelas en construcción, etc.), control de la escorrentía de zonas comerciales e industriales, limpieza de alcantarillado.

El *control agua abajo* incluye aquellas medidas que se aplican al final de una gran cuenca, en una subcuenca de saneamiento o drenaje, o en una estación depuradora de aguas residuales (EDAR). Estas instalaciones suelen ser técnicas paliativas, y suelen utilizarse cuando se decide no intervenir en el interior de las subcuencas y implican disponer de infraestructuras con más capacidad de almacenamiento que las de control en origen. Las técnicas aguas abajo algunas veces, incorporan procesos de tratamiento que suelen ser modificaciones o adaptaciones de procesos convencionales, por ejemplo: los procesos fisicoquímicos, la flotación, el uso de equipos de pretratamiento, que normalmente precisan energía eléctrica, llegando incluso al uso de sistemas biológicos como los biofiltros o a sistemas de desinfección como los rayos ultravioletas.



**CONTROL Y TRATAMIENTO  
EN ORIGEN**

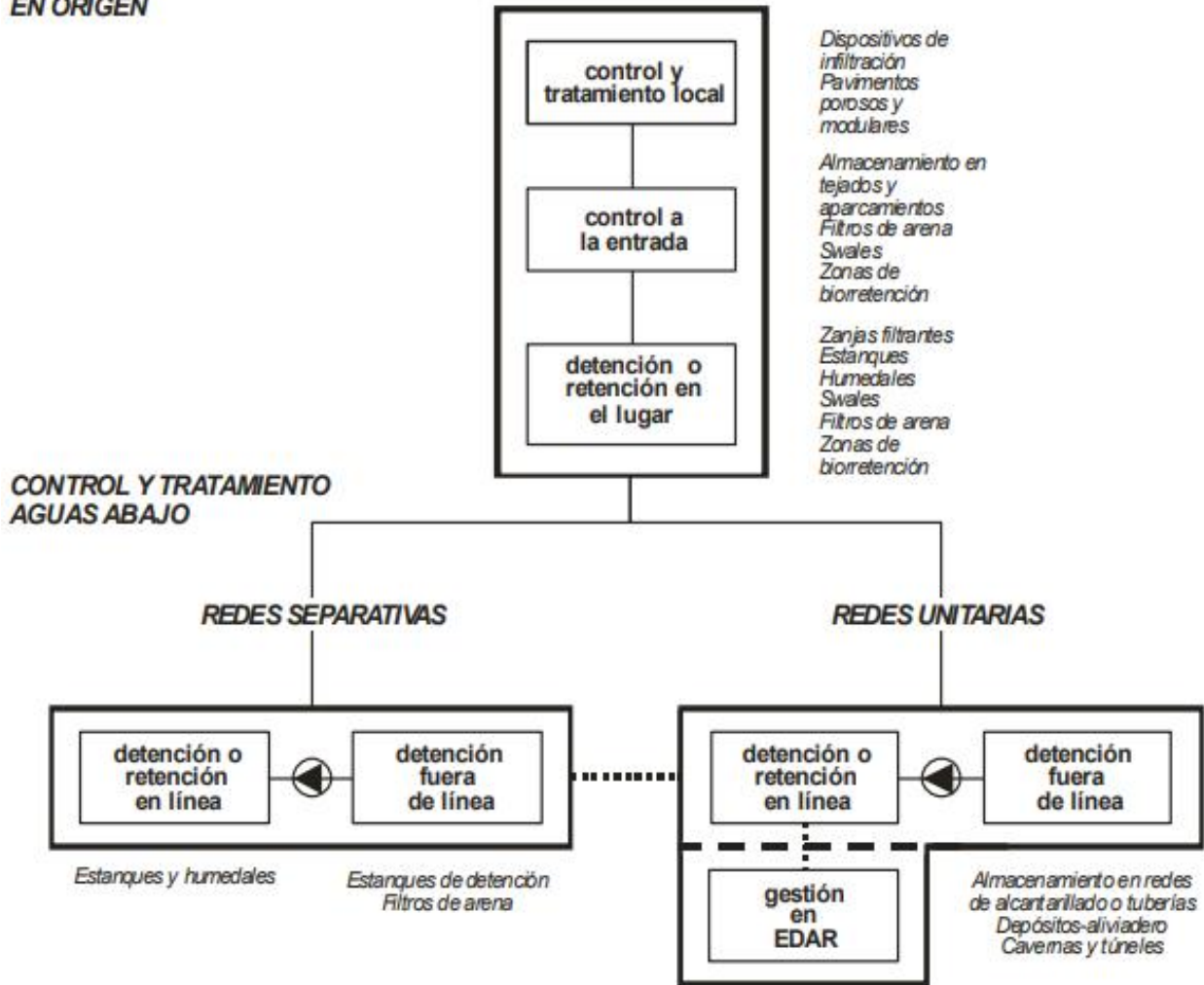


Figura 5 - Clasificación de TDUS (adaptada de Sthare y Urbonas, 1990). Fuente (Suárez, 2008).

Dentro de las clasificaciones de los TDUS (SuDS) es posible hacer una distinción entre sistemas con «detención» y sistemas con «retención» del agua.

La detención hace referencia al almacenamiento temporal de la escorrentía con objeto de reducir las descargas punta (aplanan y expanden el hidrograma de entrada), tras este corto periodo de tiempo el agua es conducida hacia cursos de agua naturales o artificiales (alcantarillado) para que continúe el ciclo hidrológico. Las instalaciones de detención se diseñan para vaciarse completamente después de la lluvia y un ejemplo de este tipo de estructura está representado por los depósitos de regulación de una red de alcantarillado (Suárez, 2008).

La retención se refiere a los procedimientos en los que el agua de escorrentía se almacena durante un periodo de tiempo superior y su siguiente incorporación al ciclo

hidrológico se realiza por infiltración, percolación o evapotranspiración (zanjas o depósitos de infiltración) y no de forma directa a los cursos de agua. Sin embargo, ocasionalmente, en los sistemas de retención, el agua es reenviada a un cauce o conducto aguas abajo por un desagüe controlado. En general, en las técnicas de control en origen se intenta conseguir retención, mientras en los sistemas aguas abajo se suele utilizar detención (Suárez, 2008).

Como se mencionó anteriormente, existen numerosas clasificaciones con respecto a las técnicas de SuDS.

En los cuadros siguientes se proponen dos clasificaciones que ofrecen una visión general de la nomenclatura de las distintas estructuras: la propuesta por (Hernández, 2008) y la propuesta por (Sabau, 2017).

Categoría dentro del drenaje sostenible		Técnica de drenaje sostenible
A. Medidas preventivas		1. Legislación
		2. Formación
		3. Inversión
Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS)	B. Sistemas de infiltración	4. Superficies permeables
		5. Pozos de infiltración y zanjias de infiltración
		6. Depósitos de infiltración
	C. Sistemas de captación y transporte	7. Drenes filtrantes o drenes franceses
		8. Cunetas verdes
		9. Franjas filtrantes
	D. Sistemas de tratamiento pasivo	10. Depósitos de detención
		11. Estanques de retención
		12. Humedales artificiales

Figura 6 - Clasificación propuesta de técnicas de drenaje sostenible (Hernández, 2008).

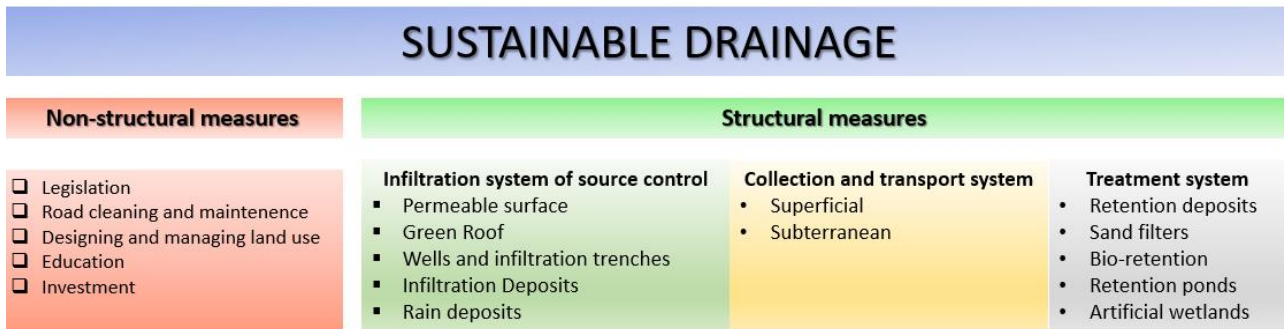


Figura 7 - Clasificación SUDS propuesta por (Sabau, 2017), propia reelaboración.

## 3. HIDROLOGÍA, HIDRÁULICA Y CALIDAD EN TÉCNICAS DE DRENAJE URBANO SOSTENIBLE

### 3.1 Hidrología e hidráulica en técnicas de drenaje urbano sostenible

A diferencia de otros Países (Reino Unido y Estados Unidos), España no dispone de manuales específicos para el diseño de «infraestructuras verdes». Entre las únicas directrices hay las proporcionadas por el CEDEX (Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas), con la publicación *Gestión de las aguas pluviales. Implicaciones en el diseño de los sistemas de saneamiento y drenaje urbano* (Puertas et al., 2008), y por empresas especializadas y grupos de investigación.

El diseño de un pavimento permeable debe cumplir principalmente dos criterios: hidrológico-hidráulico y estructural.

El criterio hidrológico-hidráulico se refiere a la gestión de un determinado evento de precipitación, mediante el drenaje controlado de las cantidades de lluvia caídas, en un tiempo de 24-48 horas. Los criterios estructurales, por su parte, se refieren a la gestión de las cargas que pueden pesar sobre el pavimento permeable construido.

Para poder realizar un diseño hidráulico-hidrológico de una superficie permeable, son necesarios dos parámetros básicos: la lluvia de cálculo y el volumen de agua afluente que recoge el pavimento.

La lluvia de cálculo se puede conseguir mediante los valores de precipitaciones máximas y curvas IDF (Intensidad-Duración-Frecuencia), o siquiera por los datos de la serie histórica de eventos.

El volumen de agua afluente que recoge el pavimento permeable, se constituye por la precipitación directa que cae sobre el pavimento, más el flujo movilizado sobre la superficies impermeables adyacentes que drenan hacia la estructura mientras en el caso de cuencas pequeñas, se puede cuantificar el escurrimiento con la aplicación del Método Racional (Haubner, 2001).

Según (Woods-Ballard et al., 2007), el diseño hidráulico-hidrológico de pavimentos permeables debe tener en cuenta cuatro aspectos:

- **Estimar las características de percolación de la capa de pavimento.**

La capacidad de percolación de la capa de pavimento no suele ser un factor limitante en el diseño, ya que en general es al menos un orden de magnitud superior a la intensidad máxima de precipitación esperada.

Es importante tener presente que la capacidad de percolación no se mantendrá constante en el tiempo, sino que disminuirá progresivamente hasta estabilizarse debido a la colmatación, por lo que debemos tener en cuenta un factor de seguridad sobre la capacidad de percolación, que según (Woods-Ballard et al., 2007) es igual a 10. Este factor está estrechamente relacionado con el clima, con la topografía de la zona de aplicación y con el mantenimiento de la infraestructura.

- **Determinar el volumen de almacenamiento (proporcionado por los poros de la sub-base) para alcanzar tasas de rendimiento adecuadas.**

La capacidad de almacenamiento en el propio pavimento, depende directamente de las características del régimen de precipitación, de la capacidad de infiltración al terreno subyacente, de la capacidad del drenaje complementario y del área drenada al propio pavimento, y está directamente relacionada con el espesor de cada una de las capas del pavimento y sus respectivos índices de huecos (Woods-Ballard et al., 2007).

- **Estimar la necesidad, y en su caso cuantificar, la capacidad del drenaje longitudinal adicional.**

Cabe destacar que aunque no existen directrices estandarizadas en cuanto a la capacidad con que deben diseñarse los desagües, que vehiculan la salida del agua desde el pavimento permeable al punto de vertido, suelen estar proyectados para caudales no superiores a 5 l/s/ha (Woods-Ballard et al., 2007).

- **Analizar la respuesta del pavimento ante eventos extremos de precipitación.**

En cuanto a los eventos extremos de precipitación, las superficies permeables construidas están diseñadas de tal manera que evitan las inundaciones superficiales y, por lo tanto, mitigan estos fenómenos extremos; sin embargo, debe verificarse a partir de qué cantidad de precipitaciones extremas el sistema de drenaje ya no es capaz de realizar su función adecuadamente. A este respecto, en *Manual de Drenaje Sostenible de la ciudad de Portland*, (PORTLAND, 2008), hay como criterio de extremos donde el pavimento está correctamente diseñado para almacenar, sin formación de escorrentía superficial, el volumen de la tormenta de 10 años de periodo de retorno y duración 24 horas, y que se infiltre (o se evacue si la infraestructura cuenta con desagües) en menos de 30 horas.

### 3.1.1 Volumen de almacenamiento

Tras haber hecho un breve resumen de los cuatro aspectos fundamentales, relativos al diseño hidráulico-hidrológico de una superficie permeable, es necesario analizar uno con mayor profundidad: el volumen de almacenamiento.

Existen varios métodos para determinar el volumen de almacenamiento y dimensionar la estructura. En Estados Unidos se utiliza el «Criterio Unificado de Diseño» (Haubner, 2001), basado en el volumen que es necesario gestionar, relacionado con la cantidad y calidad del agua. El Criterio Unificado de Diseño, tiene como objetivos principales: la protección frente a inundaciones extremas, la protección de llanuras, la protección de cauces y la calidad del agua.

Entre otros criterios de referencia figura el propuesto por (Hirshman and Kosco, 2008), basado sobre la recarga de acuíferos y la reducción de escorrentía, que tiene como objetivos: la protección de avenidas, la protección de llanuras (pequeñas tormentas), la protección frente a avenidas extremas (grandes tormentas), la protección de cauces, la calidad del agua, la recarga de acuíferos y/o reducción de escorrentía.

En lo que se refiere a la calidad del agua, se debe hacer referencia a un parámetro básico de diseño del volumen de almacenamiento: el *Water Quality Volume* - *WQV*, en español «Volumen de Calidad de Agua». El *WQV* se define como el volumen de la escorrentía asociada a la lluvia de percentil 90% de la serie de precipitaciones del año medio (Hirshman and Kosco, 2008). Este valor corresponde aproximadamente a 25,4 mm (una pulgada) por lo que también se conoce como «regla de la pulgada». Por año medio de precipitaciones se entiende el año hidrológico en el que no hay lluvias extraordinarias de periodos de retorno elevados.

Diversos estudios llevados a cabo en ciudades estadounidenses demuestran que tratando una pulgada de precipitaciones se captura del orden del 85 % - 90 % de la escorrentía anual. Estos valores implican una reducción de la contaminación vertida hacia el medio receptor, en términos de sólidos en suspensión totales, de entre 80 % y 90 % (Suárez-López et al., 2016).

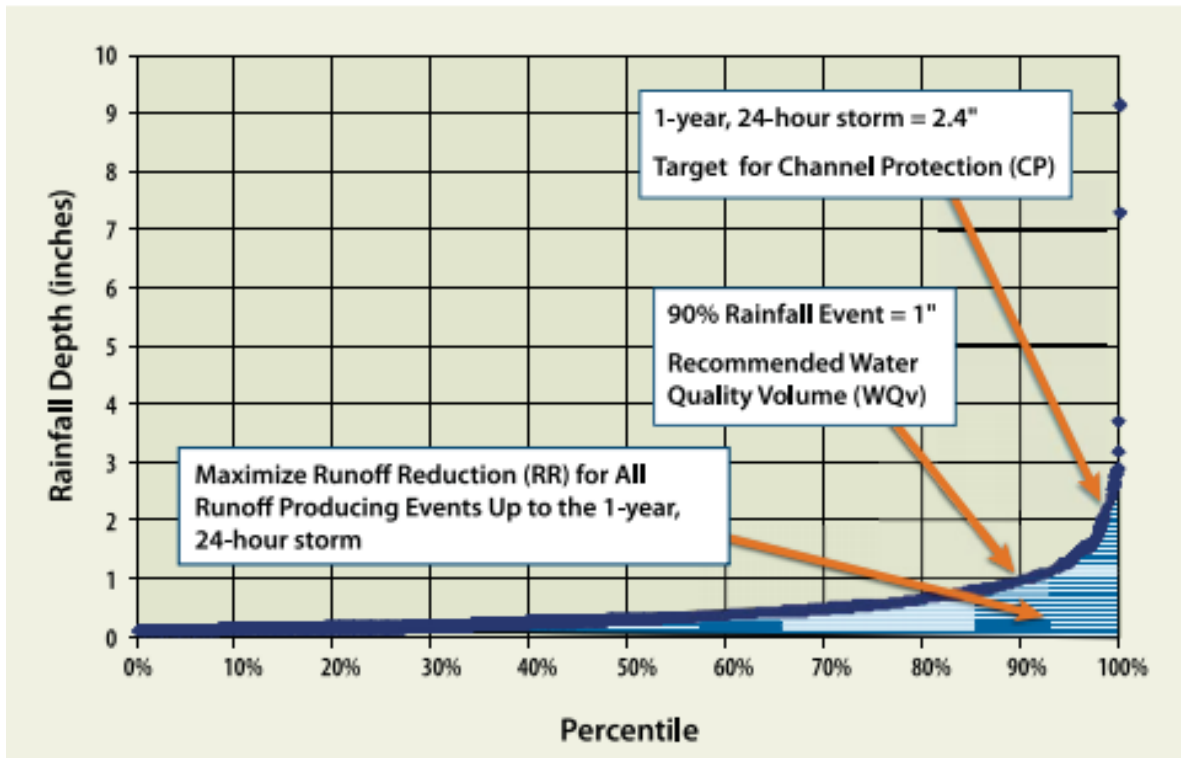


Figura 8 - Distribución de frecuencias de lluvias de la ciudad de St. Paul, Minneapolis (1971-2000), con varios eventos de precipitaciones notables identificados (adaptado de MSSC, 2005), (Hirshman and Kosco, 2008).

La Figura 8 revela un ejemplo de un espectro de frecuencia de lluvia típico y muestra el porcentaje de eventos de lluvia que son iguales o menores a la profundidad de lluvia indicada. Como se evidencia, la mayoría de los eventos de tormenta son relativamente pequeños, pero hay un punto de inflexión ascendente que ocurre en aproximadamente 1 pulgada de lluvia (90% de lluvia). El 90% de la profundidad de las precipitaciones es la norma recomendada para el Volumen de Calidad del Agua (WQV).

### 3.2 Calidad en técnicas de drenaje urbano sostenible

Las actividades urbanas son responsables de la contaminación de las escorrentías urbanas generadas en tiempo de lluvia y causan niveles de contaminación similares a los de un agua residual tratada (Figura 10). Estas actividades pueden generar una amplia gama de contaminantes en la escorrentía, como:

- Demanda Química de Oxígeno (DQO)
- Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO5)
- Sólidos Suspendidos Totales (SST)
- Total Fósforo (P)
- Total Nitrógeno (N)
- Plomo (Pb)
- Cobre (Cu)
- Zinc (Zn)
- Bacterias Coliformes

Contaminante	Escorrentía urbana		Agua residual urbana		
	Red separativa		Pre-tratamiento		Post-tratamiento
	Rango	Valor típico	Rango	Valor típico	Valor típico
DQO (mg/l)	10-275	75	250-1.000	500	80
SST (mg/l)	20-2.890	150	100-350	200	20
P total (mg/l)	0,02-4,30	0,36	36-630	8	2
N total (mg/l)	0,4-20	2	20-85	40	30
Pb (mg/l)	0,01-1,20	0,18	0,02-0,94	0,1	0,05
Cu (mg/l)	0,01-0,40	0,05	0,03-1,19	0,22	0,03
Zn (mg/l)	0,01-2,90	0,02	0,02-7,68	0,28	0,08
Coliformes por 100 ml	400-50.000		$10^6$ - $10^8$		200

Figura 9 - Comparación de parámetros de calidad de un agua de escorrentía urbana respecto a un agua residual urbana (U.S. EPA, 1986), desde (GARCÍA HABA, 2012).



PARÁMETRO	AGUA RESIDUAL URBANA (mg/l)	ESCORRENTÍA SUPERFICIAL (mg/l)	REBOSE ALCANTARILLADO UNITARIO (mg/l)	REBOSE ALCANTARILLADO UNITARIO Promedsu (mg/l)	EFLUENTE EDAR (mg/l)	NORMATIVA 91/271/CEE (mg/l)	MEDIO NATURAL (mg/l)
SS	220	190	425	505	35	35	-
DBO5	220	11	90	270	25	25	5
DQO	500	85	380	582	125	125	-
N AMONICAL	25	1,45	6	12	-	-	1
Pb	0,11	0,21	0,25	0,12	10-15	10	-
Zn	0,43	0,3	0,87	0,35	-	1	-
ACEITES	100	0,4	-	-	-	-	-

Figura 10 – Comparación de cargas de contaminación de las aguas residuales, aguas de escorrentía superficial, rebose de alcantarillado unitario y efluente de Estación Depuradora (Puertas et al., 2008).

Cuando el agua de lluvia entra en contacto con el suelo, especialmente con la superficie impermeable de la carretera, lava la superficie, arrastrando una alta concentración de contaminantes que luego fluyen hacia la red de colectores de la ciudad, generalmente unitaria, en la mayoría de los municipios españoles.

Según (Andrés-Doménech et al., 2010), hay dos tipos de contaminación, en función del origen y de la localización: una contaminación puntual y una contaminación difusa.

La contaminación puntual es la producida en un medio a través de un colector o canal en un lugar concreto, cuya localización y origen pueden determinarse fácilmente. Se define contaminación difusa la contaminación producida en la superficie de las cuencas urbanas, ya que su origen y localización corresponde a zonas muy amplias y de difícil acotación.

Según (USEPA, 1994), la escorrentía urbana es una de las principales fuentes de contaminación difusa de los recursos hídricos. Las sustancias que pueden ser movilizadas desde la superficie hacia la red de colectores pueden clasificarse en (Andrés-Doménech et al., 2010):

- **Sedimentos** (entre los cuales se hallan los sólidos en suspensión). Su importancia radica en que frecuentemente, el resto de contaminantes están asociados a ellos.
- **Sustancias con demanda de oxígeno** (midiéndose directamente a través del O<sub>2</sub> disuelto o bien indirectamente como DBO<sub>5</sub>, DQO y COT).
- **Organismos patógenos**
- **Nutrientes** (carbono, nitrógeno, fósforo).
- **Metales pesados** (Plomo, Cobre y Cinc).
- **Otras sustancias tóxicas** (hidrocarburos, pesticidas...).

Cabe señalar que la mayor porción de la masa total de contaminación movilizada durante un evento de lluvia importante, es la transportada por las primeras aguas del hidrograma que llega a una determinada sección de la cuenca y en la literatura anglosajona este fenómeno es conocido como primer lavado, o *first flush*. En el fenómeno de primer lavado (first foul flush), altas concentraciones de sólidos, y contaminantes asociados, se observan dentro del flujo de alcantarillado al inicio del suceso de tormenta (Seco and Gómez, 2013).

Como se puede ver en el gráfico ante el paso de sólo el 15 % del caudal ya se tiene más del 80 % de la carga total de sólidos transportados por el agua.

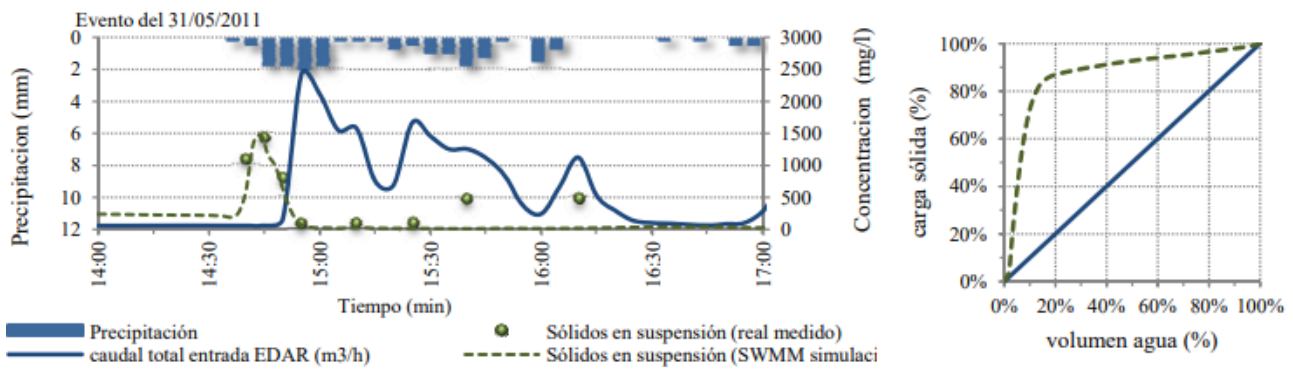


Figura 11 - Sedimento grama real y simulado mediante SWMM 5.0 y Curvas doble masa acumulada (Seco and Gómez, 2013).

## 4. CRITERIOS DE DISEÑO

Como se indica en el Manual de los SUDS - CIRIA (Woods Ballard et al., 2015), hay cuatro categorías principales de beneficios que pueden ser conseguidos por SuDS: cantidad de agua, calidad del agua, amenidad y biodiversidad. Estos son los cuatro pilares del diseño de los SuDS.

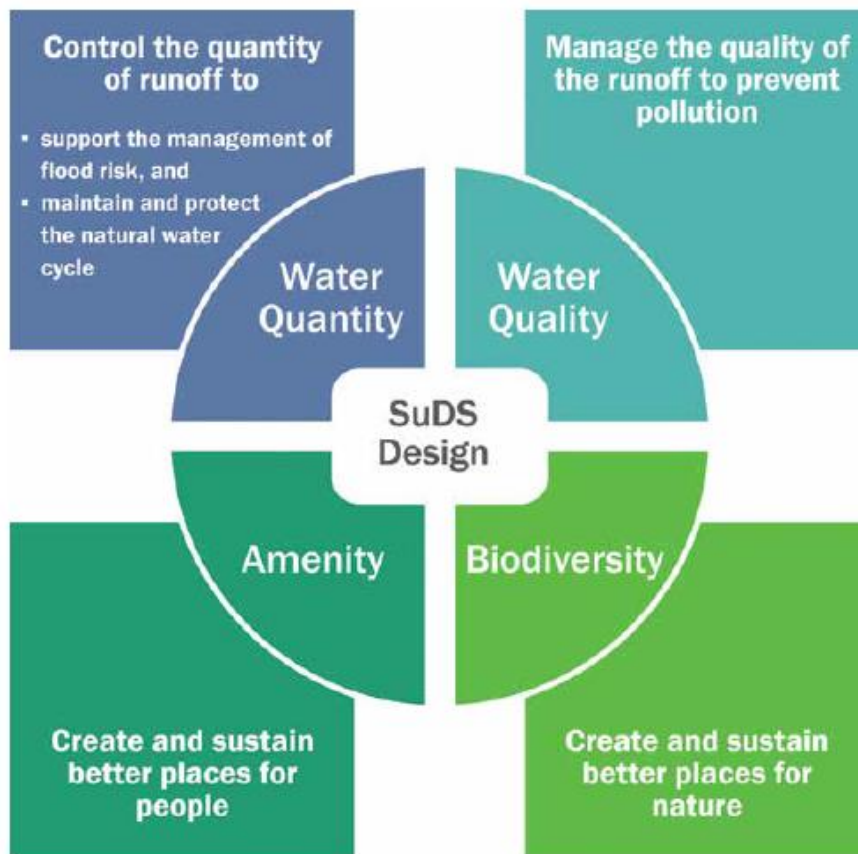


Figura 12 - Los cuatro pilares de los SUDS (Woods Ballard et al., 2015).

El control de la cantidad de escorrentía es importante, para apoyar la gestión del riesgo de inundación y mantener y proteger el ciclo natural del agua; el control de la calidad del agua, para gestionar la escorrentía y para prevenir la contaminación. La amenidad y la biodiversidad significan la creación y el mantenimiento de mejores lugares para las personas y desde un punto de vista ambiental.

El proceso de diseño de la SuDS sigue, en general, cuatro etapas:

- 1- Establecer objetivos estratégicos de gestión de las aguas superficiales
- 2- Diseño conceptual (diseño y maquetación inicial)
- 3- Diseño del contorno (dimensionamiento y optimización)
- 4- Diseño detallado (esquema de pruebas y finalización)

Los *Objetivos Estratégicos* de esta primera fase (Strategic surface water management objectives -SWM), son los siguientes:

- gestión del riesgo de inundación
- gestión de la calidad del agua
- planificación comunitaria, social y de ocio
- requisitos de biodiversidad
- organismos encargados de mantenimiento a largo plazo para el SuDS propuesto (por ejemplo, normas, criterios y/o directrices).
- requisitos de adaptación al cambio climático/resiliencia al clima
- limitaciones del suministro de agua.

La segunda etapa del proceso de diseño de SuDS es el *Diseño Conceptual*. El resultado clave de esta etapa es identificar y evaluar los posibles componentes y vínculos de SuDS, en el desarrollo de Plataformas de gestión (Management Trains), para cada área del sitio. Los puntos clave de este proceso son los siguientes:

- definir las características del sitio
- definir las características de desarrollo
- identificar los puntos de descarga factibles
- definir las subcuencas de aguas superficiales y las rutas de flujo
- seleccionar los componentes de Suds para el *Management Trains*
- optimizar el *Management Trains*

La tercera etapa del diseño de SuDS es el *Diseño de Contorno* (diseño estructural), que debe desarrollarse junto con el trazado y el diseño acordados de la urbanización, y las características paisajísticas y constructivas.

Los pasos clave en el diseño del contorno son:

- tamaño de los componentes SUDS a escala de obra
- desarrollar el diseño a escala de subcuenca
- comprobar la viabilidad del diseño

La cuarta etapa del diseño de SuDS es *el Diseño Detallado*, que debe refinar el diseño de SuDS de acuerdo con el diseño de desarrollo final, determinando el tamaño, los detalles para los planos finales y la documentación que se presentará para la aprobación de la planificación, la aprobación de los drenajes y a los contratistas con fines de cálculo de costos. El diseño debe ser refinado y finalizado por una prueba de rendimiento hidráulico, verificando los criterios y normas de diseño acordados (cantidad de agua, calidad del agua, amenidad y biodiversidad).

## 4.1 Cubiertas verdes

Los techos verdes son áreas de vegetación viva, instaladas en la parte superior de los edificios, por el beneficio visual, el valor ecológico, la mejora del rendimiento de los edificios y la reducción de la escorrentía de las aguas superficiales. Los tipos de tejados verdes se pueden dividir en dos categorías principales (Woods Ballard et al., 2015):

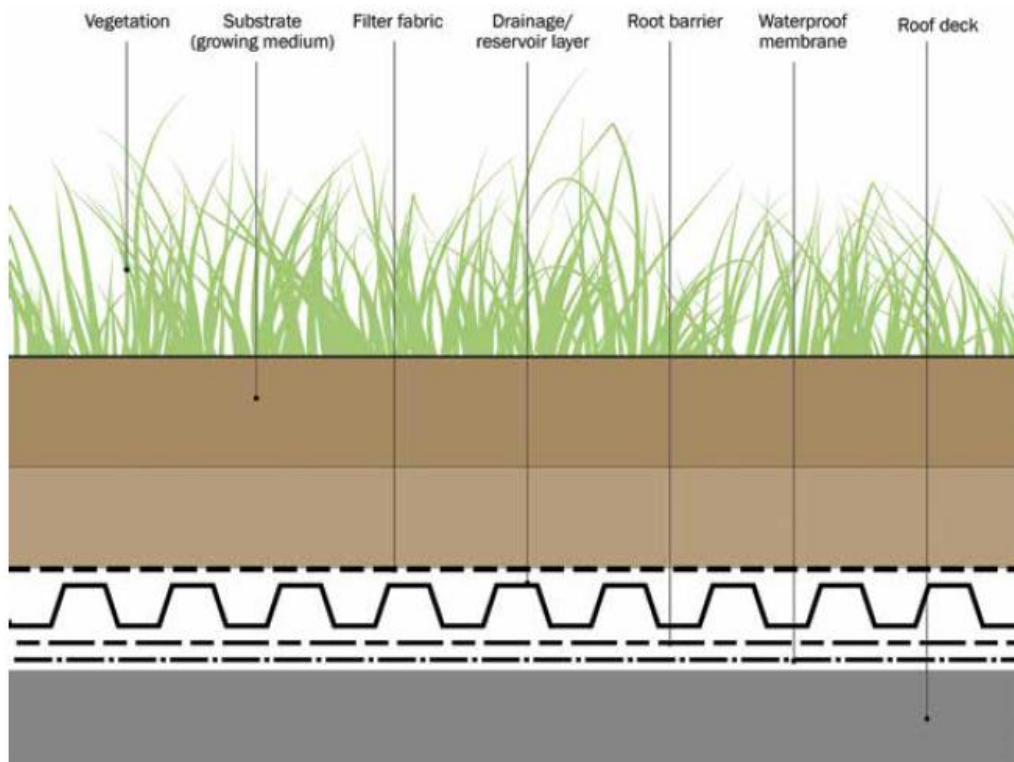
1. Los *techos extensivos*, tienen una baja profundidad de sustrato (y por lo tanto una baja carga sobre la estructura del edificio), una plantación sencilla y bajos requerimientos de mantenimiento; tienden a no ser accesibles.

2. Los *tejados intensivos* (o jardines de tejado) tienen sustratos más profundos (y por lo tanto cargas más altas en la estructura del edificio) que pueden soportar una amplia variedad de plantaciones pero que tienden a requerir un mantenimiento más intensivo; en general son accesibles.

Hay otro tipo de techo llamado "techo azul", *blue roof*. Un techo azul es un diseño de techo que tiene la intención explícita de almacenar agua. Este almacenamiento puede ser diseñado como almacenamiento de atenuación (con agua liberada de manera controlada), como almacenamiento para uso como riego (potencialmente de áreas de techos verdes adyacentes), como

almacenamiento de agua de enfriamiento (para uso en la reducción de la temperatura del techo en días calurosos, o para uso interno de planta de enfriamiento) o para uso no potable dentro del edificio, y/o para oportunidades recreativas (Woods Ballard et al., 2015).

Aunque los techos verdes son generalmente más caros que los techos convencionales para construir y mantener, pueden proporcionar muchos beneficios a largo plazo. El conjunto de la cubierta vegetal debe ser compatible y estar diseñado para proteger los materiales impermeabilizantes subyacentes del techo. La vida útil de la impermeabilización del techo se puede prolongar protegiéndola de daños mecánicos, protegiéndola de la radiación ultravioleta y amortiguando las temperaturas extremas.



*Figura 13 - Sección que muestra los típicos componentes del techo verde (Woods Ballard et al., 2015).*

Los techos verdes pueden mejorar el rendimiento térmico de los edificios, reduciendo potencialmente los costos de energía de los edificios, debido a que las plantas y el sustrato enfrían el techo a través de la evapotranspiración durante los meses de verano. Ayudarán a combatir el efecto de «isla de calor urbano» donde hay un número suficiente de personas en

un área urbana, además a contribuir a mejorar la calidad del aire mediante la captación de partículas de polvo.

Los componentes constitutivos de un techo verde varían según el tipo, sin embargo, en las Figuras 13 y 14 se destacan los elementos fundamentales.

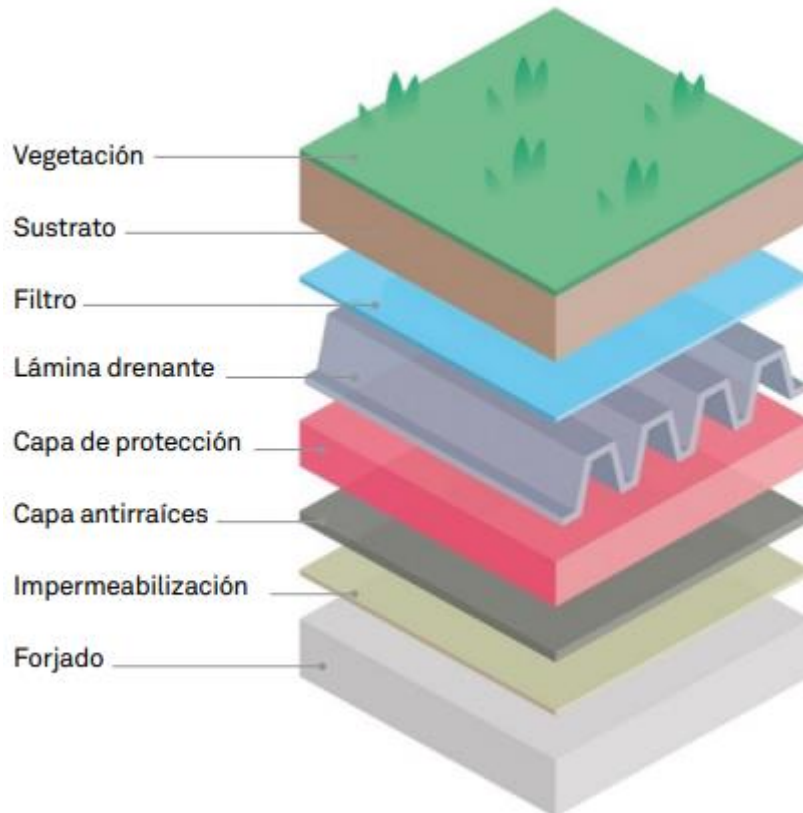


Figura 14 - Capas que componen una cubierta verde (Contreras et al., 2015).

A continuación se presenta un análisis más detallado de las diferencias entre los techos verde extensivos y los tejados verdes intensivos según (Woods Ballard et al., 2015).

Los techos verde extensivos son sistemas que cubren toda el área del techo con plantas resistentes, de crecimiento lento, tolerantes a la sequía y de bajo mantenimiento (por ejemplo, musgos, suculentas, hierbas, pastos), a menudo mejoradas con flores silvestres. Sólo se accede a ellos para el mantenimiento y pueden ser planas o inclinadas.

Los tejados verdes extensivos comprenden normalmente un medio de cultivo de 20-150 mm de grosor y pueden dividirse en sistemas de «una sola capa» (que consisten en un solo medio diseñado para drenar libremente y apoyar el crecimiento de las plantas) y sistemas de «varias capas» que incluyen tanto una capa media de cultivo como una capa de

drenaje subyacente separada. Son livianos y de bajo costo de mantenimiento, y pueden ser utilizados en una amplia variedad de lugares con una intervención mínima.

**Los tejados verdes intensivos** (o jardines en el tejado), están diseñados para mantener entornos paisajísticos más complejos que pueden proporcionar altos beneficios de amenidad o biodiversidad. Se plantan con una gama de plantas que incluyen pastos, arbustos y/o árboles, ya sea como cobertura del suelo o dentro de los plantadores, y también pueden incluir características de agua y almacenamiento de agua de lluvia para el riego (es decir, elementos de techo azul). Por lo general, son de fácil acceso, ya que normalmente requieren un nivel bastante alto de mantenimiento regular y, en algunos casos, se ponen a disposición del público. Los techos intensivos tienen un sustrato más profundo, con un medio de cultivo de >150 mm, y por lo tanto imponen mayores cargas sobre la estructura del techo.

### 4.1.1 Beneficios de los techos verdes

Las azoteas vivas y las cubiertas verdes proporcionan beneficios al medio ambiente y a la ciudadanía, del mismo modo que contribuyen a mejorar la esperanza de vida de los edificios y su balance energético (Contreras et al., 2015). Entre los muchos beneficios, los siguientes son algunos de los más importantes.

#### Reducción de superficies pavimentadas

Las zonas urbanizadas, debido a la impermeabilización difusa, no son hábitats acogedores, ya sea porque están demasiado secas (debido a suelos poco profundos o inexistentes) o demasiado húmedos (debido a un drenaje inadecuado). En consecuencia, hay influencias negativas en el agua corriente, en la calidad del aire y el microclima. Un aumento de las superficies verdes, ajardinando edificios y reduciendo las superficies pavimentadas podría mejorar el mal clima en nuestras grandes ciudades (Minke, 2004). Las superficies pavimentadas, de hecho, tienen menor *albedo* (reflectividad) que las superficies vegetadas. Albedo es el coeficiente de reflexión solar que mide el porcentaje de radiación que refleja un material en relación con el total de la radiación solar incidente. La mayor o menor radiación reflejada, y la consiguiente mayor o menor absorción, afectan la temperatura de un cuerpo.

Para superficies de tierra, el albedo oscila generalmente entre el 8 % y el 40 % de la radiación recibida, dependiendo del color, naturaleza y estructura de la superficie. Para los bosques es del 9 % al 18 %, según el tipo de árbol y la densidad del follaje, para la hierba es aproximadamente del 25 %; para las ciudades del 14 % al 18 % y para la arena del desierto del 30 % (Saura and Ferreras, 1972).



En resumen, las superficies con alto albedo tienen temperaturas superficiales más bajas y un mejor confort térmico. Por lo tanto, está claro que los edificios con estas superficies pavimentadas tienen altas tasas de absorción de calor y requieren un mayor gasto energético para enfriar en verano en regiones templadas.

### Aumento vida útil del tejado

La duración de todos los techos convencionales, de cualquier material del que estén hechos, es limitada por la influencia del tiempo. Daños mecánicos y/o procesos de descomposición químicos, o también biológicos, causados por el calor, frío, lluvia, rayos ultravioletas, viento, así como ozono y gases provenientes de las industrias, son habituales.

En Alemania, según el 2º informe de daños en la construcción del Ministerio Federal para Ordenamiento de Espacios, Construcción y Urbanismo, se estableció que mientras el 80 % de los techos planos después de 5 años de ser construidos presentaron los primeros daños, un techo verde tiene una vida útil casi interminable, con una correcta elección de la impermeabilización y una buena ejecución de las uniones. El caso del techo verde de la planta de tratamiento de aguas en Zurich (Suiza), es una prueba de ello, de hecho, se instaló en 1914 y fue reparado por primera vez en 2005, un período de 91 años (Rowe, 2011).

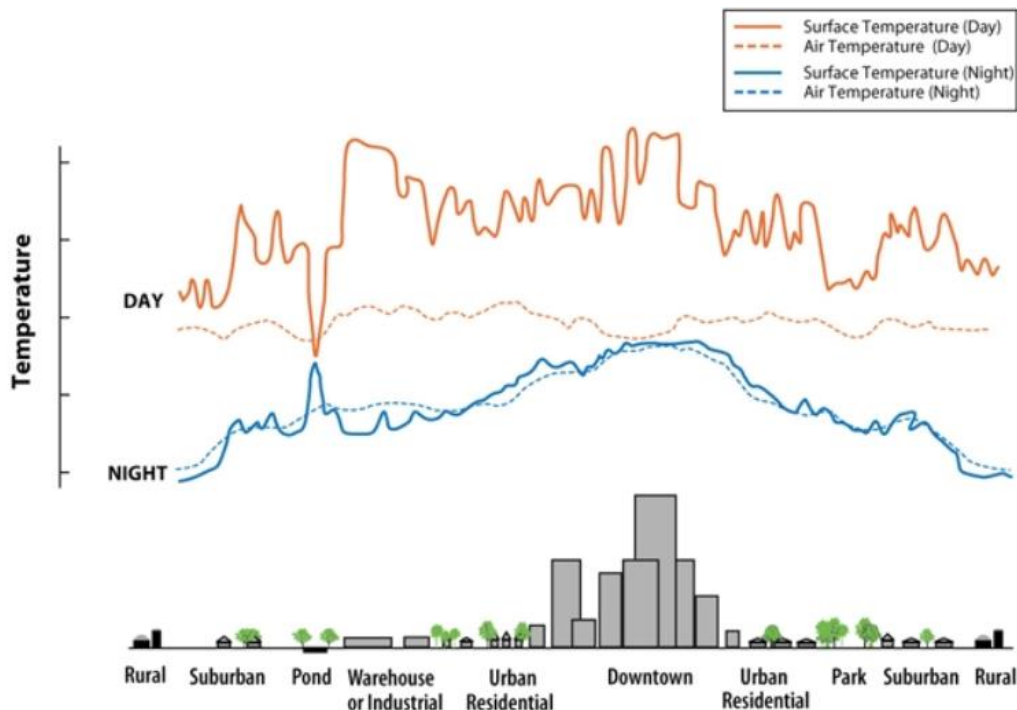


Figura 15 - Las temperaturas de la superficie varían más que las del aire durante el día, pero ambas son bastante similares durante la noche. Crédito: EPA (Fuente [www.nasa.org](http://www.nasa.org)).

### Regulación de la temperatura

En un ambiente urbano, hay una anomalía en la temperatura, lo que se llama una «isla de calor urbana». Es evidente que la mayor temperatura exterior de 3-4-5 °C implica un mayor uso de energía para el enfriamiento térmico en verano de lo que sería necesario si se contuviera el efecto de isla de calor.

La vegetación se comporta como un elemento móvil de protección, reduciendo las temperaturas superficiales de los materiales que se encuentran debajo, y al mismo tiempo utiliza la energía solar para realizar una serie de actividades fisiológicas (fotosíntesis y transpiración), disminuyendo la temperatura media radiante del aire circundante. Numerosos estudios sobre el balance energético de los tejados verdes han concluido que la forma dominante de disipar el calor absorbido es la evapotranspiración (Wong et al., 2003).

Desde el punto de vista energético, la cubierta verde puede definirse como un sistema de refrigeración pasiva que se aplica a la cubierta tradicional de los edificios, con el objetivo de reducir la correspondiente carga térmica (Susca et al., 2011). En verano, el techo verde protege el edificio de la luz solar directa. En invierno, el techo verde minimiza la pérdida de calor a través de un aislamiento adicional.

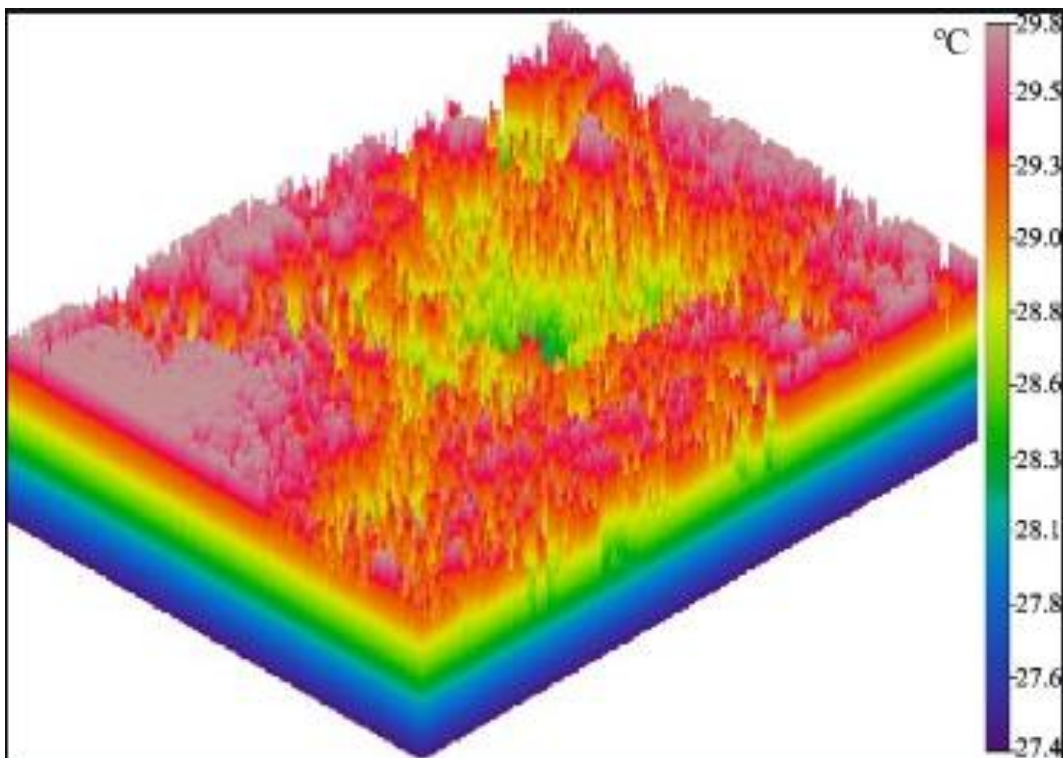


Figura 16 - Diferencia de temperatura entre la parte superficial de la vegetación del techo verde y las capas inferiores, que tienen una temperatura progresivamente más baja (Feng et al., 2010).

El sustrato de cultivo, de varios espesores, también da un comportamiento virtuoso desde el punto de vista térmico. El rendimiento de verano del techo verde es generalmente mejor que el del invierno: de hecho, el sustrato en cualquier condición de humedad aporta importantes beneficios térmicos al ambiente interior confinado, trabajando como aislante térmico, extractor de calor (mayor evapotranspiración), o como una combinación de los dos.

La temperatura de la superficie de la capa de vegetación (césped) es igual a la temperatura del aire (23°C), mientras que debajo de las plantas los distintos componentes tienen una temperatura cada vez más baja (Feng et al., 2010). Lo que se desprende de los diferentes experimentos realizados sobre el comportamiento térmico de las cubiertas verdes es que las capas por debajo del sustrato no superan la temperatura del aire exterior debido a la acción de la vegetación (capa de sombra y frío como transpirable) y del sustrato (espeso e implicado en el proceso de evaporación y por tanto frío y/o aislante).

#### Aislamiento acústico

Uno de los beneficios de un techo verde es su capacidad de proporcionar aislamiento acústico. Es necesaria una superficie suficiente del tejado verde para conseguir efectos significativos de aislamiento y los efectos positivos de la presencia de un tejado verde sólo se observan en partes no expuestas directamente al ruido. También hay que tener en cuenta que las previsiones cuantitativas dependen en gran medida de los detalles geométricos de los edificios, de la adaptación de la construcción y de las características del tráfico local (Van Renterghem and Botteldooren, 2009). Tanto la presencia de un espesor considerable de sustrato, como la existencia de cubierta vegetal, reportan grandes efectos positivos.

La presencia de depósitos de agua o el uso de capas de lana de roca mejoran aún más la retención de agua y aumentan el aislamiento acústico y térmico (Van Renterghem and Botteldooren, 2011).

Sin embargo al analizar las variables que generan el aislamiento acústico, la profundidad y el tipo de sustrato de un techo verde se concluye que no son las determinantes si no que el follaje total (entendido como el número total de hojas) tiene un efecto reductor del ruido en plantas densas hasta de 4 kHz, con un margen para nuevas mejoras en alrededor de 4 dB si la capa de vegetación se encuentra bien diseñada (Yang et al., 2012).

#### Captura de gases contaminantes y de efecto invernadero

Numerosos estudios, entre ellos (Fujii et al., 2005), confirman la eficiencia en la absorción de dióxido de carbono y monóxido de nitrógeno por parte de las plantas.

Se ha demostrado que 1675 kg de contaminantes fueron eliminados de la atmósfera por una extensión de casi 20 ha de techos verdes extensivos en Chicago, principalmente O<sub>3</sub> (52 %), NO<sub>2</sub> (27 %) y SO<sub>2</sub> (7 %), esto equivale a un valor cercano de 85 kg ha/año de contaminantes (Yang et al., 2008).

Se menciona en otros estudios, además, que aunque el alcance del efecto sobre la concentración de CO<sub>2</sub> está relacionado con el estado de las plantas, la posición del techo verde y la condición de flujo del aire, un techo verde puede disminuir durante el día la concentración de CO<sub>2</sub> en su región más cercana hasta un 2 % (Li et al., 2010).

### Reducción de escorrentía

Los techos verdes llevan a la disminución de altos picos de precipitaciones que se puedan producir, gracias a sus características de retención de agua. Esta reducción en la escorrentía generalmente varía del 50 % al 100 %, dependiendo del tipo de sistema de techo verde, composición del sustrato y profundidad, pendiente de la cubierta, especies de plantas, preexistencia de humedad en el sustrato y la intensidad y duración de la precipitación (Rowe, 2011).

Según la norma alemana FLL 2008, (Breuning and Yanders, 2008), el coeficiente de desagüe de aguas pluviales para superficies techadas ajardinadas con un mínimo de 10cm de espesor, es de 0,3. Esto significa, que sólo el 30 % de la lluvia caída desagua y el 70 % queda retenida en el techo verde o se evapora.

Mediciones divulgadas por la Universidad de Kassel (Alemania) indican que el retraso del desagüe de precipitaciones después de una fuerte lluvia es más decisivo aún para el alivio del sistema de desagüe:

en un techo verde con 12° de inclinación y 14 cm de espesor de sustrato, después de una fuerte lluvia durante 18 horas, se cronometró un retraso de 12 horas del desagüe pluvial. Terminó de desaguar la lluvia recién 21 horas después de que dejara de llover (Minke, 2004).

### Mejora del bienestar de las personas

Los techos con bitumen producen con la radiación solar emanaciones, que no sólo transmiten olores desagradables, sino que también pueden ser perjudiciales para la salud. En contraposición con la utilización de plantas silvestres en el techo verde que, no sólo aportan un beneficio al mejorar el paisaje, sino que la presencia de tipos particulares de hierbas aromáticas como por ejemplo tomillo, lavanda y claveles, también pueden generar aromas agradables, para hacer el ambiente más confortable en general (Minke, 2004).

Los techos verdes pueden generar beneficios psicológicos, así recomiendan ser utilizados como propuestas de estrategias de diseño de jardines de curación para un campus universitario con una alta densidad de entornos (en Hong Kong), ya que podrían jugar un papel importante en el ánimo y motivación de los estudiantes (Lau and Yang, 2009).

#### Incremento de la biodiversidad

Los tejados verdes también desempeñan un papel importante desde el punto de vista de la biodiversidad en plantas y animales. En un estudio realizado por (Brenneisen, 2003), en la zona de Basilea, Suiza, se analizaron varias especies de animales, incluyendo aves, escarabajos y arañas asociadas con techos verdes. En una muestra de 11 techos se encontraron un total de 172 especies de escarabajos de los cuales un 10 % figuran en el Libro Rojo suizo, y un total de 1844 avistamientos de aves en el techo incluyendo collalba (*Oenanthe* spp.), alondra común (*Alanda arvensis*), avefría (*Venellus* spp.), charrán común (*Sterna hirundo*) y ánade real (*Anas platyrhynchos*). Los techos verdes además, con pastos e hierbas silvestres ofrecen un espacio vital a mariposas, abejorros y escarabajos (Minke, 2004).

#### Reducción del consumo energético

Una de las ventajas de un techo verde es su potencial de ahorro de energía. La presencia de un techo verde ayuda a reducir los costes de refrigeración en verano y de calefacción en invierno. Hay muchos estudios que han destacado estos beneficios, uno de los más relevantes es el de (Niachou et al., 2001). En este estudio se muestra cómo un techo verde podría ahorrar energía en edificios con diferentes grados de aislamiento existente. Se registraron las temperaturas internas de dos edificios en Atenas, ambos con propiedades de aislamiento similares, pero uno con techo verde, durante tres días en julio.

Sin un techo verde, la temperatura del aire interior superó los 30 grados durante el 68 % del período, pero con un techo verde, esto fue sólo durante el 15% del período. La media diaria, las temperaturas máximas y mínimas fueron 2, 3 y 1 respectivamente más bajas. Además, se utilizó el programa de simulación térmica TRNSYS para calcular las necesidades energéticas anuales de un edificio de oficinas en Atenas con diferentes valores de aislamiento del tejado. Los resultados de la simulación fueron validados inicialmente contra las mediciones del techo verde recogidas. Sus resultados se presentan en la Figura 17.

Roof construction	U-Value without green roof (W/m <sup>2</sup> K)	U-Value with green roof (W/m <sup>2</sup> K)	Annual energy saving % for heating	Annual energy saving % for cooling	Total annual energy saving
Well insulated	0.26-0.4	0.24-0.34	8-9%	0	2%
Moderately insulated	0.74-0.80	0.55-0.59	13%	0-4%	3-7%
Non insulated	7.76-18.18	1.73-1.99	45-46%	22-45%	31-44%

Figura 17 - Potencial de ahorro de energía de los tejados verdes en edificios bajos, moderadamente y fuertemente aislados en Atenas, Grecia, (Niachou et al., 2001).

Así que, como se menciona en el trabajo de (Castleton et al., 2010), se puede decir que los techos verdes pueden reducir significativamente el uso de energía en edificios con malos valores de aislamiento, tanto en verano como en invierno; cuanto más grueso sea el sustrato de tierra en el techo, mejor se reduce la ganancia/pérdida de calor dentro/fuera del edificio, además un suelo menos denso tiene más bolsas de aire y por lo tanto es un mejor aislante.

## 4.2 Zanjas filtrantes

Según (Masseroni et al., 2018), las zanjas filtrantes están formadas por excavaciones rellenas de grava, arena y piedras o con elementos prefabricados de materiales plásticos realizados con el fin de favorecer la infiltración, el almacenamiento (dentro de las zanjas) y la posterior filtración de las aguas meteóricas en el subsuelo (a través de los laterales y el fondo de las zanjas). Las zanjas se pueden rellenar completamente con grava sin esencias herbáceas o se pueden rellenar con grava para la mitad inferior y con tierra extremadamente permeable en la parte superior. El segundo tipo puede ser vegetado con la presencia de césped o a través de esencias vegetales herbáceas y arbustos de alto valor decorativo.

Las zanjas filtrantes son capaces de eliminar una amplia variedad de contaminantes del agua de lluvia mediante mecanismos de absorción, precipitación, filtración y degradación química y bacteriana.

Estos sistemas se construyen generalmente cuando no hay suficientes superficies disponibles para construir zanjas de infiltración (es decir, grandes zanjas de drenaje que son difíciles de construir en áreas urbanas) o cuando el suelo no es lo suficientemente permeable. Una zanja de filtración también contribuye a mantener el equilibrio hídrico de un sitio y a la

recarga de las aguas subterráneas; la eficiencia de purificación del sistema debe ser tal que se evite el riesgo de contaminación.

Las zanjas de infiltración generalmente se hacen para la acumulación de escorrentía de las superficies impermeables adyacentes a ellas, pero también se pueden hacer para el transporte del exceso de agua de lluvia de los techos verdes o de las plantas para la recuperación del agua de lluvia.

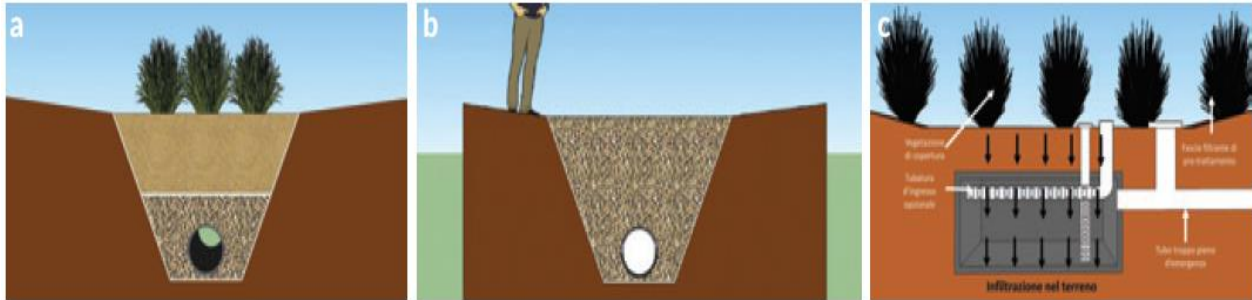


Figura 18 - Esquema típico de túneles de infiltración (a) con suelo y vegetación; (b) sin suelo y vegetación; (c) sección longitudinal de la zanja (Masseroni et al., 2018).

El uso de zanjas filtrantes ofrece numerosas *ventajas*, como por ejemplo: buena reducción del volumen de las salidas de agua gracias a la buena capacidad de almacenamiento; buena flexibilidad de inserción en espacios cerrados y baja necesidad de superficie; posibilidad de inserción en proyectos de reconstrucción, ya que no existen restricciones particulares para el uso de las superficies sobre la zanja; rendimientos discretos de purificación, especialmente debido a los mecanismos de filtración y adsorción; recarga de las aguas subterráneas; poco mantenimiento.

Por otro lado, los *aspectos negativos* pueden ser: riesgos de bloqueo en los sistemas de conexión; posibilidad de atascos en zonas donde hay un alto transporte de material arenoso durante eventos lluviosos; dificultades de inspección y mantenimiento; se requiere un pretratamiento del agua de lluvia con al menos sedimentación; posibilidad de escape de sustancias aceitosas, a menos que se instale en el cabezal un aliviadero del agua de prima lluvia seguido de un separador de aceite (Masseroni et al., 2018).

## 4.2.2 Medidas de instalación y construcción

Para la realización de la obra, el terreno se excava en primer lugar en función de las dimensiones del túnel proyectado.

Se coloca una capa de geotextil filtrante en las paredes del fondo de la excavación para evitar la obstrucción por partículas finas. A continuación, se rellena el fondo con grava lavada y se coloca el tubo de drenaje microperforado (también envuelto en una capa de geotextil para evitar que se atasque los poros).

La excavación se rellena con grava lavada hasta alcanzar aproximadamente la mitad de la profundidad del hoyo y finalmente se cubre, hasta el suelo del campo, con el suelo resultante de la excavación debidamente mezclado con arena y materia orgánica para aumentar su porosidad y capacidad de drenaje. Estos dispositivos son particularmente adecuados tanto en zonas comerciales como residenciales de media-alta densidad, donde el área de drenaje es inferior a 2 ha. No se recomiendan en áreas empinadas.

Una tipología particular de zanjas filtrantes está constituida por los «Sumidero Pluvial». Este tipo de producto tiene como objetivo facilitar la infiltración en el suelo de agua de origen meteórico que se acumula en los tejados o en las superficies de las carreteras. Las soluciones que se pueden utilizar para este propósito son diferentes, en particular se puede hacer lo siguiente distinción (Masseroni et al., 2018):

Agua de los tejados: se pueden utilizar elementos de absorción (soakaway).

En ellas, el agua se descarga desde canalones de tejado a pozos con fondo drenante y desde allí a pequeñas zanjas de drenaje. Estos últimos están equipados con una tubería central que tiene la función de arrancar en el alcantarillado los caudales excesivos que no se puedan alcanzar desechado en el suelo. En el caso de cuencas inclinadas, cualquier agua que no tenga fugas puede ser devuelta a la superficie en lugar de ser devuelta al sistema de alcantarillado.



Figura 19 - Ejemplo de 'Sumidero Pluvial' al borde de la carretera. (Masseroni et al., 2018).



Agua de las superficies de las carreteras: en este caso, el agua acumulada a lo largo de los canalones de la carretera se descarga en desagües equipados con una primera cámara para la separación de los sólidos gruesos (hojas, áridos, etc.). Desde aquí el agua pasa por una segunda cámara con fondo drenante, desde la que se inicia la zanja de drenaje. La entrada a la zanja está protegida por una rejilla, para evitar el peligro de atascos. También en este caso una tubería central permite la puesta en marcha del agua en el alcantarillado, si se excede la capacidad de infiltración del sistema, de esta manera se evita el peligro de inundación de la superficie. La limpieza de las tapas de los desagües para eliminar los materiales asados o sedimentados suele requerir dos operaciones al año.

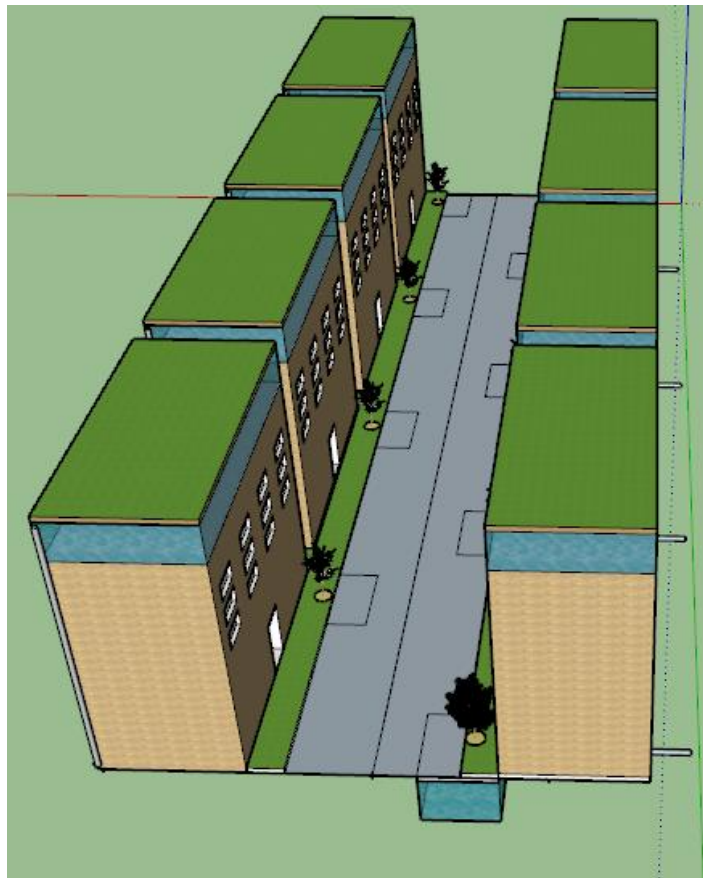
## 5. DISEÑO DE MICRO-CUBIERTAS VERDES Y MICRO-CANALES URBANOS DE RETENCIÓN

Esta sección presenta una propuesta de proyecto para la construcción de una maqueta, diseñada utilizando técnicas de drenaje sostenible.

Como primer paso se tuvieron que realizar cálculos hidrológicos sencillos para establecer la cantidad de lluvia que se esperaba (considerando que se está en una zona de clima semiárido) en relación con el área ocupada por la maqueta. Se consideró necesario simular una lluvia de  $20 \text{ mm/m}^2$ , y poder almacenar toda la cantidad de lluvia en sistemas de drenaje sostenibles, para evitar la escorrentía superficial.

Las infraestructuras verdes utilizada en este contexto han sido:

- Cubiertas verdes
- Zanjas filtrantes con área de bio-retención y tanque de retención



*Figura 20 - Diseño de una maqueta con técnicas de drenaje urbano sostenible.  
Realización con software de diseño 3D SketchUp.*

El presente diseño responde a una maqueta de carácter demostrativo del funcionamiento de los SuDS donde la altura vertical de los edificios en el plano presentado de la maqueta no está a escala con la realidad. Para el escalado de los cálculos presentados a una escala mayor se debería tener en cuenta, entre otras cuestiones, que la altura de lluvia a almacenar no sería escalable y se mantendría en valores del orden de los 1,5 a 3,5 cm.

La superficie total de la maqueta mide 4840 cm<sup>2</sup> (110 cm \* 44 cm), para lo cual es necesario almacenar una cantidad de lluvia correspondiente a 9,68 litros, aproximando por exceso, 10 litros de lluvia. La estructura de la maqueta en planta se compone de dos conjuntos de cuatro edificios, ubicados a lo largo de los dos lados más largos, separados por una carretera en el centro, bordeada por aceras arboladas (Figura 20).

Como se puede ver en la Figura 20, los edificios están constituidos de tal manera que tienen una cubierta verde en la superficie, unida en la parte inferior a un sistema de retención capaz de almacenar una cierta cantidad de agua.

Estos techos, como se menciona en (Woods Ballard et al., 2015) se denominan *blue roof* y están diseñados para el almacenamiento temporal de las precipitaciones, para mitigar los impactos de la escorrentía y para la posible reutilización del agua para el riego o las actividades recreativas.

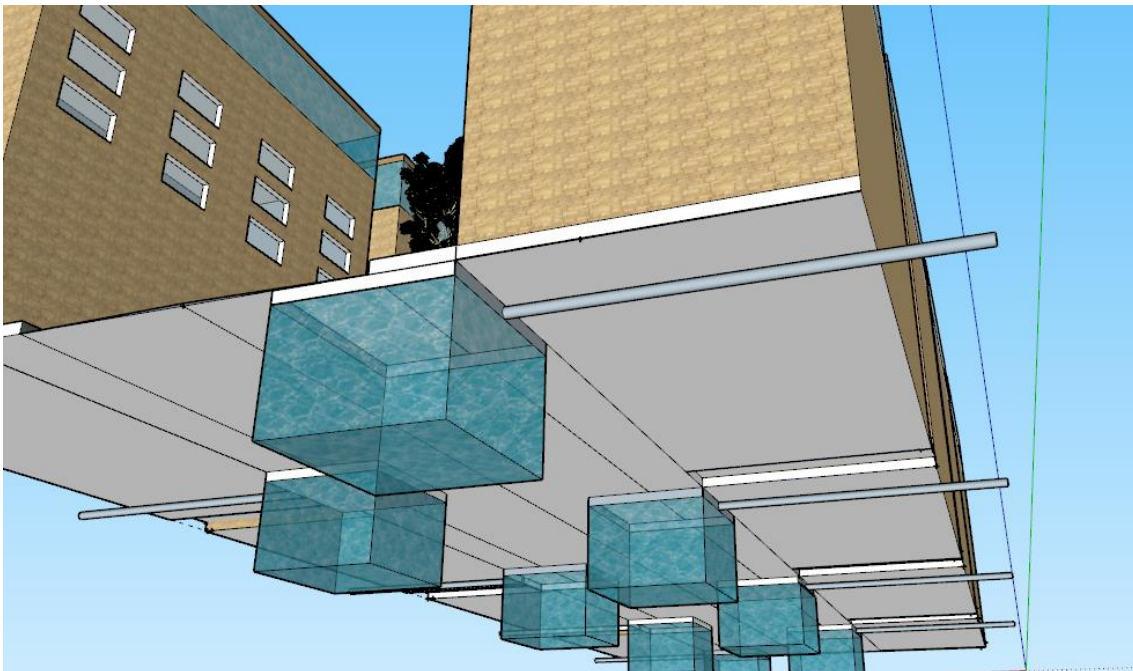


Figura 21 - Detalle del proyecto en el que se destaca una zanja filtrante con un sistema de bio-retención compuesto por árboles y un depósito subterráneo de agua de lluvia. Realización con software de diseño 3D SketchUp.

Calculando que para cada edificio el volumen diseñado para el almacenamiento de agua corresponde a  $1050 \text{ cm}^3$  ( $25 \text{ cm} * 12 \text{ cm} * 3,5 \text{ cm}$  (h)), la cantidad máxima de agua que se puede almacenar en los 8 edificios diseñados es de 8,4 litros.

La estructura de la cubierta incluye un desagüe, situado en el nivel máximo de agua que se puede almacenar, consistente en una tubería vertical situada en el lado más largo del edificio, que recoge el exceso de agua y la transporta por la carretera. El exceso de agua fluirá entonces hacia el sistema de alcantarillado local.

La segunda infraestructura de drenaje sostenible consiste en una zanja filtrante con un sistema de bio-retención compuesto por árboles y un depósito subterráneo de agua de lluvia.



*Figura 22 - Vista del subsuelo de los depósitos subterráneo de agua de lluvia. Realización con software de diseño 3D SketchUp.*

Como se puede ver en la Figura 21, sobre la acera hay dos conjuntos de cuatro árboles por lado. En cada árbol, en la parte subterránea, hay un tanque de retención para almacenar agua. El área alrededor de los árboles tiene una alta permeabilidad, que permite la infiltración de agua en el contenedor que se encuentra debajo.

El contenedor consiste en un desagüe situado en el nivel máximo de lluvia que puede contener, conectado a través de una tubería, al sistema de alcantarillado local (Figura 22). En concreto, cada depósito puede contener un volumen de  $204,7 \text{ cm}^3$  ( $7 \text{ cm} * 6,5 \text{ cm} * 4,5$

cm(h)), que multiplicado por los 8 contenedores corresponde a 1,6 litros. Añadiendo 1,6 litros a los 8,4 litros anteriores acumulados bajo los tejados, se obtienen 10 litros, es decir, la cantidad a almacenar que resulta de una lluvia de 20 mm/m<sup>2</sup>.

Cada depósito es independiente de los demás y tiene su propio desagüe para el exceso de agua, lo que permite una mejor gestión de las cantidades de agua acumuladas.

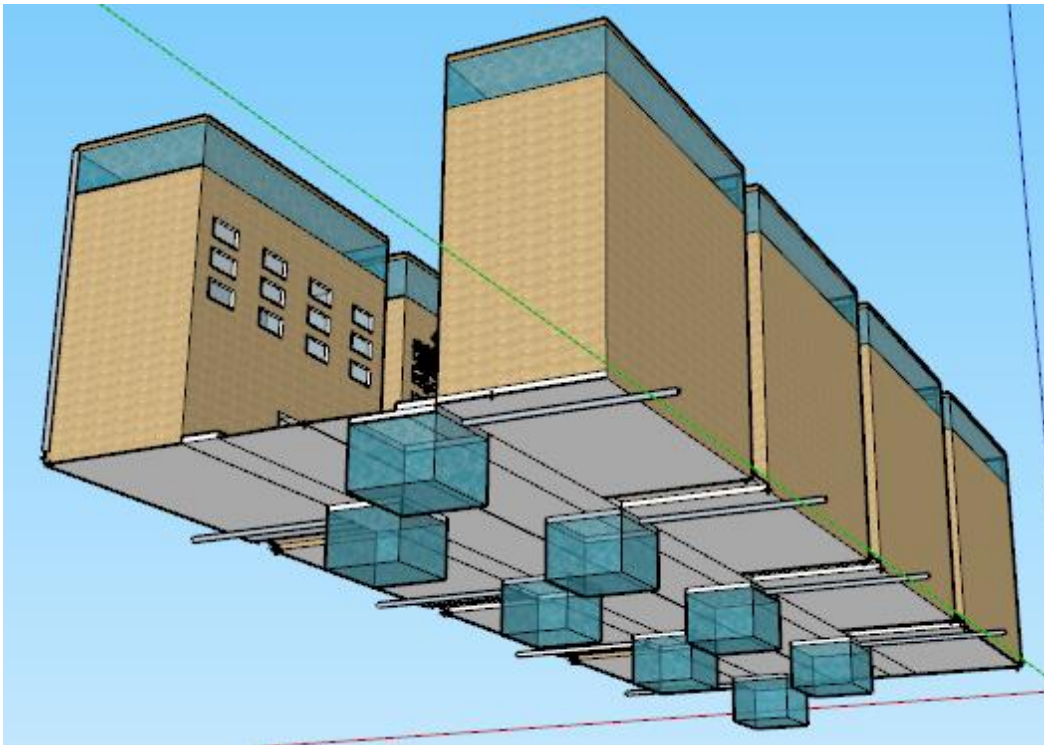


Figura 23 - Vista general del subsuelo en el que se observan los depósitos subterráneo de agua de lluvia. Realización con software de diseño 3D SketchUp.

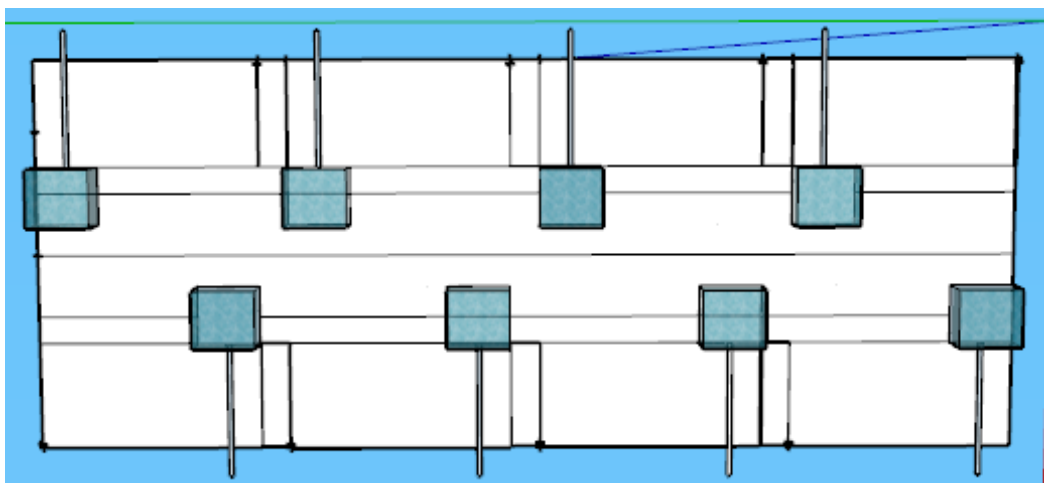


Figura 24 - Vista en planta de la parte subterránea de los depósitos. Realización con software de diseño 3D SketchUp.

La zona central donde se ubica la carretera es impermeable, y está diseñada para que no sea perfectamente horizontal, sino con bombeo hacia los extremos (Figura 25). Esto permite que el agua caída a lo largo de la carretera, fluya al final, a lo largo de las aceras, que tienen unas rejillas en el lado vertical, de modo que el agua pueda pasar a través de ellas y terminar en depósitos subterráneos o ubicados en correspondencia.



*Figura 25 - Detalle del proyecto de la carretera con bombeo hacia los extremos. Realización con software de diseño 3D SketchUp.*

Basándose en el diseño con técnicas de drenaje sostenible y en los cálculos hidráulicos realizados, la maqueta habría podido almacenar completamente la cantidad de lluvia que caía sobre su área, evitando por completo la escorrentía superficial, lo que causa diversos problemas, especialmente en los centros urbanos.

El siguiente paso habría sido comparar la funcionalidad real de la maqueta con una ya existente, con las mismas dimensiones y la misma organización estructural, pero construida sin seguir las técnicas de drenaje sostenible. Aunque la prueba no se llevó a cabo por falta de tiempo, basándose en los cálculos realizados, es deseable imaginar que la diferencia habría sido obvia, es decir, un 100% de escorrentía superficial en la maqueta sin los SuDS, y un 0% de escorrentía superficial en la maqueta con los SuDS.



*Figura 26 - Vista frontal en su totalidad de la maqueta. Realización con software de diseño 3D SketchUp.*

## 6. TIPOLOGÍA DE VEGETACIÓN UTILIZADA EN LOS TECHOS VERDES

En el diseño de una cubierta verde, un elemento que requiere una importancia fundamental es la elección del tipo de vegetación a utilizar. Para elegir el tipo adecuado de plantas, primero es necesario realizar un estudio del tipo de clima en el que deben insertarse ciertas especies, y luego verificar su supervivencia teniendo en cuenta también los niveles de radiación solar, de profundidad y del grado de humedad del sustrato.

Es importante tener en cuenta que en los techos verdes las condiciones de las plantas son aún más extremas que aquellas a las que están acostumbradas en sus hábitats naturales, debido a la mayor exposición al viento, a las altas temperaturas y al fino espesor del sustrato que no permite el desarrollo de plantas con raíces muy profundas. Por lo tanto, es necesaria una evaluación precisa de todos estos elementos para poder elegir el tipo de especie más adecuado para un contexto determinado.

En este apartado se describe el tipo de vegetación apta para techos verdes de tipo extensivo, que como se mencionó anteriormente en este trabajo, se caracterizan por tener baja profundidad de sustrato así que, en general en ellos se plantan especies herbáceas que presentan sistemas radiculares poco profundos, alcanzan poca altura, son capaces de regenerarse, se expanden rápidamente y tienen bajos requerimientos en nutrientes.

Según (Nelson, 2010), las plantas existentes en un techo verde deben cumplir cinco cualidades principales:

- Anclar y cubrir el medio de cultivo en un periodo de tiempo razonable.
- Formar una cobertura auto-reparable, de manera que si se crean zonas desnudas por muerte de plantas sean rápidamente restauradas.
- Recoger y transpirar grandes volúmenes de agua.
- Sobrevivir a las condiciones climáticas que prevalecen en el tejado, con especial atención a las temporadas más duras del año.
- Proporcionar una cobertura de al menos el 60%, mientras que las condiciones sean favorables.

En las regiones de clima árido y semiárido, las altas temperaturas, la sequía y los vientos frecuentes conducen a la utilización de especies vegetales particulares capaces de hacer frente a estas condiciones peculiares. Entre las especies idóneas se encuentran todas aquellas suculentas y tapizantes, en particular las que pertenecen a la familia de las *Crassulaceae* como las del género *Sedum*, *Sempervivum*, *Talinum* y *Delosperma* son muy utilizadas ya que sobreviven a condiciones de sequía y baja disponibilidad de nutrientes (Dunnett et al., 2011); (Figura 27).





Figura 27 - a) *Sedum Sediforme*; b) *Sempervivum Ingwersenii*; c) *Talinum Paniculatum*; d) *Delosperma Cooperi*. Desde (Hayas López A., 2015).

En cuanto a las plantas que pertenecen a la familia de las *Herbáceas Perennes*, se utilizan especies del género *Dianthus*, *Phlox*, *Campanula*, *Allium*, *Achillea*, *Sage* y *Lavandula* (Hayas López A., 2015); (Figura 28).



Figura 28 - a) *Dianthus Brevicaulis*; b) *Phlox longifolia*; c) *Campanula Lusitatica*; d) *Achillea Clusiana*. Desde (Hayas López A., 2015).

Otra familia de plantas utilizadas es la de las *Poaceae*, que también incluye especies como *Festuca*, *Carex*, *Deschampsion*, *Andropogon*, *Bouteloua*, *Sesleria* y *Sporobolus* (Hayas López A., 2015); (Figura 29).



Figura 29 - a) *Sesleria Heufleriana*; b) *Sporobolus heterolepis*. Desde (Hayas López A., 2015).

También se emplean con frecuencia las del grupo de las *Bulbosas*, principalmente aquellas procedentes de zonas áridas y rocosas. Algunos autores (Dunnett et al., 2011), recomiendan el uso de especies del género *Tulipa*, *Muscari* y *Narcissus*; (Figura 30).



Figura 30 - a) *Muscari Armeniacum*; b) *Narcissus Requienii*. Desde (Hayas López A., 2015).

Como se informa en la Guía Técnica (Hayas López A., 2015), en la actualidad, varios estudios han promovido el uso de especies nativas en techos verdes, debido a su mejor adaptación a las condiciones climáticas de la zona, además de proporcionar un hábitat para la fauna nativa, aumentando la biodiversidad. Las especies mediterráneas

autóctonas, especialmente las aromáticas, son potencialmente adecuadas ya que son resistentes a los períodos de sequía, por lo que es aconsejable su uso en cubiertas verdes.

(Espada-Melgar, 2013) elaboró una tabla con una serie de criterios de selección de especies para su uso en techos verdes extensivos que puede aplicarse a la flora autóctona de la región mediterránea y al sur de España en particular. En este plan se establecen 12 criterios morfológicos y ecológicos de selección, a los cuales le corresponden unas características que permiten clasificar las especies en aptas y no aptas para ser usadas en techos verdes extensivos; (Figura 31).

REQUERIMIENTO	NO APTAS	APTAS
Tamaño de la planta	Arbóreas y leñosas de gran porte	Herbáceas y arbustivas de pequeño porte
Ciclo de vida	Anuales o bienales	Perennes y perennifolias
Forma biológica (Raunkiaer)	Terófitos, geófitos, hidrófitos, helófitos y fanerófitos.	Hemicriptófito (cespitoso, escapiforme, reptante, rosulado, trepador); Caméfito (cespitoso, (su)fruticoso, pulvinular, rosulado, succulento, reptante); Fanerófito (reptante, trepador)
Hábitat	Próximas a cursos de agua, ambientes húmedos.	Rupícolas, pascícolas, ruderales y pratenses
Exposición al sol	Esciófila (de umbría)	Heliófila (de solana)
Colorido del follaje y floración	Colorido apagado y monótono	Alta diversidad cromática
Cobertura y crecimiento	Predominio crecimiento vertical	Tapizantes, crecimiento horizontal
Tolerancia a la sequía	Altos requerimientos de agua y/o humedad	Bajos requerimientos de agua
Fácil germinación y rápido crecimiento	Bajos porcentajes de germinación y altos de mortalidad de plántulas	Altos porcentajes de germinación y bajos de mortalidad de plántulas
Profundidad de suelo	Sistema radicular profundo y/o extenso	Sistema radicular somero y poco colonizador
Alergias, fácil combustión	Alta producción de polen y materia seca	Baja producción de polen y materia seca
Plagas y enfermedades	Tolerantes o huéspedes	Resistentes

Figura 31 - Criterios de selección para techos verdes extensivos. (Espada-Melgar, 2013), desde (Hayas López A., 2015).

Sin embargo, es necesario señalar que en el diseño de los tejados verdes es aconsejable no utilizar una única especie vegetal, sino grupos de plantas adaptados a cada biotopo y a las condiciones particulares de cada edificio, con el fin de promover también la biodiversidad del sistema.

## 7. CAPACIDAD DE REDUCIR LA CONTAMINACIÓN

Como se explica en el punto 3.2 de este trabajo, las actividades urbanas causan una gran cantidad de contaminantes. Uno de los principales objetivos de los sistemas de drenaje urbano sostenible es precisamente limitar y reducir el porcentaje de contaminación a través de sus componentes.

La reducción de la contaminación por SUDS se logra a través de procesos físicos, químicos y biológicos.

Los procesos físicos incluyen: sedimentación, filtración e infiltración; los procesos biológicos incluyen tres mecanismos principales: degradación de la materia orgánica, desnitrificación y crecimiento de las plantas y asimilación; los procesos químicos comprenden: precipitación y adsorción.

La siguiente tabla muestra estos tres procesos con sus mecanismos relativos y los contaminantes eliminados.

PROCESO	MECANISMOS	CONTAMINANTES
FÍSICOS	Sedimentación Filtración Infiltración	Sólidos en suspensión (Metales y PAH asociados)
QUÍMICOS	Precipitación Adsorción	Fosfatos Metales PAH
BIOLÓGICOS	Degradación materia orgánica Nitrificación/Desnitrificación Asimilación por plantas	Materia orgánica Nitratos Amonio Fosfatos Metales

Tabla 1: Procesos y mecanismos implicados en la reducción de carga contaminante.

Figura 32 – Procesos y mecanismos implicados en la reducción de carga contaminante.

## 7.1 Procesos biológicos: mecanismo de fitorremediación

La vegetación, como se mencionó anteriormente, es un elemento muy importante para el funcionamiento adecuado de los sistemas de drenaje sostenibles. Pero un aspecto aún más importante, que ha ganado terreno en los últimos años, es la capacidad de las plantas de almacenar materiales contaminantes, conocido con el nombre de 'fitorremediación', que representa una alternativa sustentable y de bajo costo para la rehabilitación de ambientes afectados por contaminantes naturales y antropogénicos.

La fitorremediación es un conjunto de tecnologías que reducen *in situ* o *ex situ* la concentración de diversos compuestos a partir de procesos bioquímicos realizados por las plantas y microorganismos asociados a ellas y utiliza las plantas para remover, reducir, transformar, mineralizar, degradar, volatilizar o estabilizar contaminantes (Delgadillo-López et al., 2011).

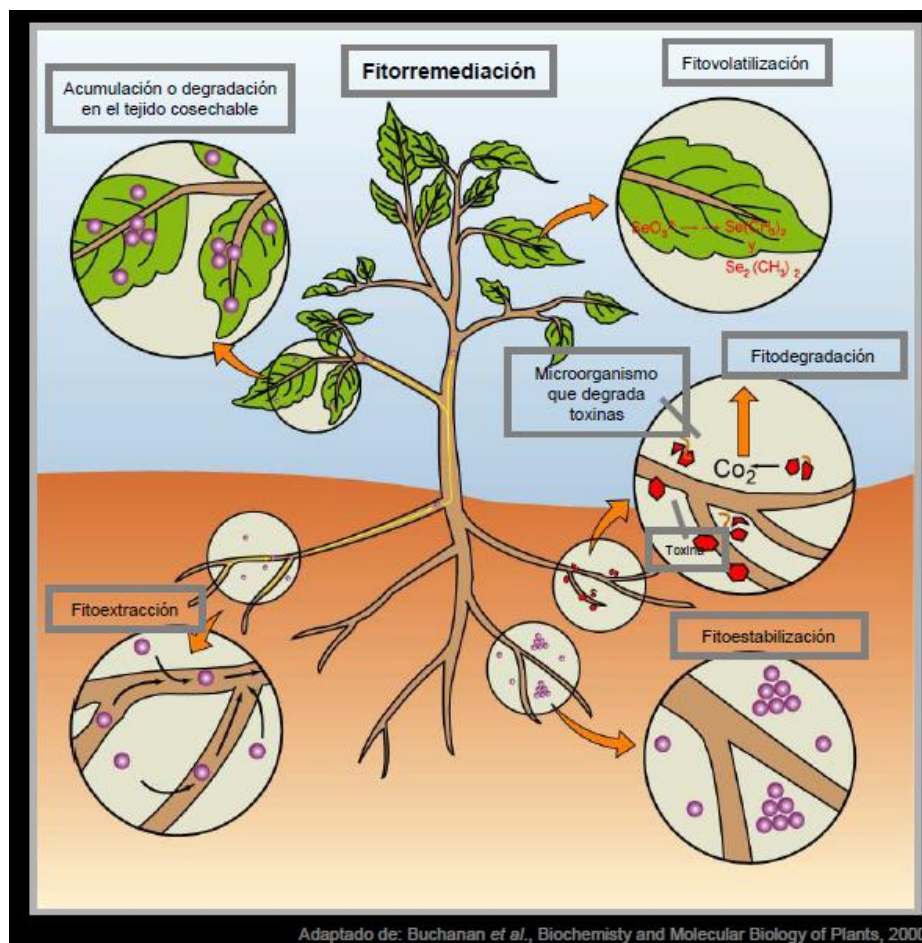


Figura 33 - Técnicas biológicas empleadas en la rehabilitación de suelos. Fuente: Presentación de Agrobiotecnología, Universidad de Buenos Aires, (Mentaberry, 2011).

La contaminación ambiental es causada por la incorporación de cualquier tipo de energía, organismo o sustancia, que afecta a las características de la ecosistema. Como se indica en (Delgadillo-López et al., 2011), en general, los contaminantes se clasifican en:

Contaminantes orgánicos: incluyen hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH's), PCB's, dioxinas, hidrocarburos de petróleo, disolventes clorados, compuestos aromáticos que se emplean en la producción de colorantes, explosivos, productos farmacéuticos, plaguicidas (herbicidas, insecticidas y fungicidas), surfactantes, entre otros. En comparación con los compuestos inorgánicos, estos contaminantes son menos tóxicos para las plantas, ya que son menos reactivos y se acumulan en menor proporción.

Contaminantes inorgánicos: incluyen a los metales pesados como Co, Cr o Cu, elementos no metálicos como el As y B, y radionúclidos como <sup>60</sup>Co y <sup>137</sup>Cs. Algunos elementos traza son esenciales para la nutrición y crecimiento de plantas (B, Cu, Fe, Mn, Mo y Zn) y animales (As, Cu, Co, Fe, Mn, Mo, Zn, Cr, F, Ni, Se, Sn y V). La toxicidad de estos elementos depende de la concentración, la forma química y su persistencia.

Elemento	Rango de concentración	Límite regulatorio
<b>Metales</b>		
	(µg/Kg) <sup>a</sup>	(mg/Kg) <sup>b</sup>
Plomo	1.000-6.900.000	600
Cadmio	100-345.000	100
Arsénico	100-102.000	20
Cromo	5,1-3.950.000	100
Mercurio	0,1-1.800.000	270
Cobre	30-550.000	600
Zinc	150-5.000.000	1.500
<b>Radionucleótidos</b>		
	Unidades	pCi . g <sup>-1</sup>
Uranio	0,2-16.000 <sup>c</sup> 0,06-18.700 <sup>d</sup>	----- 250 <sup>f</sup>
Estronio	0,03-540.000 <sup>e</sup>	-----
Cesio	0,02-46.900 <sup>e</sup>	-----
Plutonio	0,00011-3.500.000 <sup>e</sup>	-----

Tomado de: Salt et al., Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol., 1998.

<sup>a</sup> Riley et al.  
<sup>b</sup> Clean up Standards for contaminated sites. New Jersey, Department of Environmental Protection (1996)  
<sup>c</sup> Microgramos por gramo  
<sup>d</sup> Picocuries por gramo  
<sup>e</sup> Picocuries por kilogramo  
<sup>f</sup> Stern et al.

Figura 34 – Rangos de de concentración comúnmente hallados y límites permitidos para los contaminantes metálicos y los radionucleótidos más importantes, (Mentaberry, 2011).

Las tecnologías de fitorremediación se pueden utilizar como medio de contención (rizofiltración, fitoestabilización y fitoinmovilización) o eliminación (fitodegradación, fitoextracción y fitovolatilización).

A continuación se presenta un análisis de los métodos de la fitoextracción y de la fitoestabilización.

La fitoextracción consiste en la absorción y traslocación de los metales presentes en el suelo desde las raíces hasta las partes aéreas de las plantas y es llevado a cabo por determinadas especies conocidas como “hiperacumuladoras”, capaces de almacenar grandes cantidades de metales pesados en sus tejidos (Sánchez Villaluenga, 2015). Estas plantas deben acumular al menos 100 µg/g (0.01 % peso seco) de Cd y As; 1000 µg/g (0.1 % peso seco) de Co, Cu, Cr, Ni y Pb; y 10 000 µg/g (1.0 % peso seco) de Mn (Delgadillo-López et al., 2011).

Con este mecanismo, aunque se reduce la disponibilidad de metales en el suelo, aumenta el contenido de los mismos en las partes aéreas de las plantas y en la superficie del suelo, por lo tanto no se recomienda utilizar esta técnica en suelos altamente contaminados, ya que lleva mucho tiempo la rehabilitación del ecosistema (Sánchez Villaluenga, 2015).

El primer paso para la aplicación de esta técnica es la selección de las especies de planta más adecuada para los metales presentes y las características del emplazamiento. Una vez completado el desarrollo vegetativo de la planta el siguiente paso es cortarlas y proceder a su incineración y traslado de las cenizas a un vertedero de seguridad. La fitoacumulación se puede repetir ilimitadamente hasta que la concentración remanente de metales en el suelo esté dentro de los límites considerados como aceptables, (Delgadillo-López et al., 2011). Algunas plantas empleadas para esta técnica fitocorrectiva son: *Thlaspi caerulescens* (Cd); *Sedum alfredii*, *Viola baoshanensis* y *Vertiveria zizanioides* (Zn, Cd, Pb); *Alyssum múrale*, *Trifolium nigriscens*, *Psychotria douarrei*, *Geissois pruinosa*, *Homalium guillainii*, *Hybanthus floribundus*, *Sebertia acuminata*, *Stackhousia tryonii*, *Pimelea leptospermoides*, *Aeollanthus biformifolius* y *Haumaniastrum robertii* (Ni); *Brassica júncea*, *Helianthus annuus*, *Sesbania drummondii* (Pb); *Brassica napus* (Cu, Pb, Zn); y *Pistia stratiotes* (Ag, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn).

La fitoestabilización se define como el empleo de especies vegetales tolerantes a metales para inmovilizar metales pesados, mediante acumulación en las raíces o precipitación en la rizosfera, (Wong, 2003). La fitoestabilización permite inmovilizar contaminantes en el suelo a través de su absorción y acumulación en las raíces o bien, por precipitación en la zona de la rizosfera, de esta forma se reduce la movilidad de los contaminantes y se evita su migración a las aguas subterráneas o al aire.

La fitoestabilización es efectiva en suelos de textura fina con alto contenido de materia orgánica y se aplica principalmente en terrenos extensos donde existe contaminación superficial. Esta tecnología tiene como ventajas, sobre otros métodos de remediación de suelos, que es de menor costo, fácil de aplicar y estéticamente agradable, (Delgadillo-López et al., 2011).

Como se expone en (Sánchez Villaluenga, 2015), las plantas fitoestabilizadoras han desarrollado mecanismos para evitar la translocación de metales pesados a las partes aéreas, evitando así el riesgo de entrada de los mismos en la cadena trófica. La fitoestabilización reduce la biodisponibilidad de los contaminantes, aumenta el contenido de materia orgánica en el suelo, mejora su estructura superficial, reduciendo la erosión eólica e hídrica, restaura la biodiversidad (vegetal y microbiana) del ecosistema y favorece el desarrollo de los procesos naturales del suelo creando, en última instancia, un ecosistema autosostenible a largo plazo. Además, en comparación con el resto de técnicas existentes, resulta más económica, efectiva y medioambientalmente sostenible.

Algunas plantas empleadas con fines de fitoestabilización son: *Hyparrhenia hirta* (Pb); *Zygophyllum fabago* (Zn); *Lupinus albus* (Cd, As); *Anthyllis vulneraria* (Zn, Pb, Cd); *Deschampsia cespitosa* (Pb, Cd, Zn); *Cardaminopsis arenosa* (Cd, Zn); *Horedeum vulgare*, *Lupinus angustifolius* y *Sécale cereale* (As); *Lolium italicum* y *Festuca arundinaceae* (Pb, Zn); y *Brassica júncea* (Cd, Zn, Cu, Mn, Fe, Pb), (Delgadillo-López et al., 2011).

En la Figura 35 se muestra una tabla con una lista del potencial de fitoextracción de algunas de las plantas vegetativas populares utilizadas en varios estudios de fitorremediación.

Plant species	Metals	Metal accumulation (mg/kg)	References
<i>Sedum alfredii</i>	Cd	4512 (stem); 3317 (leaf)	Ni and Wei (2003)
<i>Portulaca oleracea</i>	Cr(VI)	4600 (roots); 1400 (stems)	Alyazouria, Jewsburya, Tayimb, Humphreysa, & Al-Sayahb, 2013
<i>Ficus microcarpa</i>	Cd	419 (overall)	Yeo & Tan, 2011
<i>Ficus microcarpa</i>	Cu	1260 (overall)	Yeo & Tan, 2011
<i>Ficus microcarpa</i>	Pb	1050 (overall)	Yeo & Tan, 2011
<i>Ficus microcarpa</i>	Zn	561 (overall)	Yeo & Tan, 2011
<i>Melastoma malabathricum</i>	Cd	426 (overall)	Yeo & Tan, 2011
<i>Melastoma malabathricum</i>	Cu	1820 (overall)	Yeo & Tan, 2011
<i>Melastoma malabathricum</i>	Pb	2390 (overall)	Yeo & Tan, 2011
<i>Melastoma malabathricum</i>	Zn	1380 (overall)	Yeo & Tan, 2011
<i>Pennisetum purpureum</i>	Cd	1.30 - 7.05 (shoot)	Ishii, Hamano, Kang, Idota, & Nishiwaki, 2015
<i>Helichrysum italicum</i>	Zn	646 (root); 1176 (shoot)	Cao, Cappai, Carucci, & Muntoni, 2004
<i>Helichrysum italicum</i>	Pb	346 (root); 484 (shoot)	Cao et al., 2004
<i>Portulaca grandiflora</i>	Pb	9.77 (overall)	Cho-Ruk, Kurukote, Supprung, & Vetayasuporn, 2006
<i>Sedum plumbizincicola</i>	Cd	35 (root); 93 (shoot)	Ma et al., 2013
<i>Sedum plumbizincicola</i>	Zn	889 (root); 1072 (shoot)	Ma et al., 2013
<i>Sedum plumbizincicola</i>	Pb	99 (root); 101 (shoot)	Ma et al., 2013
<i>Solanum nigrum</i>	Cd	35.9 (root); 77.0 (stem); 117.2 (leaf)	Chen et al., 2014
<i>Solanum nigrum</i>	Zn	167.9 (root); 95.4 (stem); 85.5 (leaf)	Chen et al., 2014
<i>Solanum nigrum</i>	Cu	64.0 (root); 12.3 (stem); 32.2 (leaf)	Chen et al., 2014
<i>Sedum alfredii</i>	Cd	923 (shoot); 137 (root)	Wenhao, Hong, Mei, & Wuzhong, 2013

Figura 35 - Lista de las plantas de cubierta verde más populares utilizadas para la recuperación de metales pesados, (Vijayaraghavan et al., 2018).



Segun (Mentaberry, 2011), existen numerosas ventajas al usar los métodos de la fitorremediación:

- Las plantas pueden ser utilizadas como bombas extractoras de bajo costo para depurar suelos y aguas contaminadas (costo 7-10 veces menor respecto de los métodos tradicionales).
- Las plantas emplean energía solar.
- El tratamiento es in situ.
- Algunos procesos degradativos ocurren en forma más rápida con plantas que con microorganismos.
- Es un método apropiado para descontaminar superficies grandes o para finalizar la descontaminación de áreas restringidas en plazos largos.
- Es una metodología con buena aceptación pública.
- Se generan menos residuos secundarios.

Las limitaciones de estas tecnologías son las siguientes, (Mentaberry, 2011):

- El proceso se limita a la profundidad de penetración de las raíces o a aguas poco profundas.
- La fitotoxicidad es un limitante en áreas fuertemente contaminadas.
- Los tiempos del proceso pueden ser muy prolongados.
- La biodisponibilidad de los compuestos o metales es un factor limitante de la captación.
- Deben considerarse contaminaciones potenciales de la cadena alimentaria y napas de agua.
- Se requiere comprender mejor la naturaleza de los productos de degradación (fitodegradación).
- Falta elaborar el marco regulatorio detallado.

## 7.1 Procesos físicos y químicos

Para el proyecto propuesto, se ha realizado una estimación de los contaminantes atmosféricos que se depositarían en los pavimentos urbanos, tomando como referencia una tabla de la media anual de contaminación atmosférica depositada en Washington en 1983.

*Media anual de contaminación atmosférica depositada en Washington (Kg/ha/año). (MWCOG, 1983).*

Contaminante	Zona rural	Zona suburbana	Zona urbana
ST	110.88	173.6	274.4
DQO	222.88	148.96	235.2
NT	22.288	14.336	19.04
NO <sub>3</sub> -N (nitratos)	10.528	6.272	7.616
NH <sub>3</sub> -N (amonio)	6.16	1.232	1.12
NTK	11.76	8.064	11.424
P <sub>total</sub>	0.7952	0.56	0.9408
Orto-P	0.3136	0.2912	0.392
Cd	-	0.1008	0.00336
Cu	-	0.2352	0.6832
Pb	0.0672	0.4928	0.5936
Fe	-	1.7584	6.272
Zn	0.7504	1.512	0.728

*Figura 36 – Contaminación atmosférica que se deposita en los pavimentos urbanos, MWCOG (Metropolitan Washington Council of Governments), 1983.*

Los datos tomados en consideración son los que se refieren a los contaminantes presentes en la superficie de una zona urbana. En la siguiente tabla (Figura 37) se ha calculado la cantidad de cada contaminante listado en relación con el área del proyecto, es decir, en relación con un área de 4840 m<sup>2</sup>.

En la tercera columna, los valores se expresan en kg/año y se refieren a la concentración de cada contaminante en toda la superficie considerada. En la cuarta columna, los valores se expresan en g/m<sup>2</sup>/año.

Contaminación atmosférica que se deposita en los pavimentos urbano (media anual)			
Contaminante	Zona Urbana (kg/ha/año)	Area proyecto (kg/año)	Area proyecto (g/m <sup>2</sup> /año)
ST	274,4	132,8096	27,44
DQO	235,2	113,8368	23,52
NT	19,04	9,21536	1,904
NO <sub>3</sub> -N Nitratos	7,616	3,686144	0,7616
NH <sub>3</sub> -N Ammonio	1,12	0,54208	0,112
NTK	11,424	5,529216	1,1424
Ptot	0,9408	0,4553472	0,09408
Orto-P	0,392	0,189728	0,0392
Cd	0,00336	0,00162624	0,000336
Cu	0,6832	0,3306688	0,06832
Pb	0,5936	0,2873024	0,05936
Fe	6,272	3,035648	0,6272
Zn	0,728	0,352352	0,0728
<b>Area proyecto (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Area proyecto (ha)</b>		
<b>4840</b>	<b>0,484</b>		

Figura 37 - Tabla en la que se indican los valores de los contaminantes atmosféricos que se depositan en los pavimentos urbano (media anual), en la zona del proyecto.

Una vez que se conoce la cantidad de contaminantes presentes en el área del proyecto es necesario calcular la carga contaminantes movilizada por las escorrentías.

Como referencia de datos se ha tenido en cuenta una tabla de estimación de la carga media transportada durante todo el suceso de lluvia, relativa a varias ciudades españolas.

CMS (mg/L)	Se	M	B	Vi	V	Promedio
DQO	833.7	679.8	583.9	670.8	293.2	612.3
DBO <sub>5</sub>	388.8	384.3		324.0	166.2	315.8
COT	35.0	53.2	33.2	22.2	34.9	35.7
NTK	46.4	38.0	17.1	20.2	40.5	32.4
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	22.0	19.0	5.7	8.2	13.8	13.8
P-total	4.9	7.5	9.0	5.5	6.2	6.6
SS	733.4	597.3	527.5	421.2	229.4	501.8
SSV	486.7	353.3		224.0	134.3	299.6
SD	324.9	361.7	631.3	272.8	964.4	511.0
SDV	131.6	173.0		147.5	279.1	182.8
ST	1058.3	959.0	1158.8	694.0	1193.8	1012.8
Turbidez	222.0	209.6		117.2	125.0	168.5
Cond.	0.5	0.7	1.4	0.5	1.3	0.9
Temp	18.9	16.4	22.4	18.7	19.5	19.2
pH	7.4	8.0	7.6	7.4	7.6	7.6
Cu (dis)	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0
Zn (dis)	0.4	0.3	0.0	0.9	0.2	0.4
Pb (dis)	0.4	0.1	0.0	0.1	0.0	0.1
HC (dis)	5.1	5.7	4.7	3.2	1.4	4.0

Figura 38 - Concentración media de suceso registrado en diversas ciudades españolas. Proyecto PROMEDSU.

A partir de los datos de la tabla se calculó la cantidad de contaminantes movilizados con una lluvia de 20 mm/m<sup>2</sup>. Así se expresa la cantidad en g/m<sup>2</sup> contenida en 20 mm de lluvia. Luego se calcula para 250 mm de lluvia, que es lo que se espera, en promedio, por año, en las regiones semiáridas.

Se debe suponer que el 90% de la lluvia permanecerá almacenada en los sistemas de drenaje diseñados (como se ha verificado en los párrafos anteriores), así como también los contaminantes relativos, contenidos en ella.

Por lo tanto, el 90% de la carga contaminante movilizada por la lluvia será eliminada por el SuDS.

Carga contaminantes asociadas a las escorrentías					
Contaminante	CMS (mg/L)	CMS g/m <sup>2</sup> (20 mm/m <sup>2</sup> )	CMS g/m <sup>2</sup> (250 mm/m <sup>2</sup> )	CMS (g) en Area tot (250 mm)	CMS (g) eliminada =(90%)
ST	1012,8	20,256	253,2	1225488	1102939,2
DQO	612,3	12,246	153,075	740883	666794,7
NT					
NO3 -N Nitratos					
NH3 -N Amonio	13,8	0,276	3,45	16698	15028,2
NTK	32,4	0,648	8,1	39204	35283,6
Ptot	6,6	0,132	1,65	7986	7187,4
Orto-P					
Cd					
Cu	0	0	0	0	0
Pb	0,1	0,002	0,025	121	108,9
Fe					
Zn	0,4	0,008	0,1	484	435,6

Figura 39 – Carga contaminante asociada a las escorrentías, en la zona de proyecto.

## 8. COSTES Y MANTENIMIENTO DE SUDS

### 8.1 Costes de los componentes

A continuación se presenta una estimación de los costos de la instalación de sistemas de drenaje sostenibles para el proyecto propuesto. Los costes incluyen los gastos de construcción de los tejados verdes y de los contenedores subterráneos bajo los árboles.

En ambos tipos de Suds (techos verde, zanjas filtrantes) los gastos considerados incluyen los costes del material utilizado, la excavación, la retirada y la demolición de materiales que haya que retirar, la construcción de un recinto contenedor de bloque para albergar la grava y el resto de materiales de relleno.

Por lo que respecta a los tejados verdes, los costes se refieren a las distintas capas que lo componen:

- La vegetación
- El sustrato
- El filtro
- La lámina drenante
- La capa de protección
- La capa antirraíces

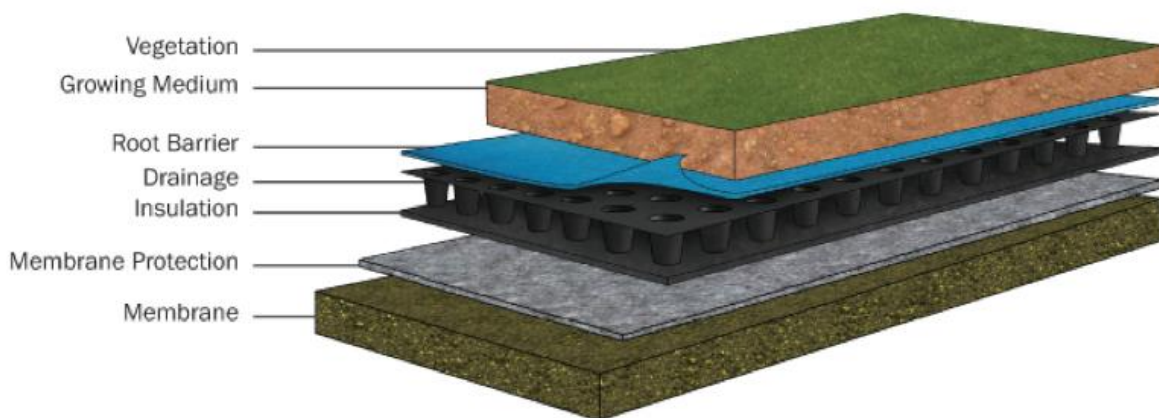


Figura 40 - Resumen de las diferentes capas que componen un tejado verde. Fuente: pagina web de Green Building Alliance.

Por lo que respecta a las zonas de las zanjas filtrantes los costes se refieren a los contenedores subterráneos bajo los árboles capaces de almacenar agua de lluvia.

La tabla en la Figura 41, muestra los costos por metro cuadrado o por metro cúbico de superficie de cada elemento considerado, y el costo total del proyecto de drenaje urbano sostenible que cubre un área de 4,8 Km<sup>2</sup> e incluye sistemas de drenaje para 8 edificios y 8 depósitos subterráneos de agua de lluvia.

Los precios de cada elementos fueron tomados consultando estimaciones reales, actualmente utilizadas en el comercio en España.

<b>Quote of sustainable drainage</b>								
<b>Green Roof</b>								
Vegetation	12	€/m2	300	m2	3600	€	28800	€
Growing medium	2	€/m2	300	m2	600	€	4800	€
Root medium	1	€/m2	300	m2	300	€	2400	€
Drainage	12	€/m2	300	m2	3600	€	28800	€
Membrane protection	7	€/m2	300	m2	2100	€	16800	€
Reservoir under the roof	10	€/m2	300	m3	3000	€	24000	€
<b>Total</b>							<b>105600</b>	<b>€</b>
<b>Tree Area</b>								
Reservoir under the tree	38	€/m3	204,8	m3	7780,5	€	62244	€
<b>Total</b>							<b>167844</b>	<b>€</b>

Figura 41 - Presupuesto para la implementación de sistemas de drenaje urbano sostenible en relación con el proyecto propuesto en el Capítulo 5.

## 8.2 Costes de fitorremediación

En cuanto a la técnica de la fitorremediación, una de sus principales ventajas es su costo relativamente bajo en comparación con otros métodos, (como la excavación), de hecho se ha encontrado que la fitorremediación es menos de la mitad del precio de los métodos alternativos (Movahed and Maeiyat, 2009).

David Glass (Glass, 1998), y otros han estimado que los costos totales del sistema para algunas aplicaciones de fitorremediación serán entre un 50 y un 80% más bajos que los de las alternativas tradicionales. Cada aplicación producirá una evaluación de rendimiento separada, que incluirá la tasa y la escala de limpieza y los costos. En la Figura 42 y 43 se comparan tres estimaciones de los costos reales de las fitorremediación con los tratamientos convencionales.

Problem	Phytoremediation Application	Cost (\$ thousand)	Conventional Treatment	Cost (\$ thousand)	Projected Savings
Lead in soil, 1 acre <sup>a</sup>	Extraction, harvest disposal	\$150-250	Excavate and landfill	\$500	50-65%
Solvents in groundwater, 2.5 acres <sup>b</sup>	Degradation and hydraulic control	\$200 install and initial maintenance	Pump and treat	\$700 annual running cost	50% cost saving by third year
TPH in soil, 1 acre <sup>c</sup>	In situ degradation	\$50-100	Excavate and landfill incinerate	\$500	80%

<sup>a</sup> Phytotech estimate for Magic Marker site (Blaylock et al. 1997).

<sup>b</sup> PRP estimate for Solvent Recovery Systems of New England site.

<sup>c</sup> PERF estimate (Drake 1997)

Figura 42 - Ejemplo de métodos de fitorremediación: comparación de costos (USEPA, 2000).

Caso	Tratamiento con fitorremediación	Costo (miles de pesos)	Tratamiento convencional	Costo (miles de pesos)	Ahorro proyectado
Pb en suelo, 0.405 ha	Extracción, recolección, disposición	\$150-200	Excavación y disposición	\$500	50-65%
Solventes en agua subterránea, 1.012 ha	Degradación y control hidráulico	\$200 de instalación y mantenimiento inicial	Bombeo y tratamiento	\$700 costo de funcionamiento anual	50% de ahorro por tres años
Hidrocarburos en suelo, 0.405 ha	Degradación <i>in situ</i>	\$50-100	Excavación, incineración y disposición	\$500	80%

(Movahed y Maeiyat, 2009)

Figura 43 - Ejemplo de métodos de fitorremediación: comparación de costos. Traducción al español de Movahed and Maeiyat, 2009).

Los componentes susceptibles de fitoextracción incluyen:

- Metales: Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn
- Metaloides: As, Se
- Radionucleidos :  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}$
- No metales

Es importante considerar que el grado relativo de absorción de los diferentes metales variará según los coeficientes de fitoextracción. Los coeficientes de fitoextracción determinados experimentalmente (relación de g de metal/g de peso seco DW del brote a g de metal/g de DW del suelo) para *B. juncea* (Nanda Kumar y otros, 1995) desde (USEPA, 2000), indican, por ejemplo, que el plomo era mucho más difícil de absorber que el cadmio:

Metales	Coefficiente de fitoextracción
$\text{Cr}^{6+}$	58
$\text{Cd}^{2+}$	52
$\text{Ni}^{2+}$	31
$\text{Cu}^{2+}$	7
$\text{Pb}^{2+}$	1.7
$\text{Cr}^{3+}$	0.1
$\text{Zn}^{2+}$	17

El costo estimado a 30 años para la remediación de un sitio de plomo de 12 acres es de 12.000.000 de dólares para la excavación y la eliminación, 6.300.000 dólares para el lavado del suelo, 600.000 dólares para una capa de suelo y 200.000 dólares para la fitoextracción (Cunningham 1996), desde (USEPA, 2000).

En un estudio hipotético que incluía la remediación de una capa de 20 pulgadas de espesor de sedimentos contaminados con Cd, Zn y  $^{137}\text{Cs}$  de un estanque de eliminación de desechos químicos de 1.2 acres, se estimó que el costo de la fitoextracción era aproximadamente un tercio del costo del lavado del suelo (Cornish et al. 1995), desde (USEPA 2000).

Los costos de fitoextracción se estimaron entre 60.000 y 100.000 dólares para la remediación de un acre de marga arenosa de 20 pulgadas de espesor, en comparación con un mínimo de 400.000 dólares por sólo la excavación y el almacenamiento de este suelo (Salt et al. 1995), desde (USEPA 2000).



Los mecanismos de fitorremediación son técnicas relativamente recientes y, en todo caso, todavía en fase de prueba, por lo que no es posible evaluar con gran precisión el costo de cada una de las aplicaciones. Sin embargo, es posible hacer una comparación entre las técnicas tradicionales de eliminación de contaminantes y las que utilizan la fitorremediación.

Tomando como referencia los datos de las Figuras 42 y 43 es posible calcular las economías reales obtenidas mediante las técnicas de fitorremediación para el área del proyecto propuesto en el Capítulo 5, que mide 4840 m<sup>2</sup> (que corresponden a 0,484 ha).

La figura 43 muestra cómo la misma concentración de plomo en un área de 1 acre, eliminada con las técnicas tradicionales, resulta de 500.000 \$, mientras que con las técnicas de fitorremediación de 150-200.000 \$, con un ahorro de 50-65%.

La figura 43 muestra, además que la misma concentración de solventes en agua subterránea, en un área de 2.5 acres, eliminada con las técnicas tradicionales cuesta anualmente 700.000 \$, aunque con las técnicas de fitorremediación (teniendo en cuenta sólo la instalación y el mantenimiento inicial), 200.000 \$, con un ahorro de 50% por tres años.

Finalmente, en lo que respecta a los hidrocarburos en suelo, en un área de un acre, hay un ahorro de hasta el 80%, con un coste de 500.000 \$ con las técnicas tradicionales frente a los 50-100.000 \$ con las técnicas de fitorremediación.

Teniendo en cuenta que las concentraciones de plomo e hidrocarburos, consideradas en la Figura 43, se estiman en una superficie de 0,405 ha, casi equivalente a la superficie total del proyecto propuesto en el capítulo 5, es decir, 0,484 ha, los ahorros conseguidos mediante las técnicas de fitorremediación son más o menos los mismos.

## 9. CONCLUSIONES

Los Sistemas de Drenaje Urbano Sostenible (SuDS) constituyen, actualmente, una alternativa más que válida a las técnicas de drenaje tradicionales, proponiendo un cambio de paradigma mediante soluciones de bajo impacto ambiental y económico, que aprovechan las propiedades del suelo para recoger y retener agua de precipitación, donde esta cae.

La propuesta de diseño presentada en el Capítulo 5 destaca una serie de beneficios derivados del uso de estas nuevas técnicas de drenaje urbano sostenible. Las principales ventajas que se obtienen del uso de los SuDS, en comparación con las técnicas tradicionales, se muestran a continuación.

- La introducción de grandes superficies de suelo permeable permite restablecer las condiciones naturales del ciclo hidrológico del agua para facilitar la infiltración, el almacenamiento y el transporte hacia el acuífero. En particular, este mecanismo permite el control de las inundaciones, la reducción de las sequías y de la punta de caudal, minimizando la escorrentía.
- La existencia de depósitos de recogida de agua de lluvia, colocados bajo los techos verdes y bajo las zanjas filtrantes, permite que el agua sea almacenada y reutilizada, después de varios tratamientos. Esto es un beneficio en términos económicos, ya que ahorra el costo de cualquier bombeo para encontrar agua y en términos ambientales, evitando la sobreexplotación del acuífero, especialmente en regiones con climas semiáridos, donde hay una particular escasez de agua. Los depósitos pueden almacenar completamente una cantidad de lluvia de  $20 \text{ mm/m}^2$ , es decir, para la zona en cuestión, correspondiente a 9,68 litros (10 Litros), respectivamente 8,4 litros, bajo los techos y 1,6 litros bajo las zanjas filtrantes.
- El uso de los Suds, también permite la reducción de la cantidad de contaminantes. La presencia de pavimentos permeables, de hecho, permite que las cantidades de lluvia caída, movilizando los contaminantes depositados en superficie, transporten los contaminantes dentro de los contenedores que constituyen los sistemas de drenaje sostenibles. Mediante tablas de referencia se hizo una estimación del tipo y de las cantidades de contaminantes depositados en la superficie del área considerada, que, en la realidad, correspondería a  $4840 \text{ m}^2$ . Se realizó un

cálculo de la carga contaminante movilizada por las escorrentías, expresa en  $\text{g}/\text{m}^2$ , contenida en 20 mm de lluvia y luego estimada para 250 mm de lluvia, que es lo que se espera, en promedio, por año, en las regiones semiáridas. Presumiendo que el 90% de la lluvia permanecerá almacenada en los sistemas de drenaje diseñados así como también los contaminantes relativos, contenidos en ella, se puede decir que el 90% de la carga contaminante movilizada por la lluvia será eliminada por los SuDS.

La contaminación puede reducirse, aún más, mediante el uso de técnicas de fitorremediación, utilizando plantas particulares capaces de capturar un determinado tipo de metal. Algunas plantas empleadas para la fitoestabilización son: *Hyparrhenia hirta* (Pb); *Zygophyllum fabago* (Zn); *Lupinus albus* (Cd, As); *Anthyllis vulneraria* (Zn, Pb, Cd); *Deschampsia cespitosa* (Pb, Cd, Zn); *Cardaminopsis arenosa* (Cd, Zn); *Horedeum vulgare*, *Lupinus angustifolius* y *Sécale cereale* (As); *Lolium italicum* y *Festuca arundinaceae* (Pb, Zn); *Brassica júncea* (Cd, Zn, Cu, Mn, Fe, Pb).

- El aumento de las zonas verdes es una ventaja visual y paisajística que preserva y promueve la biodiversidad de la flora y de la fauna, trayendo beneficios a los seres humanos (mejora estética, mejora de la calidad del aire, mejora de la calidad de vida...), además de reducir el efecto de 'isla de calor urbano'. La utilización de algunos tipos de plantas, concebidas específicamente para regiones de clima semiárido, permite también la supervivencia de especies que necesitan poca agua y pueden soportar una larga exposición a altas temperaturas y a ráfagas de viento, como plantas que pertenecen a la familia de las: *Crassulaceae* (*Sedum*, *Sempervivum*, *Talinum* y *Delosperma*); *Herbáceas Perennes* (*Dianthus*, *Phlox*, *Campanula*, *Allium*, *Achillea*, *Sage* y *Lavandula*); *Poaceae* (*Festuca*, *Carex*, *Deschampsion*, *Andropogon*, *Bouteloua*, *Sesleria* y *Sporobolus*), *Bulbosas* (*Tulipa*, *Muscari* y *Narcissus*).
- Las SuDS permiten tener un ahorro notable en términos económicos en comparación con las técnicas de drenaje tradicionales normales. Entre las ventajas hay el hecho de que la sombra que proporcionan los tejados verdes permite reducir la temperatura en el interior del edificio y, por lo tanto, una disminución de la demanda de energía del mismo. Además el uso de los SuDS permite una disminución del consumo energético en la gestión del agua urbana, reduciendo la cantidad de escorrentía que entra a la red de saneamiento (necesidad de bombeo y depuración). Finalmente, el empleo de la fitorremediación, las técnicas de reducción de los

contaminantes por las plantas, permite alcanzar un importante ahorro económico, porque cuesta menos de la mitad del precio de los métodos alternativos. Para la superficie considerada de 4840 m<sup>2</sup>, los tratamientos convencionales para la eliminación de la misma concentración de plomo, es de 600 dólares, contra sobre 200 dólares, con los tratamiento con fitorremediación. Además de la eliminación de hidrocarburos en el suelo, ofrece un ahorro de hasta el 80% con el uso de plantas, en comparación con los tratamientos tradicionales.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEXANDRI, E. & JONES, P. 2008. Temperature decreases in an urban canyon due to green walls and green roofs in diverse climates. *Building and environment*, 43, 480-493.
- ANDRÉS-DOMÉNECH, I., MONTANARI, A. & MARCO, J. 2010. Stochastic rainfall analysis for storm tank performance evaluation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14, 1221-1232.
- ANTA, J., PUERTAS, J., SUÁREZ, J., DEL RÍO CAMBESES, H. & OUBIÑA, D. H. Gestión de las aguas pluviales en ámbito urbano: Las técnicas de drenaje urbano sostenible. Río Mandeo, cuenca fluvial y desarrollo sostenible, 2012. 381-398.
- BARCELÓ, J. & POSCHENRIEDER, C. 2003. Phytoremediation: principles and perspectives. Laboratori de Fisiologia Vegetal, Facultat de Ciències, Universitat Autònoma de Barcelona
- BRENNEISEN, S. 2003. Ökologisches Ausgleichspotenzial von extensiven Dachbegrünungen-Bedeutung für den Arten-und Naturschutz und die Stadtentwicklungsplanung. *Basel, verfügbar als e-paper unter www.zhaw.ch, letzter Aufruf am, 26, 2016.*
- BREUNING, J. & YANDERS, A. 2008. Introduction to the FLL Guidelines for the Planning, Construction and Maintenance of Green Roofing. *Green Roofing Guideline.*
- BÜTTNER, G., FERANEC, J., JAFFRAIN, G., STEENMANS, C., GHEORGHE, A. & LIMA, V. 2002. Corine land cover update 2000. *Technical guidelines.*
- CASTLETON, H. F., STOVIN, V., BECK, S. B. & DAVISON, J. B. 2010. Green roofs; building energy savings and the potential for retrofit. *Energy and buildings*, 42, 1582-1591.
- COMMISSION, E. E. 2011. Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo, al Consiglio, al Comitato Economico e Sociale Europeo e al Comitato delle Regioni. Tabella di marcia verso un'Europa efficiente nell'impiego delle risorse. COM (2011)-571.
- CONAMA, F. 2018a. Agua y Ciudad. Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible. Grupo de trabajo ST-10. Congreso Nacional del Medio Ambiente 2018. Fundación Conama., 1-25.
- CONAMA, F. 2018b. SOLUCIONES BASADAS EN LA NATURALEZA.
- CONTRERAS, E., CASTILLO, I., D'ECOLOGIA, À. & I MOBILITAT, U. 2015. Guía de azoteas vivas y cubiertas verdes.
- DEBO, T. N. & A.J., R. 1995. Municipal storm Water Management. CEC Press..., Inc.
- DELGADILLO-LÓPEZ, A. E., GONZÁLEZ-RAMÍREZ, C. A., PRIETO-GARCÍA, F., VILLAGÓMEZ-IBARRA, J. R. & ACEVEDO-SANDOVAL, O. 2011. Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación. *Tropical and subtropical agroecosystems*, 14, 597-612.
- DUNNETT, N., GEDGE, D., LITTLE, J. & SNODGRASS, E. C. 2011. *Small green roofs: low-tech options for greener living*, Timber Press.
- DURÁN CUEVAS, P. 2011. *Transferencia de metales de suelo a planta en áreas mineras: Ejemplos de los Andes peruanos y de la Cordillera Prelitoral Catalana*, Universitat de Barcelona.
- EEA 2006. Urban sprawl in Europe: The ignored challenge. *European Environment Agency*, EEA Report No 10/2006.
- EEA 2010. The European Environment: State and Outlook (2010c). *European Environment Agency*, water quality, thematic assesment, Copenagen, Denmark.
- ESPADA-MELGAR, D. 2013. Estudio de Especies Mediterráneas para Uso en Techos Verdes. *Universidad de Córdoba.*
- FENG, C., MENG, Q. & ZHANG, Y. 2010. Theoretical and experimental analysis of the energy balance of extensive green roofs. *Energy and buildings*, 42, 959-965.

- FRÜH, B., KOBMANN, M. & ROOS, M. 2011. *Frankfurt am Main im Klimawandel: Eine Untersuchung zur städtischen wärmebelastung.*
- FUJII, S., CHA, H., KAGI, N., MIYAMURA, H. & KIM, Y.-S. 2005. Effects on air pollutant removal by plant absorption and adsorption. *Building and Environment*, 40, 105-112.
- GARCÍA, Á. L. & THOMAS, A. P. Integración de sistemas urbanos de drenaje sostenible en la rehabilitación del espacio urbano. *Greencities & sostenibilidad: Málaga, 2-3 oct 2014: inteligencia aplicada a la sostenibilidad urbana: comunicaciones y 2ª biennial de proyectos de edificación y urbanismo sostenible, 2014.* 291-313.
- GARCÍA HABA, E. 2012. Control de escorrentías urbanas mediante pavimentos permeables: aplicación en climas mediterráneos.
- GLASS, D. 1998. The 1998 United States Market for Phytoremediation. Needham, MA, D. Glass Associates. Inc.
- HAUBNER, S. M. Georgia Stormwater Management Manual. 2001. Georgia Institute of Technology.
- HAYAS LÓPEZ A., L. U. A., ESPADA MELGAR D., RUIZ DE ADANA SANTIAGO M., MARTÍN-CONSUEGRA FERNÁNDEZ E., PEÑA ACEVEDO A., AYUSO MUÑOZ J., LORA GONZÁLEZ A., GIRÁLDEZ CERVERA J. V., LAGUNA LUNA A., GUZMÁN DÍAZ G., CONTRERAS V., RAMÓN MANZANO J., JIMÉNEZ GONZÁLEZ F.J., CÁCERES V., RAMAJO L., RAMÓN JIMÉNEZ J., PÉREZ A., T. VANWALLEGHEM 2015. Optimizando el potencial de techos verdes para la rehabilitación energética de edificios: interacción entre sustratos reciclados, propiedades hídricas y eficiencia energética. *Universidad de Córdoba - Bonterra Ibérica y Paisajes del Sur*, Guía Técnica.
- HERNÁNDEZ, J. R. 2008. *Estudio, análisis y diseño de secciones permeables de firmes para vías urbanas con un comportamiento adecuado frente a la colmatación y con la capacidad portante necesaria para soportar tráfico ligero: study, analysis and design of permeable sections of pavements for urban roads with an appropriate behaviour facing blockage and the needed bearing capacity to support light traffic*, Universidad de Cantabria.
- HIRSHMAN, D. & KOSCO, J. 2008. Managing Stormwater in Your Community: A Guide for Building an Effective Post-Construction Program. EPA Publication No: 833-R-08-001. *Center for Watershed Protection, Ellicott City, MD.* [http://www.cwp.org/online-watershed-library/doc\\_download/70-postconstruction-manual-managing-stormwater-in-your-community](http://www.cwp.org/online-watershed-library/doc_download/70-postconstruction-manual-managing-stormwater-in-your-community).
- JONES, R. J., HIEDERER, R., RUSCO, E., LOVELAND, P. J. & MONTANARELLA, L. 2004. *The map of organic carbon in topsoils in Europe*, European Commission, Directorate General Joint Research Centre.
- LAU, S. S. & YANG, F. 2009. Introducing healing gardens into a compact university campus: design natural space to create healthy and sustainable campuses. *Landscape Research*, 34, 55-81.
- LI, J.-F., WAI, O. W., LI, Y., ZHAN, J.-M., HO, Y. A., LI, J. & LAM, E. 2010. Effect of green roof on ambient CO2 concentration. *Building and Environment*, 45, 2644-2651.
- MASSERONI, D., MASSARA, F., GANDOLFI, C. & BASCHETTI, G. 2018. Manuale sulle buone pratiche di utilizzo dei sistemi di drenaggio urbano sostenibile. Università degli studi di Milano.
- MENTABERRY, A. 2011. Fitorremediación. *Agrobiotecnología, Universidad de Buenos Aires.*
- MINKE, G. 2004. Planificación, Ejecución, Consejos Prácticos. *Techos Verdes, Editorial Fin de Siglo*, 3, 1-86.
- MOVAHED, N. & MAEIYAT, M. Phytoremediation and sustainable urban design methods. 45th ISOCARP international congress, Porto, Portugal, 2009. 18-22.
- NELSON, T. A. 2010. A Comparative Study of Three Growing Media and Four Plant Groups Under Extensive Green Roof Conditions in San Luis Obispo, CA.
- NIACHOU, A., PAPAKONSTANTINOY, K., SANTAMOURIS, M., TSANGRASSOULIS, A. & MIHALAKAKOU, G. 2001. Analysis of the green roof thermal properties and investigation of its energy performance. *Energy and buildings*, 33, 719-729.
- PERALES-MOMPARLER, S., HERNÁNDEZ-CRESPO, C., VALLÉS-MORÁN, F., MARTÍN, M., ANDRÉS-DOMÉNECH, I., ANDREU ÁLVAREZ, J. & JEFFERIES, C. 2014. Su DS Efficiency during the Start-Up Period under Mediterranean Climatic Conditions. *CLEAN—Soil, Air, Water*, 42, 178-186.
- PORTLAND, C. O. 2008. Stormwater Management Manual. *City of Portland. Portland, Oregon. Technical Support Memo for Runoff Reduction Method... CSN.*

- PROKOP, G., JOBSTMANN, H. & SCHÖNBAUER, A. 2011. Overview of best practices for limiting soil sealing or mitigating its effects in EU-27. *European Communities*, 227.
- PUERTAS, J., SUÁREZ, J. & ANTA, J. 2008. Gestión de las aguas pluviales. Implicaciones en el diseño de los sistemas de saneamiento y drenaje urbano. *Monografía M98, CEDEX, Madrid*.
- ROWE, D. B. 2011. Green roofs as a means of pollution abatement. *Environmental pollution*, 159, 2100-2110.
- SABAU, M. 2017. A Look to the Sustainable Draining Systems: Criteria of Sustainability and Successful Cases.
- SÁNCHEZ VILLALUENGA, C. 2015. Evolución de la calidad del suelo, disponibilidad de metales pesados y vegetación en un depósito minero de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión tras su rehabilitación mediante fitoestabilización asistida.
- SAURA, F. & FERRERAS, C. 1972. *Estudio climatológico de la provincia de Murcia*, Instituto de Orientación y Asistencia Técnica del Oeste; Centro de ...
- SECO, I. & GÓMEZ, M. 2013. Calidad de aguas en tiempo de lluvia. Estudio de una cuenca urbana en la región mediterránea y calibración de un modelo hidrológico y de calidad en SWMM 5.0. *Barcelona. Marcombo*, 2.
- SOIL, M. 2017. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. *European Environment*, 9213, 505-8.
- SUÁREZ-LÓPEZ, J., JIMÉNEZ-FERNÁNDEZ, V., JÁCOME-BURGOS, A., ANTA-ÁLVAREZ, J., ÁLVAREZ-CAMPANA, J. M. & ZAFRA-MEJÍA, C. 2016. " Water Quality volume" in the northwest of Spain for sizing of highway runoff treatment systems.
- SUÁREZ, J. P., J.; JÁCOME, A.; ANTA, J.; DEL RÍO, H.; HERNÁNDEZ, D.; BLANCO, J.; ARIAS, R.; MOURIÑO, N.; ROMERO, J.L. 2008. Contaminación en tiempo de lluvia en los sistemas de saneamiento separativo: problemática y soluciones en medio costero. I Congreso Internacional Ingeniería Civil e Territorio Galicia-Norte de Portugal. Vigo, España.
- SUSCA, T., GAFFIN, S. R. & DELL'OSSO, G. 2011. Positive effects of vegetation: Urban heat island and green roofs. *Environmental pollution*, 159, 2119-2126.
- TEMPRANO GONZÁLEZ, J., GABRIEL CERVIGNI, M., SUÁREZ LÓPEZ, J. & TEJERO MONZÓN, J. I. 1996. Contaminación en redes de alcantarillado urbano en tiempo de lluvia: control en origen.
- TURBÉ, A., DE TONI, A., BENITO, P., LAVELLE, P., RUIZ, N., VAN DER PUTTEN, W., LABOUZE, E. & MUDGAL, S. 2010. Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers. Bio Intelligence Service, IRD. and NIOO Technical Report 2010–049 for European Commission (DG Environment ...)
- USEPA, U. S. E. P. A. 1994. National Water Quality Inventory. 1992 Report to Congress: EPA-841-R-94-001. Office of Water ^ eWashington DC Washington DC.
- USEPA, U. S. E. P. A. 2000. Introduction to Phytoremediation. *EPA/600/R-99/107, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati, OH*.
- VAN RENTERGHEM, T. & BOTTELDOOREN, D. 2009. Reducing the acoustical façade load from road traffic with green roofs. *Building and environment*, 44, 1081-1087.
- VAN RENTERGHEM, T. & BOTTELDOOREN, D. 2011. In-situ measurements of sound propagating over extensive green roofs. *Building and environment*, 46, 729-738.
- VIJAYARAGHAVAN, K., REDDY, D. H. K. & YUN, Y.-S. 2018. Improving the quality of runoff from green roofs through synergistic biosorption and phytoremediation techniques: a review. *Sustainable Cities and Society*.
- WONG, M. H. 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*, 50, 775-780.
- WONG, N. H., CHEN, Y., ONG, C. L. & SIA, A. 2003. Investigation of thermal benefits of rooftop garden in the tropical environment. *Building and environment*, 38, 261-270.
- WOODS-BALLARD, B., KELLAGHER, R., MARTIN, P., JEFFERIES, C., BRAY, R. & SHAFFER, P. 2007. *The SUDS Manual*, Ciria London.
- WOODS BALLARD, B., WILSON, S., UDALE-CLARKE, H., ILLMAN, S., SCOTT, T., ASHLEY, R. & KELLAGHER, R. 2015. The SuDS Manual; CIRIA: London, UK, 2015. *Google Scholar*.
- YANG, H. S., KANG, J. & CHOI, M. S. 2012. Acoustic effects of green roof systems on a low-profiled structure at street level. *Building and Environment*, 50, 44-55.

YANG, J., YU, Q. & GONG, P. 2008. Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago. *Atmospheric environment*, 42, 7266-7273.



