

Evaluación de Estrategias Sostenibles de Manejo de Aguas Pluviales en Colombia

Alberto Rincón Peñaloza

Monografía para optar por el Título de: Ingeniero Civil

Universidad de Pamplona

Facultad de Ingeniería y Arquitectura

Departamento de Ingeniería Ambiental, Civil y Química

Programa Ingeniería Civil

Pamplona

2024

Evaluación de Estrategias Sostenibles de Manejo de Aguas Pluviales en Colombia

Alberto Rincón Peñaloza

Monografía para optar por el título de: Ingeniero Civil

Director

Msc. Diego Iván Sánchez Tapiero

Universidad de Pamplona

Facultad de Ingeniería y Arquitectura

Departamento de Ingeniería Ambiental, Civil y Química

Programa Ingeniería Civil

Pamplona

2024

Dedicatoria

A mis padres, Maruja Peñaloza Jaimes y Samuel Rincón Vásquez, quienes con su amor incondicional, apoyo constante y entrega han sido mi mayor inspiración y fortaleza a lo largo de este camino hacia la ingeniería civil. A mis hermanos, José del Carmen y José del Rosario, y mis queridas hermanas que me acompañan desde el cielo, por su aliento, compañía y comprensión durante cada etapa de este desafío académico. Vuestra presencia ha sido fundamental para mantenerme motivado y centrado en alcanzar este logro.

Este trabajo es el resultado del empeño grupal de toda mi familia, cuyo apoyo ha sido invaluable en cada paso del camino. Gracias por creer en mí y por ser mi mayor fuente de apoyo y motivación.

Agradecimientos

A Dios, por ser mi guía y fortaleza en cada paso de este camino académico y por brindarme la sabiduría y el discernimiento necesarios para alcanzar mis metas.

A mis padres, por su amor incondicional, apoyo inquebrantable y sacrificios que hicieron posible mi formación como ingeniero civil. Su constante aliento y confianza en mí fueron la motivación más grande.

A compañeros de estudio, por los instantes compartidos, el intercambio de conocimientos y la amistad que hemos cultivado. Sus contribuciones y colaboración fueron fundamentales en mi aprendizaje y desarrollo académico.

A mis profesores, por su dedicación, conocimientos impartidos y orientación académica a lo largo de mi carrera. Gracias por inspirarme a explorar nuevas ideas y desafiar mis límites intelectuales.

A la Universidad de Pamplona, por proporcionarme las herramientas educativas necesarias y por ser el espacio donde pude crecer académicamente. Agradezco a toda la familia de la comunidad universitaria que contribuyeron a mi formación profesional.

Este logro no habría sido realizado sin el apoyo y la contribución de cada una de estas personas y entidades. Gracias por formar parte de mi trayecto hacia la adquisición del título de ingeniero civil.

Tabla de Contenido

Introducción	9
Aspectos Generales	10
Aguas Pluviales y Estrategias Sostenibles	10
Principios Básicos de la Gestión de Aguas Pluviales	14
Normativas y Regulaciones sobre el Manejo de Aguas Pluviales	16
Implementación de las Estrategias Sostenibles en Sistemas de Aguas Pluviales	18
Tipos de Estrategias Sostenibles para el Manejo de Aguas Pluviales	18
Techos verdes.....	19
Pavimentos permeables.....	21
Jardines de lluvia.....	24
Zanjas de infiltración	26
Tanques de detención y retención.....	29
Diseño e Implementación de Estrategias	30
Techos verdes extensivos.....	30
Techos verdes intensivos	42
Pavimentos permeables de asfalto poroso	43
Pavimentos permeables en concreto poroso	46
Pavimentos en adoquines.....	48
Pavimentos modulares	50

Jardines de lluvia.....	51
Tanques de detención y retención en concreto	54
Tanques de detención y retención de plástico.....	55
Beneficios Ambientales, Sociales y Económicos de las Estrategias Sostenibles	56
Estrategias Implementadas a nivel Internacional.....	58
Parque centenario de la Universidad de Chulalongkong, Bangkok, Tailandia.....	58
El parque La Marjal, España.....	59
Bosco Verticale, Milán, Italia	60
California Academy of Sciences, San Francisco, Estados Unidos	61
Plaza del agua Benthemplein, Rotterdam, Países Bajos	63
Estrategias Implementadas en Colombia	64
Contexto del Manejo de Aguas Pluviales en Colombia.....	64
Políticas Nacionales	66
Proyectos y Programas de Manejo de Aguas Pluviales en Colombia	68
Programa de gestión de infraestructura verde, Medellín	68
Proyecto canales, Bogotá	68
Programa lluvia para la vida, Cundinamarca	68
Alcantarillado pluvial en la urbanización Heliópolis, Cúcuta	69
Plan maestro de drenajes pluviales, Cartagena	69
Estrategias Sostenibles Implementadas en Diversas Regiones del País	69

Discusión de las Estrategias Sostenibles en Colombia	74
Conclusiones	80
Referencias.....	83

Lista de Figuras

Figura 1 Impactos de la Urbanización en el Ciclo del Agua	11
Figura 2 Estructura de un Techo Verde	19
Figura 3 Jardín de Lluvia	25
Figura 4 Zanjas de Infiltración.....	28
Figura 5 Techo Verde de Sedum	31
Figura 6 Geotextiles	36
Figura 7 Parque Centenario	58
Figura 8 Parque La Marjal	60
Figura 9 Bosco Verticale	60
Figura 10 Academia de Ciencia de California.....	62
Figura 11 Plaza del Agua Bentemplein	64
Figura 12 Edificio Legacy	73

Introducción

El manejo adecuado de las aguas de lluvia es un desafío crucial en el contexto urbano contemporáneo, donde el crecimiento poblacional y el desarrollo de las zonas urbanas han intensificado los problemas de inundaciones, contaminación del agua y deterioro del entorno natural. En este sentido, las estrategias sostenibles han surgido como una respuesta innovadora y necesaria para abordar estos problemas de manera eficaz y respetuosa con el medio ambiente.

El ciclo hidrológico natural ha sido perturbado significativamente por la impermeabilización del suelo y la elaboración de infraestructuras urbanas convencionales, como alcantarillas y drenajes, diseñadas principalmente para evacuar rápidamente las aguas pluviales. Este enfoque tradicional ha demostrado limitaciones al generar efectos secundarios no deseados, como el aumento del escurrimiento superficial, la contaminación de recursos acuáticos cercanos y la erosión del terreno.

En contraste, las estrategias sostenibles en la gestión de aguas pluviales buscan restaurar el equilibrio natural del ciclo hídrico urbano. Estas estrategias incluyen la implementación de infraestructuras resilientes, como tejados verdes, jardines de lluvia y pavimentos permeables, que fomentan la infiltración del agua de lluvia en el terreno y su almacenamiento temporal. Además, promueven el uso eficaz del agua, la minimización de la degradación ambiental y la optimización de la calidad del recurso hídrico, contribuyendo así a la creación de entornos urbanos más resilientes y sostenibles.

Este trabajo se enfoca en explorar las estrategias sostenibles implementadas en Colombia para el control de aguas pluviales. Se examinarán diversas tipologías de estas estrategias y algunas regulaciones pertinentes a nivel nacional e internacional. Se revisarán ejemplos exitosos de su

implementación en contextos urbanos, evaluando tanto los beneficios ambientales como los desafíos específicos que enfrenta el país.

Aspectos Generales

Aguas Pluviales y Estrategias Sostenibles

Según Anderson J. (2003) Uno de los términos fundamentales en el control completo del agua es el ciclo hidrológico, que explica cómo el agua se mueve y transforma en la tierra. No obstante, este ciclo ha experimentado cambios significativos en sus aspectos y dimensiones, principalmente debido al rápido aumento de las áreas urbanizadas y sus poblaciones correspondientes.

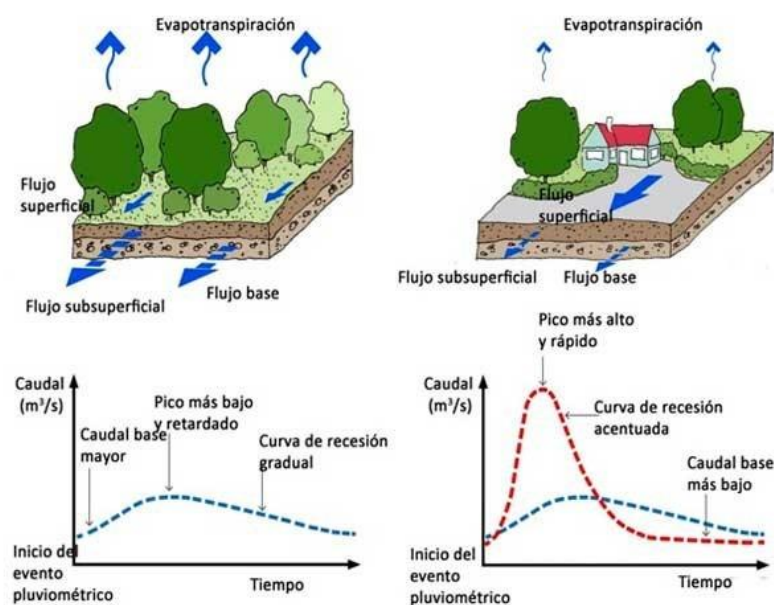
La urbanización aumenta la transformación de suelos en superficies más impermeables, lo que perturba el ciclo hidrológico en entornos urbanos, resultando en un incremento del drenaje superficial y el caudal pico. Durante el proceso de urbanización, se construyen sistemas de drenaje convencionales y alcantarillas para evacuar rápidamente las aguas de lluvia de las áreas urbanas, pero esto conlleva efectos indeseables tal como la degradación de las características del agua (Mguni, 2016). Además, esta situación conlleva una reducción en la infiltración de las aguas de precipitación y, por consiguiente, minimizando la recuperación de los acuíferos. (Peña y Melgarejo, 2016).

La impermeabilización del suelo tiene un impacto significativo en cómo se distribuye el agua entre infiltración y escorrentía. En entornos naturales, típicamente la mayor parte del agua de lluvia, entre el 80% y el 90%, se infiltra en el suelo, mientras que solo entre el 10% y el 20% se convierte en escorrentía. En áreas residenciales con baja a media densidad urbana, la infiltración puede reducirse a aproximadamente entre el 50% y el 60%, con la escorrentía aumentando al rango del 40% al 50%. En contraste, en áreas altamente urbanizadas, la infiltración puede disminuir

significativamente, cayendo a valores tan bajos como del 0% al 10%, lo que aumenta la proporción de escorrentía hasta alcanzar el 90% o incluso el 100% del agua precipitada (Jaume, 2016). Este dramático cambio implica que casi toda el agua precipitada se transforma en escorrentía superficial, aumentando el riesgo de inundaciones, erosión del suelo, la presencia de sustancias o elementos nocivos que afectan la salud y calidad de los recursos de agua, sobrecarga del sistema de desagüe urbano y otros sin número de problemas que trae el inadecuado manejo de las aguas pluviales.

Figura 1

Impactos de la Urbanización en el Ciclo del Agua



Nota. Adaptada de impactos de la urbanización en el ciclo del agua, por iAgua, (2016), (<https://www.iagua.es/blogs/ana-abellan/impactos-urbanizacion-ciclo-agua>)

Según Arnell & Gosling (2016) dicen que para el 2050 se proyecta que los actuales eventos de inundaciones cada 100 años ocurrirán al menos dos veces más frecuentemente que hoy en el

40% del mundo. El riesgo de inundaciones para la sociedad humana y los ecosistemas comprende tres elementos a saber la amenaza de inundación, la exposición y la vulnerabilidad de los sistemas afectados. Para disminuir los daños y los impactos de las inundaciones, la gestión de amenaza de inundaciones urbanas tiene como objetivo mejorar la habilidad de la infraestructura para absorber el excedente de aguas de inundaciones, mitigar la susceptibilidad de las personas a los peligros de crecidas y mejorar la adaptación de las personas y comunidades vulnerables (Zhou, 2024).

En el diseño de sistemas de alcantarillado, no se tomaba en cuenta la presencia de contaminantes que ingresan al sistema ni su descarga al medio ambiente receptor., ya que la escorrentía contiene varios tipos de contaminantes con altas concentraciones, especialmente durante el periodo inicial de los eventos de tormenta (McGrane, 2016). Entre los contaminantes más comunes se encuentran la acumulación de sedimentos debido a la erosión de sólidos, sustancias que demandan oxígeno, microorganismos indicadores tales como coliformes fecales o totales, patógenos bacterianos como *Salmonella* o *Clostridium*, y otros agentes altamente peligrosos como *Vibrio cholerae*, que pueden causar consecuencias de salud en humanos y en animales. También se pueden encontrar metales pesados, que generalmente están presentes en el agua de escorrentía y pueden ser altamente peligrosos si sus concentraciones superan ciertos niveles máximos permitidos, así como otras sustancias tóxicas que pueden aparecer debido a vertidos contaminantes, como plásticos, fenoles, cresoles, pesticidas, herbicidas, aceites, grasas, cloruros, entre otros. Desde finales de los años sesenta, países con sistemas de saneamiento más avanzados como Inglaterra, Estados Unidos, Francia y Dinamarca han reconocido la importancia de investigar la liberación de contaminantes durante los eventos de lluvia para preservar la categoría global del agua en ríos y masas de agua (Ugarte, 2012).

No obstante, el crecimiento urbano no puede detenerse completamente debido a estos factores ambientales. Es crucial sensibilizar a la población sobre la urgencia y la prioridad de abordar este problema (Brears, 2016). Para enfrentar estos desafíos, actualmente se están implementando estrategias sostenibles para la gestión de aguas de lluvia. Esto abarca la aplicación de prácticas y la instalación de infraestructuras diseñadas para controlar los flujos de agua de lluvia y mitigar sus efectos (Barrancon et al., 2024). Estas estrategias también se les puede conocer como Sistemas Urbanos de Drenaje Sustentables (SUDS), término que es originado del Reino Unido, en Estados Unidos se les conoce como BMP (Best Management Practices) la cual es una recopilación de las mejores prácticas en el control de la eficiencia hídrica que pueden ayudar a las instalaciones comerciales e institucionales a comprender y gestionar su uso del agua, también busca establecer un programa eficaz de gestión del agua e identificar proyectos y prácticas que pueden reducir el uso de agua de las instalaciones (Environmental Protection Agency [EPA], 2017). En España y en diversas naciones hispanohablantes, se les llama Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS) o Técnicas de Drenaje Urbano Sostenible (TDUS). En Chile, se conocen como Técnicas Alternativas de Drenaje (TAD), mientras que en Australia se les denomina Diseño Urbano Sensible al Agua (WSUD, Water Sensitive Urban Design). En Nueva Zelanda, se refieren a ellos como Diseño y Desarrollo Urbano de Bajo Impacto (LIUDD).

En el décimo congreso mundial del agua celebrado en Melbourne, Australia, Wong (2000) señaló que el propósito de la sostenibilidad es preservar y proteger los bienes naturales, fomentar diversos modos de vida y crear infraestructuras duraderas que eviten la degradación ambiental y la sobreexplotación de los recursos. Por lo tanto, la cuantificación y la implementación de la sustentabilidad son conceptos controvertidos y procesos ambiguos que deben abordarse considerando las particularidades específicas de cada área de investigación.

Principios Básicos de la Gestión de Aguas Pluviales

El control eficaz de los sistemas de aguas de las precipitaciones es necesario para proteger tanto el entorno construido como el natural. Sin embargo, la gestión de las aguas pluviales se enfrenta a múltiples y creciente desafíos.

En primer lugar, los esquemas de aguas pluviales existentes se han diseñado en función de datos históricos de precipitaciones; sin embargo, cada vez hay más pruebas de que los patrones de precipitaciones están cambiando con el cambio climático, y muchos lugares están sujetos a tormentas más frecuentes e intensas (Mallakpour y Villarini, 2016). En consecuencia, los sistemas de aguas pluviales están cada vez más sujetos a eventos que exceden sus capacidades de diseño, lo que da como resultado una frecuencia y gravedad crecientes de inundaciones (Whitfield, 2012).

En segundo lugar, la expansión de las zonas urbanas altera los procesos naturales, influyendo en la infiltración y la evapotranspiración y complicando la comprensión de su dinámica (McGrane, 2016). También puede tener implicaciones en la calidad, ya que los factores a escala de cuenca, como el diseño del suelo urbano, también influyen en los efectos de las aguas de lluvia en la eutrofización de las masas de agua abajo (Taylor et al., 2004).

La necesidad de preservar los ecosistemas río abajo es otro factor impulsor del cambio, ya que se reconoce que las aguas pluviales son una base importante de degradación de la calidad en las masas de aguas que la reciben (Jefferson et al., 2017) y los contaminantes en la escorrentía pueden amenazar la salud de los ecosistemas (Mullapudi et al., 2017).

El envejecimiento de la infraestructura y las limitaciones del diseño actual y las prácticas operativas proporcionan un mayor impulso para el cambio (Mullapudi et al., 2017). Por ejemplo, destacaron que la infraestructura envejecida está luchando por seguir el ritmo del clima dinámico

y cambiante y que puede no tener suficiente capacidad de adaptación para abordar adecuadamente las nuevas demandas que se le imponen (Naughton et al., 2021).

Debido a lo mencionado anteriormente, uno de los aspectos destacados en el control ambiental urbano, desde la perspectiva de la resiliencia ecológica es el tratamiento de los recursos de agua en áreas urbanas. En este contexto, diversas instituciones internacionales y entidades locales han reevaluado cómo se manejan los recursos acuáticos en entornos urbanos. Tal como, el Banco Mundial, a través del concepto de Gestión Integral de Aguas Urbanas (GIAU), ha estado fomentando la implementación de respuestas para los desafíos urbanos relacionados con el agua, integrando tres dimensiones que en conjunto ofrecen soluciones integrales para los problemas hídricos urbanos. Estas incluyen los servicios de agua urbana, la gestión de cuencas y el desarrollo urbano, todo esto con la premisa de que los problemas actuales del agua en entornos urbanos se deben a la deficiencia de una visión integral y completa del sistema acuático (Orozco Roa, 2016). La gestión de aguas pluviales debe considerarse como parte integral de la planificación urbana y del manejo del conjunto de recursos acuáticos considerando todos los aspectos que impactan en la interacción entre el control de aguas pluviales, la infraestructura urbana y los recursos naturales.

La premisa central de estos sistemas es replicar los procesos naturales al manejar la precipitación cerca de donde ocurre. Estos sistemas pueden ser configurados para reducir el flujo de agua antes de que alcance ríos, arroyos u otros cuerpos de agua. También establecen zonas dedicadas al almacenamiento del agua en entornos naturales, facilitando su infiltración a través del suelo, su evaporación desde la superficie o su absorción por la vegetación (Hernández y Vargas, 2015).

Normativas y Regulaciones sobre el Manejo de Aguas Pluviales

El control de aguas de lluvia es un reto crítico en la planificación urbana y el manejo de recursos acuáticos, especialmente en un entorno global de aumento de la urbanización y cambio climático. El manejo inadecuado de estas aguas puede provocar inundaciones, contaminación de masas de agua y degradación de la infraestructura urbana. Para enfrentar estos desafíos, es esencial contar con un marco normativo robusto que guíe la planificación y ejecución de estrategias efectivas y sostenibles. Diversas normativas y regulaciones han sido desarrolladas para establecer estándares y directrices que promueven la gestión adecuada de aguas pluviales. Estas regulaciones no solo buscan minimizar los impactos negativos asociados con la escorrentía, si no también optimizar el uso de este recurso natural, protegiendo la calidad del agua y mejorando la capacidad de las ciudades para adaptarse a eventos extremos. A continuación, se presenta algunas normativas y regulaciones a nivel internacional y nacional que guían la gestión de aguas pluviales, destacando su importancia y aplicación en diferentes contextos.

La Ley de Aguas de México, que fue aprobada el 27 de mayo de 2003, tiene como objetivo ajustar la administración completa de los recursos acuáticos y los servicios de agua potable, alcantarillado y drenaje. Además, establece normas para el tratamiento y la reutilización de aguas remanentes en el Distrito Federal (Decreto Ley del Derecho a los Servicios Públicos de Agua Potable, Drenaje, Alcantarillado y Tecnología Hídrica de la Ciudad de México, 2003).

La Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, emitida el 23 de octubre de 2000, define un marco comunitario para la gestión de políticas hídricas. Este marco abarca la conservación de aguas superficiales continentales, transicionales, costeras y subterráneas. La directiva también incluye el control de aguas pluviales como parte integral respecto a los planes

de gestión de regiones hidrográficas, subrayando la importancia de reducir la contaminación y controlar el escurrimiento urbano (Directiva 2000/60/CE, 2000).

La Clean Water Act (Ley de Agua Limpia, CWA) proporciona el marco fundamental para regular los vertidos de contaminantes en las masas de los Estados Unidos y establecer índices de calidad para las aguas superficiales. Originalmente promulgada en 1948 bajo el nombre de Ley Federal de Control de la Contaminación del Agua, la CWA experimentó una reorganización y expansión significativa en 1972 con las Enmiendas de la Ley de Agua Limpia, adoptando así su nombre común. La sección 402 de la CWA establece el Programa Nacional de Eliminación de Descargas de Contaminantes (NPDES), que incluye permisos específicos para la descarga de aguas pluviales. Este programa promueve prácticas sostenibles para mitigar la contaminación y gestionar el escurrimiento urbano (US EPA, 2013).

La ISO 46001:2019 Es la nueva norma publicada por la Organización Internacional ISO, su propósito es facilitar una administración eficaz del agua, teniendo como tres aspectos claves fundamentales reducir, reutilización y reemplazar (Carrillo J, 2019).

En el Reino Unido, la política nacional de planificación ofrece directrices a las autoridades locales sobre los tipos de desarrollos que pueden llevarse a cabo, así como los requisitos que deben integrarse en las políticas locales. El Marco de Política de Planificación Nacional (NPPF) prioriza la implementación de técnicas de drenaje resilientes y evalúa la posible influencia de los nuevos desarrollos sobre el riesgo de inundaciones. NPPF establece una política firme para la gestión de amenazas de inundaciones, asignando a las autoridades locales la responsabilidad de desarrollar planes locales y tomar decisiones sobre solicitudes y permisos de planificación. En 2012, se introdujo la Ley de Gestión de Inundaciones y Aguas en el Reino Unido, que promueve el

desarrollo de soluciones para prevenir inundaciones y la evaluación continua de sus efectos (Fratino et al., 2012).

Implementación de las Estrategias Sostenibles en Sistemas de Aguas Pluviales

Tipos de Estrategias Sostenibles para el Manejo de Aguas Pluviales

Existe una creciente demanda global por abordar el control de aguas de lluvia desde un enfoque integradora que incorpore parámetros hidrológicos, ambientales y sociales, lo cual ha impulsado el rápido aumento en la aceptación de Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS), también llamados como Mejores Prácticas de Gestión (BMPs) o Diseño Urbano Sensible al Agua (WSUD), entre otros términos (Perales & Domenech, 2008).

Según Jaume (2016) Los Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS) reducen tanto el volumen como el caudal pico del agua de escorrentía urbana. Esto permite abordar la problemática de la habilidad hidráulica deficiente de los sistemas convencionales de drenaje, que no pueden manejar los flujos generados debido a la impermeabilización del suelo provocada por el crecimiento urbano.

A continuación, se explorarán los tipos principales de estrategias sostenibles para el control de aguas pluviales, destacando sus beneficios y aplicaciones en diferentes entornos, las cuales integran soluciones que se apoyan en lo natural y en la infraestructura verde para gestionar la escorrentía de manera efectiva y sostenible, entre las diversas aproximaciones se incluyen técnicas de infiltración, almacenamiento, reutilización y gestión de la calidad del agua.

Techos verdes

Un tejado verde es un esquema de capas que abarca una membrana impermeabilizante, un sustrato de cultivo y la propia capa de plantas. Los tejados verdes suelen incluir un estrato de drenaje, un estrato de barrera de raíces y si el clima lo requiera un sistema de riego. En las últimas décadas, el espacio que queda para la vegetación en el paisaje urbano ha disminuido, lo que permite el crecimiento descontrolado de carreteras y edificios (Shrikant et al., 2013).

Figura 2

Estructura de un Techo Verde



Nota. Adaptada de estructura de un Techo Verde, por Medioambiente en acción, 28 de abril de 2021, (<https://medioambiente enaccion.com.ar/contenido/4375/guia-para-hacer-un-techo-verde-todo-lo-que-ienes-que-saber>)

La tecnología de techos verdes puede considerarse como una solución innovadora para la mayor parte de los problemas ambientales y de salud en ciudades sostenibles, así como en áreas de gran altitud. Los beneficios de los techos verdes demostraron que pueden desempeñar un papel importante para hacer que las ciudades sean más seguras, sostenibles y resilientes al cambio

climático. Además, los techos verdes pueden convertirse en una solución real para muchos de los problemas ambientales y de salud, como: reducción del ruido, enfoques para reducir y ajustarse al cambio climático, reducción de CO₂, disminución de la temperatura del aire y mejora del confort térmico exterior, reciclaje de aguas grises en edificios, desarrollo sostenible en edificios residenciales, sistema de mitigación de inundaciones, técnicas de ahorro de energía en edificios. Todos estos beneficios de los techos verdes los convierte en una tecnología innovadora que se puede aplicar para reverdecer los techos de edificios existentes y nuevos (Balabel et al., 2023).

Dentro de las ventajas se tiene que los techos verdes pueden adsorber una gran cantidad de agua lluvia, lo que ayuda a prevenir inundaciones localizadas, de igual manera las plantas de estos techos pueden adsorber contaminantes y emitir oxígeno, mejorando la calidad del aire y ayudando al medio ambiente. Por otro lado, los módulos de techo verde ayudan a mantener la temperatura de las edificaciones bajo control, permitiendo tener un equilibrio al interior, también actúa como una capa adicional de aislamiento, absorbiendo hasta el 30% de la contaminación acústica ambiental (Balabel et al., 2023).

Los techos verdes ofrecen numerosos beneficios, pero también presentan algunas desventajas. La principal desventaja de estos es el costo de instalación, los cuales son más caros de construir que los techos planos comunes por que puede ser necesario reforzar la estructura subyacente para soportar la carga adicional, los costos de paisajismo y jardinería deben de considerarse incluso con plantas simples, por último, los sistemas de techado verde son propensos a sufrir daños y filtraciones, las raíces de las plantas pueden atravesar la membrana impermeable, lo que provoca filtraciones en el techo y daño estructurales. Aunque las soluciones de cubiertas verdes tienen pocos inconvenientes, los beneficios superan ampliamente a los inconvenientes (Balabel et al., 2023).

Los techos verdes suelen dividirse en dos categorías principales: intensivos y extensivos, clasificados según el grosor de sus capas, el tipo de plantación y su fin específico.

Los techados verdes extensivos son más comunes en la instalación, representando aproximadamente el 91% de los casos. Necesitan menos infraestructura, mantenimiento y riego debido a su sustrato delgado y vegetación ligera. Esto resulta en menores costos de instalación y mantenimiento, así como en un peso adicional menor para la estructura donde se colocan, en relación con los techos verdes intensivos. (Morales et al., 2017). Los techados verdes extensivos se instalan típicamente para proporcionar servicios específicos, siendo las reducciones de temperatura de verano y la captura de aguas pluviales los más estudiados (Oberndorfer et al., 2007).

Por otro lado, los techados verdes intensivos, al ser similares en estructura a un jardín tradicional, poseen un peso considerablemente mayor y necesitan una estructura más robusta. Estos techos pueden albergar desde arbustos pequeños hasta árboles y equipos más complejos, a menudo destinados a propósitos recreativos. Debido a estas características, la instalación y el mantenimiento de techos verdes intensivos son costosos, puesto que la plantación requiere riego constante fertilización, poda y control de plagas para mantenerse en condiciones óptimas (Saadatian et al., 2013).

Pavimentos permeables

Los sistemas de pavimento convencionales, que transportan rápidamente el escurrimiento superficial de las aguas pluviales a los arroyos, dan como resultado un aumento de la erosión del suelo, el volumen de escurrimiento y la circulación de contaminantes a los ríos (Hussein et al., 2022). Por esta razón, los pavimentos filtrantes nacen como una solución para mitigar el problema del escurrimiento superficial y los picos de caudal que provocan desbordamientos en áreas urbanas donde la cuenca ha desvanecido su capacidad de infiltración. Estos sistemas están diseñados para

crear áreas donde el agua pueda infiltrarse o almacenarse, reduciendo la cantidad de agua de precipitaciones que corre rápidamente e incrementando los periodos de concentración del agua. Se sugiere su implementación en áreas de pendiente baja y bajo tráfico, como calles con circulación ligera u ocasional, estacionamientos, aceras y otros lugares, siempre que el nivel de agua subterránea esté significativamente debajo del nivel de la zona de conservación para evitar interferencias o reducción del volumen de almacenamiento disponible. (Legret et al., 1999). En los países desarrollados, los sistemas de pavimento filtrante se están emplean comúnmente como una infraestructura verde, una medida de control de aguas pluviales para regular eficazmente la esorrentía de estas (Brudler et al., 2016).

La estructura típica de un pavimento permeable, de abajo hacia arriba, incluye una explanada compactada como base, encima de la cual se sitúa una capa de sub-base. Encima de esta sub-base se ubica un estrato de base transitoria de granulometría abierta, seguida de una superficial filtrante. Se pueden incorporar geotextiles para filtración y separación entre las capas, así como otros elementos como geocumpuestos, tuberías perforadas, membranas impermeables o celdas de plástico (Espino et al., 2021). En términos generales, las principales tipologías de pavimentos permeables disponibles incluyen pavimentos de concreto poroso, de asfalto poroso y en adoquines o modulares.

Los materiales porosos consisten en un armazón granular forrado con un aglutinante, que distingue entre dos principales tipos de superficies filtrantes: el asfalto poroso, que utiliza aglutinantes bituminosos, y el concreto poroso, que emplea aglutinantes hidráulicos. en los dos casos, la combinación se realizan con un porcentaje de huecos de entre el 18% y el 20% de tal manera que garantice la habilidad hidráulica, empleando áridos de alta calidad con granulometrías amplias y un bajo contenido de partículas finas (Valerio et al., 2016).

Los pavimentos de concreto poroso usualmente emplean cemento Portland junto con varios aditivos, tales como humo de solice, superplastificantes, incorporadores de aire y modificadores de viscosidad. También se han probado soluciones basadas en polímeros, particularmente con látex polimérico tipo EVA (Yang y Jiang, 2003). Para aplicaciones de tráfico, la proporción de cemento generalmente excede los 300 kg/m³, y en diseños convencionales, la relación agua/cemento suele ser superior a 0,4, descendiendo a 0,2 al usar aditivos o soluciones poliméricas en las mezclas (Espino et al., 2021).

Los pavimentos filtrantes hechos de adoquines suelen estar formados con juntas abiertas e impermeables o por adoquines porosos. En los adoquines porosos, el porcentaje de huecos generalmente supera el 20%, en tanto que, en los adoquines impermeables, las juntas constituyen entre el 20% y 8% del área definitiva del pavimento y pueden ser rellenados con arena de 2-5 mm (Mullaney y Lucke, 2013). Una ventaja notable de estos pavimentos es su flexibilidad en términos estéticos.

Los adoquines permeables se fabrican con concreto poroso y refuerzos de polímeros, lo que aumenta su resistencia al desgaste. No obstante, se ha evidenciado que esta mejora no es suficiente para soportar las demandas vehicular comunes en carreteras principales y autopistas (Scholz y Grabowiecki, 2007). A pesar de esto, la elevada porosidad de estos adoquines beneficia una mejor capacidad de ventilación e infiltración.

La capa superior de los esquemas modulares puede estar compuesta por celdas de plástico muy duradero o por bloques de concreto, los cuales se llenan con grava o tierra para permitir la siembra de césped, el cual el tipo de terreno y las temperaturas determinan cual césped es el indicado. Dentro de los céspedes, más comunes tenemos el Bermuda, Ray-Grass, Festuca entre otros (Ferguson, 2005). La planificación y la función de estas áreas de césped reforzado con

compartimientos de plástico o hormigón difieren significativamente de los tipos de pavimentos mencionados anteriormente, particularmente en cuanto a su espacio permeable. Los refuerzos de concreto tienen una permeabilidad que varía entre el 20% y el 50%, mientras que los refuerzos de plástico pueden alcanzar una permeabilidad que puede exceder el 90% (Mullaney y Lucke, 2013).

Los recursos empleados para llenar los espacios vacíos en las retículas de hormigón y plástico están compuestos por una mezcla de materia orgánica y áridos, con el objetivo de asegurar una apropiada habilidad de infiltración y proporcionar apoyo para el crecimiento vegetal. La vegetación plantada debe incluir especies locales capaces de tolerar altos niveles de contaminación y condiciones de escasez de agua, ya que este estrato a menudo enfrenta condiciones climáticas que pueden influir en su durabilidad (Espino et al., 2021).

Los pavimentos permeables presentan varias desventajas que limitan su aplicación en ciertos contextos. No son adecuados para áreas con una alta concentración de sedimentos. debido al riesgo de obstrucción. Además, su uso se restringe a carreteras con bajo volumen de tráfico, ya que no son adecuados para soportar cargas pesadas. La velocidad máxima de tránsito permitida sobre estos pavimentos es de 48 km/h. También, presentan una amenaza elevada de obstrucción y crecimiento excesivo de vegetación. si no se les proporciona un mantenimiento apropiado. Por último, no son recomendables en áreas con niveles freáticos elevados, ya que la infiltración excesiva puede afectar la estabilidad del pavimento y la estructura subyacente (Castro, 2011).

Jardines de lluvia

los jardines de lluvia, también conocidos como celdas de biorretención e instalaciones de bioinfiltración, son depresiones poco profundas con vegetación que son medidas de control descentralizadas a microescala para el manejo de agua de las precipitaciones. Como estructura de ingeniería, los jardines de lluvia recogen el agua de precipitaciones de áreas impermeables como

techos, carreteras y estacionamientos. De esta manera, pueden contribuir a aliviar los efectos negativos de la escorrentía al incrementar la capacidad de detención de la cuenca (Bak y Barjenbruch, 2022) y minimizar el impacto ambiental negativo de la rápida expansión urbana y el cambio climático.

Figura 3

Jardín de Lluvia



Nota. Adaptada de Jardin de Lluvia, por PaisajismoDigital, (2020), (<https://paisajismodigital.com/blog/jardin-de-lluvia-alternativa-sostenible-para-tu-hogar/>)

Los primeros jardines de lluvia se elaboraron en Estados Unidos en los años de 1990. En los años siguientes, se desarrollaron jardines de lluvia en otros países. El creciente número de implementaciones ha requerido la adquisición de datos sobre su funcionalidad, incluido el desempeño hidrológico. Varios investigadores han intentado probar el desempeño hidrológico de los jardines de lluvia utilizando las herramientas y la escala disponible. Hasta la fecha, se han construido muchos modelos físicos para simular el rendimiento de los jardines de lluvia, incluidos

los modelos SWMM, RECARGA, DRAINMOND, SUSTAIN, WinSLAMM y GAST (Burszta-Adamiak et al., 2023).

La identificación de factores importantes en el desempeño de las celdas de biorretención podría ayudar en la evolución de recomendaciones para el diseño de sistemas de biorretención. Hay muchos factores que incluyen en el desempeño de un sistema de biorretención. Entre ellos, varios investigadores señalan el tamaño del sistema en relación con su cuenca, tipo y profundidad del medio filtrante, tipos de vegetación, construcción y mantenimiento del sistema (Winston et al., 2016). Las características de las precipitaciones son otro factor importante que debe considerarse en la etapa de diseño de los jardines de lluvia, por que independientemente de las disposiciones de los estratos estructurales de los jardines de lluvia, la intensidad de las precipitaciones de larga duración puede superar el índice de infiltración de las capas del terreno, lo que lleva a la retención superficial y eventual al desbordamiento (Conley et al, 2022).

Utilizando vegetación apropiada y capas filtrantes de sustrato, el jardín de lluvia puede pretratar el agua y permitir el acceso a capas más profundas del suelo. Así, el agua lluvia se retiene en el paisaje. Si las condiciones del suelo no son propicias para la infiltración de agua (por ejemplo, hay suelo arcilloso), se puede disponer un jardín de lluvia en un contenedor o una versión sellada en el suelo. El incremento de agua se puede descargar en el sistema de drenaje de aguas de precipitación a través de un desbordamiento de emergencia con un retraso significativo. Esta solución reduce los efectos negativos de la precipitación y mejora la condición del agua vertida (Kasprzyk et al, 2022).

Zanjas de infiltración

Elaborar zanjas de infiltración en las pendientes es una implementación considerada para captar agua de precipitaciones, recargar acuíferos y preservar la calidad del suelo y del agua (Cotler

et al., 2015). Estas zanjás, comúnmente utilizadas en varios países, son pequeñas excavaciones en la tierra que siguen las curvas de nivel y suelen estar acompañadas de montículos de tierra en la parte superior e inferior (Somers et al., 2018).

La planificación de estas zanjás debe adaptarse a la habilidad de infiltración del terreno. Si la infiltración es alta, las zanjás no necesitarán llenarse mucho y serán adecuadas zanjás pequeñas. En situaciones de baja infiltración, se producirá rebasamiento a menos que las zanjás sean de mayor tamaño. Sumado a una habilidad de infiltración muy baja puede llevar a una acumulación prolongada de agua, lo que podría perjudicar las zanjás, incrementar los índices de evaporación o el impacto en la vegetación que este alrededor.

En Chile, las zanjás de infiltración, junto con la vegetación, no solo contribuyen a la restauración de terrenos desgastados por erosión y desertificación, en lugar de también han evidenciado ser muy eficaces en la captación de humedad, lo cual facilita un crecimiento más rápido de las plantas. Principalmente se utiliza la especie *P. radiata* en combinación con zanjás de infiltración, aunque también se han incorporado otras especies como el pimentero (*Schinus areira* L.), el eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill), el eucalipto rojo (*Eucalyptus camaldulensis* Dehnh), el molle (*Schinus latifolius*), el quillay (*Quillaja saponaria* Mol), el acacio (*Robinia pseudoacacia* L.), el aroma australiano (*Acacia melanoxylon* R. Brown), el nogal (*Juglans regia* L.) y el castaño (*Castanea sativa* Mill.) en proyectos piloto orientados a la biodiversidad (Pizarro et al., 2003).

Figura 4*Zanjas de Infiltración*

Nota. Adaptada de Zanjas de Infiltración, por Contexto Ganadero, (2023), (<https://www.contextoganadero.com/agricultura/que-son-las-zanjas-de-infiltracion-y-como-funcionan>)

El escurrimiento del agua de precipitación contiene grandes cantidades de nitrógeno, fósforo y metales pesados (Bai et al., 2022). Para reducir varios contaminantes en el escurrimiento de agua de precipitación de las carreteras y regular el escurrimiento de agua de lluvia, se emplean diferentes instalaciones de biorretención (tanques de biorretención, jardines de lluvia, zanjas ecológicas, estanques biológicos de árboles, etc). Las zanjas ecológicas son modificaciones de las zanjas duras tradicionales, que forman un sistema equilibrado de cadenas ecológicas a través del suelo, microbios, plantas y degradan sinérgicamente la materia orgánica, el fósforo y otros contaminantes en el drenaje a través del metabolismo (Gill et al., 2008).

Las zanjas ecológicas tienen ventajas de un buen efecto de purificación de contaminantes, un tamaño reducido, bajos costos de operación y mantenimiento y tiene buena ecología, economía y sostenibilidad en el manejo y reciclaje de aguas residuales. Las zanjas ecológicas típicamente no necesitan de sistemas de aireación ni de productos químicos adicionales, lo cual disminuye el gasto de energía y los gases que contribuyen al efecto invernadero emitidos. Además, las plantas dentro del sistema absorben CO₂ atmosférico mediante la fotosíntesis, contribuyendo así a reducir la cantidad gases de efecto invernadero en el aire y mitigando las emisiones de carbono (Chen et al., 2023).

Tanques de detención y retención

Los estanques de detención de aguas pluviales son la herramienta de control de aguas pluviales más utilizadas para reducir los impactos de las descargas de estas aguas (Tixier et al., 2011). Los impactos negativos de la descarga directa de aguas pluviales incluyen perturbaciones no naturales en el transporte de sedimentos, contaminación ambiental e inundaciones río abajo (Walsh et al., 2012).

Los estanques de retención recogen las aguas pluviales de las zonas urbanas, como calles, tejados y aparcamientos, cuando llueve o se derrite la nieve. Por ende, surgen dos riesgos principales. En primer lugar, las descargas urbanas pueden superar la capacidad de los arroyos cercanos. En segundo lugar, los contaminantes urbanos transportados por las aguas de lluvia pueden degradar el ecosistema de las masas de agua que la reciben. Los estanques de retención de aguas pluviales tienen como objetivo mitigar el impacto de ambos riesgos. Estos estanques se pueden caracterizar por ser de retención húmedos o secos. Un estanque de retención húmedo siempre tiene una cantidad mínima de agua constante, mientras que uno seco puede vaciarse por completo (de ahí los nombres) (Goorden et al., 2024).

Las condiciones para la planificación de estanques de retención de aguas de lluvia se basan, en general, en el caudal máximo permitido de descarga en el arroyo o río receptor cercano, la probabilidad de desbordamiento de emergencia y la proporción de contaminantes en el agua descargada (Mobley y Culver, 2014).

Se puede optar por utilizar un tanque de concreto, como ha sido comúnmente hecho para la elaboración de sistemas de detención de agua de la precipitación. Sin embargo, desde la década de 1980 ha surgido una tecnología opcional que sustituye estas estructuras de concreto por elementos plásticos celulares en forma de celdas. Estos componentes están mayoritariamente fabricados en polipropileno y están diseñados para resistir las condiciones típicas de aguas pluviales, así como las fuerzas verticales y horizontales que pueden surgir en una instalación subterránea.

En los años 1980, tanques hechos con celdas plásticas fueron introducidos inicialmente en Europa, acompañados por la adopción de pavimentos permeables. Su uso se extendió considerablemente a inicios de la década de 1990 y hacia finales de esa década, las estructuras fueron inducidas en el Reino Unido (CIRIA, 2016).

Diseño e Implementación de Estrategias

Techos verdes extensivos

Los estratos colocados en los tejados verdes son críticamente importantes, ya que la efectividad adecuada de estos está directamente relacionada con la presencia y calidad de estas capas. La estructura común de un techo verde extensivo está compuesta de arriba hacia abajo por: vegetación, sustrato de cultivo, capa de filtro (geotextil), capa de drenaje, barreras contra raíces, membrana impermeabilizante y estructura de soporte. Las plantas adecuadas para tejados verdes extensivos comparten adaptación que les permiten sobrevivir en condiciones duras. Estas plantan

tienen características tolerantes al estrés, incluyendo un crecimiento bajo, compacto o formando esteras; follaje perenne o crecimiento duro y ramificado; y otras estrategias de tolerancia o evitación de la sequía, como hojas suculentas, capacidad de almacenamiento de agua o fisiología CAM (metabolismo ácido de las crasuláceas) (Oberndorfer et al., 2007).

La composición y el tipo de vegetación en los techados verdes dependen de varios factores, especialmente de la profundidad del sustrato. Los sustratos más superficiales, que varían entre 2 y 5 cm de profundidad, se secan más rápidamente y experimentan mayores fluctuaciones de temperatura, pero pueden mantener comunidades simples como el musgo *Sedum*. Por otro lado, los sustratos más profundos, que van de 7 a 15 cm, permiten una diversidad mayor de pastos, geófitos, plantas alpinas y herbáceas perennes adaptadas a la sequía, aunque también pueden ser propensos a la proliferación de malezas no deseadas (Oberndorfer et al., 2007).

Figura 5

Techo Verde de Sedum



Nota. Adaptada de Techo Verde de Sedum, por VerdeActivo-Techos Verdes, (2023), (<https://verdeactivo.cl/riego-eficiente-en-techos-vegetales-con-sedums/>)

En Toronto, Canadá se realizó un estudio que evaluó el desempeño de ocho extensos bancos de prueba de techos verdes para la reserva de agua de la precipitación, la intensidad de descarga y el crecimiento de la vegetación en un área altamente urbanizada. Los bancos de prueba de 3.24 m² se construyeron con un sustrato con alto contenido orgánico y dos tipos de plantaciones: la primera una mezcla de hierbas y pastos nativos plantados a partir de semillas y la segunda de esteras comerciales de Sedum spp. Sujetos a 90 eventos de lluvia natural, los bancos de prueba de techo verde retuvieron completamente el 87% y el 40% de los eventos de lluvia pequeños (0.2-4.8 mm) y medianos (5-19.8 mm), respectivamente. Los bancos de prueba con Sedum spp tuvieron una mayor retención que aquellos plantados con plantas nativas, probablemente debido a una mayor cobertura vegetal (Saade et al., 2023).

Desde que la industria de los tejados verdes comenzó en el suroeste de Alemania, son los más antiguos se encuentran en esta región. Una asociación entre la industria y la academia de la Universidad de Sheffield y ZinCo GmbH ayudo a otorgar acceso a una serie de techos antiguos junto con documentación de su construcción, componentes y mantenimiento en algunos casos. Los techos inspeccionados estaban a 50 km de la ciudad de Stuttgart, incluidas ciudades más pequeñas como Esslingen, Köngen y Tübingen. Después de dos o tres décadas, las antiguas cubiertas verdes extensivas estudiadas estaban dominadas por una cubierta vegetal de Sedum, con diversos grados de diversidad florística por encima. Se identificaron cinco tipos principales de vegetación según las condiciones del hábitat, la diversidad de especies y el predominio. Los diversos tipos de pradera de Sedum pueden ejemplificar la intención original de replicar la comunidad vegetal de Sedo-Scleranthetea, mientras que el techo de Sedum pobre en especies puede reflejar un

empobrecimiento de este ideal. La diversidad y la estructura de los conjuntos de especies observados en los techos de Sedum florísticamente diversos se parecían a los de Sedo-Scleranthetea, ciertamente en relación con el clima, ya que las hierbas altas y los pastos se benefician de los períodos húmedos, mientras que las especies de Sedum mantienen la cubierta vegetal durante los períodos cálidos con sequía intermitente. Estos hallazgos reivindican la intuición ecológica detrás de la plantilla de hábitat utilizada aquí. Aun así, es esencial señalar que, en el mejor de los casos, podemos dirigir la vegetación, ya que las complejas fuerzas de la sucesión y la ecología urbana son las que en última instancia están a cargo (Thuring y Dunnet, 2021).

El sustrato del tejado verde puede entenderse como un sustituto del suelo común para el espacio habitable de la comunidad vegetal. Para la ecologización de los tejados, no es una solución ideal utilizar solo tierra, especialmente arcilla, debido a su peor composición y mayor peso. Si queremos utilizar la parte superior del suelo que se desprendió antes de la construcción de la casa, es ventajoso aligerarlas con cargas minerales o arena. Las cargas minerales incluyen Liapor roto, piedra pómez, ladrillos porosos rotos. Se recomienda aligerar la capa superior del suelo con un 30-60 % en volumen de cargas minerales con una fracción de 0-16 mm. La elección del sustrato y su espesor se elige entonces de acuerdo con la composición de la vegetación planificada y la habilidad de carga de la subestructura (Šenfeldr et al., 2019).

El sustrato es un material poroso y sólido que proporciona soporte a las raíces de las plantas y actúa como un reservorio esencial de agua, nutrientes y oxígeno. Cada método de cultivo requiere un tipo específico de sustrato, adaptado a condiciones físicas y químicas adecuadas, influenciadas por factores como el recipiente utilizado, las condiciones ambientales, las prácticas de manejo y el tipo de planta (Barbaro et al., 2017).

Considerando los factores mencionados, las propiedades físicas clave que debe tener un sustrato adecuado incluyen una densidad apropiada para facilitar su manejo y transporte, así como proporcionar un anclaje adecuado para las plantas. Además, es fundamental que el sustrato tenga una distribución adecuada de poros que permita la disponibilidad de aire y agua. Una buena aireación asegura la oxigenación del sistema radicular, mientras que una proporción adecuada de poros capaces de retener agua permite que las plantas absorban los nutrientes y la humedad necesarios para su desarrollo (Barbaro et al., 2017).

Es crucial optimizar los sustratos para asegurar que los sistemas de techos verdes sean efectivos y minimicen cualquier impacto ambiental adicional en comparación con los techos convencionales. Es fundamental suministrar nitrógeno y fósforo a las plantas en cantidades adecuadas para evitar que se filtren al sistema de drenaje. La permeabilidad y la eliminación de zonas estancas pueden lograrse mediante el uso de materiales porosos y un ligero inclinación de 3 a 5 grados. Para la mezcla del sustrato, se recomienda una proporción de 30-70% de componentes orgánicos e inorgánicos (Schunck et al., 2013), con el propósito de reducir la turbidez y la concentración total de sólidos suspendidos. Además, se puede mejorar la capacidad de retención hídrica utilizando componentes inorgánicos altamente absorbentes como la zeolita o la piedra pómez (Molineux et al., 2009). Diseñar e implementar sistemas de techos verdes con sustratos inadecuados puede tener repercusiones negativas, afectando la calidad del agua de escurrimiento, que puede ser de mejor calidad en tejados convencionales como los de zinc, plástico o fibrocemento (Luckett, 2009).

El biocarbon, es un material poroso rico en carbono derivado de biomasa o desechos biogénicos, se destaca como un aditivo excepcional para los sustratos de techos verdes debido a su peso ligero, altas capacidades de retención de aguas y nutrientes y resistencia inherente a la

degradación biológica. Las adiciones de biocarbon permite sustratos de techos verdes más livianos y un mejor suministro de agua a las plantas, lo que hace posible no solo la expansión de la selección de plantas en climas secos sino también la mejora en la retención de aguas pluviales de los sustratos (Lee y Kwon, 2024).

En Sri Lanka, Estado insular de Asia, situado al sur este de la península de la India, se realizó un estudio de viabilidad para estimar los parámetros óptimos del sustrato para un techo verde sostenibles. En la investigación experimental fue diseñada y llevado a cabo sistemáticamente para comparar las características fisicoquímicas y biológicas de cinco sustratos de residuos orgánicos del suelo hechos de aserrín, fibra de coco, biocarbon, compost y corteza de madera como los principales materiales de cultivo. La fibra de coco resulto ser el sustrato menos salino, lo que podría facilitar en gran medida la captación de nutrientes en las raíces de las plantas durante la filtración de agua. El compost elaborado a partir de restos vegetales, harinas de desechos y estiércol animal posee altos nutrientes debido a su rico contenido de aminoácidos. Sin embargo, otros resultados experimentales muestran que el compost tiene una alta tasa de evaporación y es muy propenso a los ataques de patógenos (Kader et al., 2022).

Los sustratos para cubiertas verdes elaborados a partir de desechos orgánicos proporcionarían un medio de cultivo más liviano que la mayoría de los sustratos tradicionales que se utilizan actualmente. Por lo tanto, es una solución alternativa óptima para proteger las losas de los edificios con cubiertas verdes de las grietas debido al peso del sustrato. También mejora la salud del suelo con una abundancia de nutrientes y una mayor retención de agua (Kader et al., 2022).

La membrana de filtro también conocido como separador sirve para que la zona seca se obstruya por los elementos de sustrato lavados. El tejido filtrante se coloca, en algunos casos,

directamente sobre la lámina perfilada, lo que puede reducir el tiempo necesario para su colocación. Generalmente son membranas geotextiles de polipropileno o poliéster que facilitan el paso del agua, pero no del sustrato. Para cubiertas planas con un espesor de sustrato de hasta 250 mm, son suficientes tejidos con un gramaje de 100-200 g/m². El lecho filtrante se coloca en todos los puntos de contacto con el sustrato con otros materiales (Šenfelđr et al., 2019).

En el estudio que evaluó diversas combinaciones de sustrato y membrana filtrante en techos verdes, se utilizaron tres tipos de geotextiles. El primero es conocido como geotextil clásico, un geocompuesto que pesa alrededor de 250 g/m² y está compuesto por un geotextil tejido de polipropileno (PP) negro adherido a un geotextil no tejido verde que contiene un 70% de polipropileno y un 30% de polietileno. El segundo tipo de geotextil, llamado reciclado, es un geotextil no tejido de polipropileno (PP) blanco reutilizado, con una masa de aproximadamente 250 g/m². El tercer tipo, denominado geofoam de novedad, es una geoespuma de poliestireno expandido (EPS) con una densidad de aproximadamente 22 kg/m³ (Carrera et al., 2022).

Figura 6

Geotextiles



Geotextile G1



Geotextile G2



Geofoam G3

Nota. Aspecto de los geo sintéticos utilizados en su estado original, tomada de <https://doi-org.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/10.1016/j.jobbe.2021.103455>

En relación a los geotextiles mencionados anteriormente y utilizados como capa separadora, es crucial destacar que el geofoam resulta inadecuado para esta aplicación específica. Aunque demostró buenos resultados al ser incorporado en la capa de sustrato, sus características, especialmente las físicas e hidráulicas, así como su durabilidad a procesos de desgaste como la hidrólisis y la oxidación, no cumplen con el estándar mínimo requerido para considerarse un material adecuado. La permeabilidad del geofoam es de 7.1 mm/s, lo que equivale a un 16.36% y un 10.71% en comparación con la permeabilidad de los otros dos geotextiles utilizados respectivamente (Carrera et al., 2022).

Los otros dos materiales investigados, el geo compuesto verde-negro y el geotextil punzonado blanco, demostraron un rendimiento satisfactorio y mostraron resistencia suficiente a los efectos del deterioro ambiental, especialmente el geotextil punzonado blanco. Además, ambos materiales exhibieron una buena resistencia a los esfuerzos típicos de las obras, como el punzonamiento estático y la perforación dinámica. En particular, la estructura tejida del geo compuesto verde-negro mostró la mayor resistencia, soportando una fuerza un 28% mayor que el geotextil reciclado en el ensayo de punzonamiento estático, y una menor apertura de orificio en el ensayo de perforación dinámica (15,0 mm y 18,4 mm en G1 y G2, respectivamente). Al elegir entre estos dos geotextiles, sería preferible optar por el geotextil reutilizado (G2), debido a sus mejores propiedades hidráulicas y porque no se ven comprometidas sus demás características. No obstante, sería interesante investigar otros geotextiles reciclados con potencial aplicación en cubiertas vegetales y comparar los resultados con materiales completamente nuevos. Esto permitiría validar su idoneidad para este uso específico, ampliando así las opciones de geo

compuestos adecuados para utilizar como capa separadora en cubiertas verdes (Carrera et al., 2022).

Respecto al geo compuesto negro-verde, a la vista de los productos adquiridos en los ensayos de resistencia a la hidrólisis y a la oxidación, con descensos de la permeabilidad del 27,65% y 26,27% respectivamente en relación a los valores medidos previamente a los procesos de deterioro, parece necesario ampliar su estudio ensayando un mayor número de probetas para analizar la variación observada en sus características (Carrera et al., 2022).

El sustrato de drenaje se utiliza para drenar la sobrecarga de agua hacia los desagües del tejado y evitar que el sustrato se desborde. Las raíces de las plantas necesitan absorber oxígeno para su nutrición, lo que es imposible si se sumergen en el agua y las plantas mueren. Sin embargo, la zona seca también puede servir para acumular agua en caso de sequías prolongadas, y en este caso se denomina capa seca o de hidro acumulación. La capa de drenaje se encarga de proporcionar una cantidad muy baja de agua para el crecimiento de la vegetación y reducir la circulación del agua durante lluvias intensas y breves. En resumen, su propósito es alcanzar un balance adecuado entre el agua y aire en el sistema del tejado verde. Por lo tanto, debe retener agua durante las precipitaciones para asegurar un drenaje adecuado y la adecuada ventilación de las capas y las raíces (Pérez et al., 2012).

Los recursos utilizados en este estrato pueden ser láminas o tableros sueltos (Liapor, reciclado de ladrillos). En el caso de los materiales sueltos, es deseable que tengan la capacidad de retener agua (entre un 15 y un 20 %), por lo que deben tener huecos predominantemente abiertos y una textura variada. Por lo tanto, el uso de agregados naturales no es apropiado. Las láminas perfiladas y los tableros de poliestireno perfilados atrapan el agua durante una temporada sin lluvias y pueden retener de 5 a 10 l de agua por m^2 de su superficie. También se encuentran

disponibles en el mercado láminas perforadas, donde la perforación en la parte superior de la protuberancia también sirve para airear el sistema radicular de las plantas (Šenfeldr et al., 2019).

En la actualidad, se emplean principalmente dos tipos de capas de drenaje. La primera consiste en paneles nodulares fabricados en polietileno o poliestireno, diseñados para acumular agua mientras permiten la evacuación del exceso, asegurando una adecuada ventilación. La segunda opción incluye materiales pétreos porosos con capacidad para retener agua, de manera parecida a arcilla extendida, pizarra Gómez, piedra expandida, puzolana natural, entre otros (Vila et al., 2012).

En un experimento realizado en un techo en el noveno piso de un edificio en el campus Nishichiba, Universidad de Chiba, ciudad de Chiba, Japón, se probaron cinco tipos de capas de drenaje: una capa de drenaje de techo verde comercial (CDL), tallos de bambú (BS), nodos de bambú (BN), tapas de botellas PET (PBC) y fondos de botellas PET (PBB). Los PBC pudieron almacenar más agua que el CDL. Sin embargo, los PBB, que pueden almacenar la mayor cantidad de agua, tuvieron la menor cobertura de plantas. Esto se puede atribuir a las fluctuaciones del agua a lo largo del tiempo. Además, una capa de drenaje gruesa puede hacer que el suelo se seque en la parte inferior. Curiosamente, algunas capas de drenaje que no almacenan agua, pero restringen el drenaje de agua, como BS y CDL, exhibieron buenos desempeños. Los techos verdes sin capas de drenaje pueden causar anegamiento debido a la falta de aireación. Para techos verdes con sistemas de riego, se debe utilizar la capa de drenaje porque pueden desbordarse con frecuencia; sin embargo, esta capa puede no ser necesaria para techos verdes extensivos sin ningún sistema de riego. Este estudio ha demostrado que los materiales reutilizados como la turba de coco, las botellas PET y bambú funcionan bien como materiales comerciales para techos verdes (Nagase, 2020).

En una investigación realizada en Lérida, cerca de Barcelona, en España. Se utilizaron materiales como capa de drenaje la puzolana y caucho granulado. La puzolana es un tipo de grava porosa volcánica (P) con tamaños de partículas entre 4 y 12 mm. El caucho granulado (R) tenía tres tamaños de partículas diferentes, entre 2 y 7 mm (R-Big), entre 2 y 3,5 mm (R-Half) y entre 0,8 y 2,5 mm (R-Small). Como capa de sustrato se utilizó un sustrato comercial y específico para cubiertas verdes. Se pudo concluir que, en las pruebas de laboratorio de conductividad hidráulica, tasa de infiltración e infiltración acumulada, muestran que la puzolana utilizada como material de capa drenante en cubiertas verdes podría ser reemplazada por cualquier granulometría probada de caucho granulado. En el caso del caucho R-Half, la capacidad de drenar el agua aumentaría ligeramente. También se dedujo que todos los tamaños de caucho granulado tenían una densidad aparente menor que la puzolana y, por lo tanto, optimizando los niveles de aireación y drenaje. Desde la perspectiva de la realización de tejados verdes, esto implica una reducción del peso del sistema de techo verde. En general, se puede concluir que el empleo de caucho granulado en vez de puzolana como material para la capa drenante en techos verdes extensivos es posible y no debería suponer ningún problema para su buen funcionamiento. Por otro lado, supondría ser una nueva aplicación para este residuo (Vila et al., 2012).

Las barreras contra raíces y las capas impermeabilizantes se emplean para resguardar la edificación de los efectos de las raíces y del agua. Usualmente se emplean membranas bituminosas o de PVC reforzadas con materiales como fibra de vidrio, poliéster, gránulos minerales y plásticos. También existen opciones en caucho sintético o polietileno (Vila et al., 2012).

En la Universidad Francisco de Paula Santander, Campus Colsag en la ciudad de Cúcuta, Colombia se realizó el proyecto de diseño de tejados verdes como sistemas de evacuación de aguas urbanas resilientes en dos de los edificios que hacen parte de la institución. Fueron seleccionados

el Edificio Bienestar y el Edificio Civil, que contaban con planos estructurales. Para el desarrollo del sistema de los jardines verticales y techos verdes se analizaron las condiciones estructurales del edificio, condiciones climático-ambientales, posible vegetación adaptable al diseño y estimando los costos de los materiales para la operación de los techos verdes. Los edificios Bienestar y Civil bajo las diferentes alternativas de techo verde no presentan una gran variación respecto a las cargas del diseño original; sin embargo, algunas de las categorías superan los valores recomendados en la norma NSR-10, como es el caso de las cargas generadas por cubiertas verdes semiintensivas e intensivas, siendo la alternativa de cubierta verde extensiva la única que cumple con estos lineamientos. Se requerirán capas impermeabilizantes, una capa de protección antiraíces, y en caso de que este material vaya a estar expuesto a los rayos ultravioleta (UV), requerirá una capa adicional de protección. Se propone una membrana de PVC y la implementación de un sistema de láminas de drenaje. Particularmente, las láminas de drenaje, en comparación con los materiales granulares, no generan una mayor carga por metro cuadrado en la estructura, son fáciles de instalar y son efectivas para su propósito. Asimismo, mostrando los diferentes tipos de láminas drenantes, cada una con funciones similares, se opta por seleccionar la lámina tipo Sika Drain MS20, ya que ofrece no solo su función de drenaje horizontal y vertical, sino también de almacenamiento de agua. Además, ofrece mayor capacidad de drenaje y asegura la aireación de las raíces de las plantas. Siguiendo las recomendaciones ya dadas para la capa filtrante y de acuerdo con su desempeño, se decidió seleccionar el geotextil no tejido (Sika PP 1800/2500) como medio filtrante. Para plantas de categoría extensiva para tejados con pastos pobres, pastos silvestres y Sedum, es aconsejable que el sustrato no contenga demasiado humus. Si se utiliza tierra para este fin, no debe ser demasiado arcillosa. En general conviene empobrecerlo con arena. No debe tener más del 20% de arcilla y limo. Es aconsejable empobrecer el suelo madre con 25 a 75 % de

minerales ligeros de granulometría 0-16 mm. Para ello son muy adecuados la piedra pómez, la lava, la pizarra expandida, la arcilla expandida y el material reciclado de ladrillos de arcilla porosa y piedra pómez. Otro factor determinante a la hora de elegir la vegetación adecuada son las variables climáticas de la zona, y según los análisis realizados, la vegetación debe soportar altas temperaturas, largos periodos de exposición al sol y largos periodos de sequía (Bonilla et al., 2022).

Techos verdes intensivos

Los jardines de techo verde intensivo tienen un sustrato grueso (20-200cm), una gran variedad de plantas, mayores costos de mantenimiento y un mayor peso. Debido a la mayor profundidad del suelo en este sistema, puede haber una elección más amplia de plantas, incluidos arbustos y árboles pequeños. El mantenimiento del sistema de fertirrigación, el deshierbe y el riego es otro de los aspectos a tener en cuenta (Mishra y Sakharle, 2022).

El diseño de estos techos incluye varios componentes esenciales, como la membrana impermeabilizante que protege la estructura del techo de la penetración del agua, la capa de protección que previene daños a la membrana impermeabilizante, y la capa de drenaje que facilita el drenaje sobrante del agua y proporciona ventilación a las raíces. Además, se utiliza un filtro geotextil para prevenir que el sustrato bloquee el estrato de drenaje y un sustrato de desarrollo que es una mezcla de tierra y materiales orgánicos que proporciona nutrientes y soporte a las plantas. La vegetación se selecciona en función del clima y las condiciones específicas del sitio. El diseño también requiere cálculos precisos para evaluar la capacidad de soporte del edificio, diseñar un sistema de drenaje eficiente y elegir la vegetación adecuada.

Dentro de las plantas disponible para los tejados verdes intensivos se halla la *Schefflera Heptanhylla* que tiene la capacidad de tolerar la sequía y los climas cálidos. Además, también se

encontró que tiene una mayor capacidad para experimentar transpiración a mayor succión (Gan et al., 2022).

Los techos verdes intensivos tienen alta habilidad de detención de agua (más del 50%). Uno de los principales beneficios de un sistema de techado intensivo es la creación de un entorno natural con una biodiversidad mejorada, proporcionando un espacio de recreación, ya que normalmente están diseñados para el uso de los humanos para el entretenimiento (Rowe, 2011).

Los techos intensivos tienen un potencial comparativamente mejor que los techos verdes extensivos en términos de manejo de aguas pluviales, disminuyendo la escorrentía en un 85% en comparación con los techos tradicionales. Además, la escorrentía de los techos verdes intensivos muestra una reducción significativa en la contaminación, con una reducción de tres veces en el plomo, 1,5 veces en zinc, 2,5 veces en cadmio y tres veces en cobre (Kosareo & Ries, 2007). No obstante, debido a su mayor peso, es posible que requieran un refuerzo estructural adicional, además de sistemas de drenaje e irrigación, lo que aumenta la complejidad técnica y los costos involucrados (Oberndorfer et al., 2007).

Pavimentos permeables de asfalto poroso

Dentro de los criterios de la planificación de los pavimentos filtrante se tienen en cuenta aspectos hidrológicos e hidráulicos, ambientes y estructurales. Dentro de los aspectos hidrológicos e hidráulicos se tienen en cuenta el volumen de gestión, la permeabilidad y la pendiente.

Los sistemas de pavimento permeable están diseñados para capturar temporalmente y luego evacuar o infiltrar el agua de lluvia originada en la cuenca durante un determinado volumen de lluvia. Aquel volumen de precipitación que se debe manejar se establece generalmente en las directrices como el volumen del evento de lluvia que no es excedido por al menos el 80% de los

acontecimientos de lluvia. El volumen efectivo de control se determina considerando el escurrimiento superficial generada en las áreas impermeables que drenan a las áreas del pavimento filtrante, en conjunto con la precipitación directa que cae sobre esta superficie (Garcia et al., 2022).

La capacidad de permeabilidad del pavimento debe ser mayor que la intensidad de precipitación local. En Barcelona, se recomienda un índice mínima de infiltración de 2000 mm/h, mientras que en Castelló de la Plana y València se exige un índice mínima de 4500 mm/h, considerando un factor de seguridad ($F_s=10$) para evitar la saturación progresiva a largo periodo. Para que la infiltración de la escorrentía sea efectiva, el suelo debe tener una permeabilidad mínima de 3.6 mm/h. En casos donde la infiltración no sea efectiva, se sugiere evacuar el escurrimiento mediante tuberías de drenaje en la subbase. La configuración del sistema de pavimento permeable debe adaptarse a las características de permeabilidad y climáticas específicas del lugar de operación (Garcia et al., 2022).

Cuando se planea instalar un sistema poroso en una superficie con una pendiente mayor al 3%, se sugiere construir barreras o terrazas transversales al flujo de agua. Este método contribuye a mejorar la capacidad de guardar en la subbase y para prevenir dificultades de erosión provocados por la alta velocidad de la circulación de agua bajo la superficie (Garcia et al., 2022).

Dentro de los criterios ambientales se evalúan diversas sustancias contaminantes como nutrientes, materia orgánica y metales, los cuales tienen una estrecha relación con las partículas en suspensión presentes en el escurrimiento. Muchos de estos contaminantes se adhieren a las partículas en suspensión, lo que significa que, si los sistemas de pavimento filtrante retienen eficazmente los sólidos en suspensión, también estarán capturando los contaminantes asociados a ellos. Una medida técnica para prevenir problemas de contaminación podría ser encapsular el

pavimento permeable acompañado de una geomembrana flexible e impermeable (Garcia et al., 2022).

Desde una perspectiva estructural, es esencial considerar 2 aspectos clave: en 1 lugar, la idoneidad desempeño del pavimento superficial en términos de su resistencia a los esfuerzos transversales y a la abrasión, que son necesarios para soportar el paso de vehículos y las maniobras del tráfico esperado; en 2 lugar, el grosor de las capas del sistema, que es fundamental para distribuir las cargas del tráfico de manera que se absorban adecuadamente antes de llegar a la base.. Ambos aspectos deben considerar las demandas de tráfico que el pavimento debe resistir, así como la calidad de la explanada donde se instalará. Además, es esencial tener en cuenta la ubicación y el uso previsto para definir la apariencia estética y el acabado exterior del sistema (García et al., 2022).

Un pavimento filtrante de asfalto poroso se compone de varias capas diseñadas para facilitar la penetración del agua de precipitación. La capa superior es de asfalto poroso, con agregados gruesos y ligantes asfálticos modificados para facilitar el flujo del agua. Debajo, un estrato de base permeable hecha de agregados de tamaño uniforme proporciona soporte adicional y drenaje. La siguiente es una subbase permeable, generalmente de grava sin finos, que almacena temporalmente el agua antes de que se infiltre en el suelo subyacente. Opcionalmente, se puede colocar un geotextil entre la subbase y el suelo natural para evitar la migración de finos y mantener la estabilidad estructural. Finalmente, el suelo subyacente, que puede ser mejorado, sirve como la base final para el pavimento. Este diseño permite la reducción del escurrimiento superficial, mejora la recarga de acuíferos y contribuye a un control sostenible de las aguas pluviales (Darshan y Kataware, 2024).

En un estudio realizado en Arabia Saudita por Akhtar et al. (2021) se tomaron 10 muestras (A - J) de asfalto poroso para evaluar las características de estabilidad y permeabilidad donde se pudo concluir que las muestras preparadas alcanzaron resultados de estabilidad Marshall satisfactorios en todas las series (A - J). La muestra H, con una relación de agregado de 2:1:0 (tamaño de agregado 6,5 mm, 9,5 mm, 12,5 mm), alcanzó una estabilidad máxima de 26,9 kN. Por otro lado, el valor de permeabilidad fue aceptable en todas las series de muestras, la mejor permeabilidad se encontró en la muestra J con un coeficiente de permeabilidad de 0,394 cm/seg para una muestra fresca y 0,245 cm/seg para una exposición ambiental de un año. Entre las muestras preparadas, la mezcla de diseño (muestra J, que tiene una relación de agregados de (3:1:0), tiene el mejor valor de permeabilidad. El valor de estabilidad para la muestra J es de 19 kN, lo que está en línea con el trabajo realizado en estudios anteriores. Por lo tanto, la muestra J es la mejor mezcla de diseño para estabilidad, permeabilidad y reducción de la permeabilidad después de un año de exposición al medio ambiente.

Pavimentos permeables en concreto poroso

Los pavimentos de hormigón permeable convencionales son materiales altamente porosos que drenan rápidamente el agua superficial, lo que posibilita que el agua de lluvia pase a través de una infraestructura que de otro modo sería impermeable. Sin embargo, los pavimentos permeables convencionales son extremadamente vulnerables a taparse, lo que desgasta su rendimiento y su vida útil efectiva. La obstrucción ocurre cuando partículas y otros residuos son llevados y quedan retenidos en la estructura microscópica del pavimento, lo cual bloquea los poros abiertos y disminuye la capacidad de drenaje (Deo et al., 2010).

Como resultado de la obstrucción, los pavimentos permeables convencionales requieren un mantenimiento regular mediante limpieza al vacío o lavado a presión para mantener su

funcionamiento eficaz. Esto es caro, requiere mucho tiempo y no siempre es completamente efectivo. Los pavimentos permeables convencionales también tienen una resistencia baja (<30 MPa) debido a la alta porosidad (15–35 %) y, por lo tanto, solo se pueden usar donde las cargas de tráfico son relativamente ligeras (Sumanasooriya y Neithalath, 2011).

El diseño de pavimentos filtrantes convencionales se fundamenta en consideraciones hidrológicas y estructurales. El diseño hidrológico evalúa la capacidad del sistema de pavimento de hormigón permeable para infiltrar, almacenar y liberar el flujo de agua esperado. El diseño estructural se fundamenta típicamente en el diseño de pavimento de hormigón estándar con especial atención a la subrasante y la subbase, la durabilidad a la flexión del hormigón y las aplicaciones de carga de tráfico (Delatte, 2007).

Un aspecto importante en el diseño hidrológico de pavimentos de hormigón permeable es la determinación de la profundidad de la subbase. Esta se define por la capacidad de almacenamiento necesaria para asegurar que la profundidad máxima de agua almacenada no exceda el pavimento para evitar inundaciones superficiales. La profundidad de la subbase se basa en de la intensidad de la precipitación, la escorrentía superficial superior de las áreas adyacentes y los valores de permeabilidad del pavimento, la subbase y el suelo subyacente (Kia et al., 2021).

Dentro del diseño estructural se tiene aspectos como la fundación, la carga de tráfico y grosor del pavimento. La dimensión de la capa de cimentación se determina en función de su capacidad para proporcionar suficiente soporte al pavimento, proteger la subrasante durante el periodo de construcción y lograr un diseño práctico y eficiente. Sin embargo, se deben considerar mejoras de la capa de soporte para un módulo de superficie de la subrasante menor a 30 Mpa o CBR menor de 2.5% reemplazando el material de la subrasante con un tipo de suelo más adecuado,

hasta una profundidad típica de 0.5 a 1 metros, o utilizando un material geo sintético como geomallas o geotextiles (Kia et al., 2021).

Últimamente se ha desarrollado un nuevo tipo de pavimento permeable que resistente a la obstrucción de alta resistencia (PRC), que supera muchas de las limitaciones de los pavimentos permeables convencionales. Los pavimentos expuestos a eventos de lluvia extrema o que sirven a grandes áreas de captación se benefician sustancialmente del uso de PRC. Esto se debe a que, a diferencia del hormigón permeable convencional, el PRC de porosidad mínima (5%) puede soportar los volúmenes de lluvia y escorrentía más severos. La planificación de los sistemas de pavimento permeable se puede mejorando aún más utilizando PRC con una capa geo celular en lugar de sistemas de subbase convencionales. Esto conducirá a reducciones significativas en el almacenamiento requerido y la profundidad de pavimento, potencialmente en un factor de dos para el sistema en general (Kia et al., 2021).

Los pavimentos permeables convencionales no son adecuados para aplicaciones con tráfico pesado y requería profundidades totales extremas de aproximadamente de 1 metro para ser viales. El PRC proporciona profundidades factibles menores de 750 mm para las cargas extremas de la autopista de hasta 400 msa. Eso confirma la aplicabilidad de PCR tanto en carreteras como tráfico ligero como pesado (Kia et al., 2021).

Pavimentos en adoquines

Los adoquines permeables no solo proporcionan funciones similares a los adoquines tradicionales en muchas aplicaciones, sino que también ayudan a disminuir la superficie total impermeable en áreas urbanas. La premisa subyacente es que no todo lo que se pavimenta necesita ser impermeable. Mediante el uso de adoquines permeables, se logra recargar los acuíferos y reducir tanto el volumen como el volumen máximo de la escurrimiento generada por las lluvias.

Se coloca una capa de gravilla fina o arena gruesa debajo de los adoquines, con un espesor que varía entre 3 y 7 cm, diseñada para facilitar la infiltración y el almacenamiento de agua, además de proporcionar una superficie firme y plana de soporte. La subbase, compuesta por granulometría gruesa y uniforme, también está diseñada para permitir la infiltración y la conservación del recurso hídrico. En una instalación típica de pavimentos permeables de adoquín, se alcanza un porcentaje de huecos del 10% del área total. Esta configuración es suficiente para evitar el escurrimiento durante las precipitaciones (Bao et al., 2019).

Las desventajas del uso del hormigón permeable incluyen una resistencia a la compresión reducida, problemas de desmoronamiento, segregación y dificultades en la compactación. La menor resistencia a la carga axial se debe a la falta de agregado fino en la mezcla, lo cual favorece el paso del agua a través de ella. La planificación de la mezcla de hormigón poroso se centra principalmente en la porosidad de la misma (Lian et al., 2011).

En un estudio para analizar la calidad y cantidad de escurrimiento de aguas pluviales en caminos en Connecticut, Estados Unidos se instalaron adoquines a mano sobre arena gruesa compactada y nivelada de 5 cm sobre 15 cm de grava procesada. Los huecos de drenaje comprendían el 12 % de la superficie y se rellenaron con piedra triturada de 3 a 6 mm. También se evaluaron pavimentos en asfalto y piedra triturada para comparar los comportamientos respecto a la cantidad y calidad de escurrimiento. El escurrimiento de las calzadas de adoquines tuvo concentraciones significativamente menores de contaminantes que la de las calzadas de asfalto y piedra triturada. Sorprendentemente, las concentraciones de contaminantes en el escurrimiento de las calzadas de piedra triturada no fueron diferentes a las de las calzadas de asfalto. Las tasas de infiltración tanto en las calzadas de adoquines como en las de piedra triturada disminuyeron un poco a lo largo del estudio, aunque todavía fueron mayores que la infiltración cero medida en las

calzadas de asfalto. Es probable que esta disminución se deba a que las partículas finas obstruyen las aberturas de los adoquines y la superficie del suelo en la interfaz piedra-subsuelo, lo cual es de esperar. Incluso con una menor infiltración, el uso de adoquines de hormigón o piedra triturada es preferible al material asfáltico tradicional para la gestión de la contaminación de fuentes no puntuales. El papel y los mecanismos de retención de nutrientes y metales por parte de los adoquines de hormigón merecen una mayor investigación (Gilbert y Clausen, 2006).

Pavimentos modulares

El pavimento filtrante de césped reforzado está compuesto por compartimentos o rejillas fabricadas en plástico o hormigón que se llenan con áridos, arena o tierra vegetal. Este diseño facilita la infiltración del agua de precipitaciones (Kuruppu et al., 2019). La implementación requiere una planificación cuidadosa y una ejecución precisa para garantizar la funcionalidad y durabilidad del sistema. El primer paso en el diseño es evaluar el sitio, lo que implica analizar el tipo de terreno, la pendiente, el desagüe y el uso previsto del área. Es esencial realizar estudios topográficos y geotécnicos para asegurar una base adecuada. Luego, se debe seleccionar el tipo de sistema de refuerzo adecuado, que puede incluir rejillas de plástico, mallas de refuerzo o bloques de hormigón, y elegir un césped resistente y adecuado para las condiciones climáticas y de uso. Además, es crucial diseñar un sistema de drenaje eficiente para manejar el agua de lluvia, utilizando capas de base y subbase con materiales permeables como la grava para facilitar la infiltración. Finalmente, se debe incluir un plan de mantenimiento regular para asegurar la salud del césped y funcionalidad del pavimento.

Los pavimentos modulares permeables constituyen una herramienta efectiva para mitigar los picos de lluvia. Estos sistemas capturan y retienen el escurrimiento en su espesor para luego conducirlo o infiltrarlo, dependiendo de la capacidad del suelo subyacente. Para pavimentos con

césped, se puede emplear el sistema Guttagarden. Alternativamente, para pavimentos permeables con piedra partida, se utilizan geoceldas que proporcionan un robusto soporte de carga y un confinamiento tridimensional. A menudo, se combina ambos sistemas junto con geotextiles tejidos y no tejidos, que actúan como separadores y filtros para los materiales permeables. El diseño apropiado de estos pavimentos es crucial para su funcionamiento óptimo, considerando factores como la capacidad de penetración del suelo, la carga de tráfico esperada y la selección adecuada de materiales (America Tecnologías Sustentables [ATS], 2024).

Los pavimentos permeables de césped reforzado ofrecen numerosos beneficios, como el control eficaz del agua de lluvia al reducir el escurrimiento superficial y promover la infiltración de agua. Además, son una solución sostenible que contribuye a la creación de espacios verdes y optimizan la calidad del aire. Desde la perspectiva de vista estético, proporcionan una apariencia natural y agradable, y contribuyen a mitigar el fenómeno de isla calor en áreas urbanas. Estos pavimentos son versátiles y pueden ser empleados en una diversidad de usos, desde estacionamientos hasta caminos peatonales y áreas recreativas (Mullaney y Lucke, 2013).

Es importante tener en cuenta que los pavimentos de césped reforzado requieren un mantenimiento regular, que incluye riego, corte y fertilización del césped. Deben ser diseñados y utilizados de acuerdo con las cargas esperadas para evitar el deterioro prematuro. Además, estos sistemas pueden ser personalizados para adaptarse a diferentes usos y condiciones del sitio, asegurando así que sean efectivos y duraderos, combinando funcionalidad con sostenibilidad ambiental (Mullaney y Lucke, 2013).

Jardines de lluvia

Los jardines de lluvia pueden describirse como sistemas de infiltración, también como cuencas de detención. Estos sistemas son más efectivos en eventos de precipitación de intensidad

pequeña a media. Los jardines de lluvia tienen una capacidad significativa para retrasar y atenuar el flujo de agua de lluvia, lo que contribuye a un incremento en la tasa de infiltración y absorción del agua de las precipitaciones por el suelo. Este sistema trabaja con un solapamiento de varias capas de material filtrante combinado con el uso de especies vegetales que se encargan de amortiguar el caudal de agua, así como de remover la carga de contaminantes y facilitar su permeabilidad a través del suelo (Ribeiro y Santana, 2021).

Estos jardines pueden brindar ganancias secundarias como beneficios para el microclima, el paisaje, el uso de especies nativas, el restablecimiento del hábitat natural, además de optimizar la habilidad de recuperación de los acuíferos locales. Sin embargo, los beneficios de implementar estas tecnologías están directamente relacionados con el tipo de suelo local, la composición de las capas del jardín de lluvia, la vegetación, el formato del lecho y los dispositivos de drenaje.

Estas estructuras se construyen a través de la superposición de capas, donde cada una tiene función distinta. La capa superior, es decir, la capa más externa, suele estar cubierta de maleza, grava, hojas secas, corteza de árbol u otros materiales similares, y tiene un grosor total de aproximadamente 2 a 7 centímetros. Es esta capa donde el agua proveniente de las precipitaciones, con ayuda de los materiales que la recubren, iniciara el proceso de infiltración (Sharma y Malaviya, 2021).

En cuanto a la segunda capa, tiene un espesor de entre 14 y 25 centímetros, y comúnmente está compuesta por piedras, grava y materiales granulares. Esta capa necesita ser envuelta en material drenante como geotextiles, con el fin de evitar atascos de los sistemas de drenaje complementarios e incluso en los sistemas que abastecen el jardín de lluvia, como la recolección del agua de los techos. Finalmente, la última capa con un espesor entre 45 y 90 centímetros, que puede estar compuesta por suelo predominante arenoso (alrededor del 90%), y es la encargada de

promover la percolación del agua infiltrada por el fondo del jardín de lluvia y que también sirve como embalse, ya que el tiempo de penetración depende de la conducción hidráulica del suelo debajo (Sharma y Malaviya, 2021).

En cuanto a las condiciones locales, como el tipo de suelo y el volumen de lluvia incidente en el jardín de lluvia, estos son factores determinantes para el desarrollo del proyecto de manera adecuada, para que el jardín de lluvia pueda realmente cumplir su propósito. Estos datos son la base para comprender y determinar cómo se debe construir cada capa, de acuerdo con los tipos de materiales, espesores, formas y necesidades locales y del proyecto (Ribeiro y Santana, 2021).

Según Zhang y Chui (2017) El desempeño de los jardines de lluvia está sujeto a los más diversos factores, entre ellos la clasificación del suelo del lugar elegido para la implementación, materiales especificados para composición de las capas del sistema, conductividad hidráulica, paisajismo, condiciones ambientales y la altura del nivel freático.

Dentro del tipo de suelo, los suelos arcillosos tienen una mayor capacidad para proteger las aguas subterráneas, ya que su baja conductividad hidráulica provoca una lenta percolación, reteniendo así partículas que pueden causar contaminación del agua, por otro lado, esta acumulación puede promover la saturación del lecho de suelo, lo que influiría negativamente en el tratamiento de escorrentía y consecuentemente su desempeño. Los suelos arenosos, en cambio, por su alta porosidad y por tanto alta conductividad hidráulica, tienen la capacidad de drenar el agua con mayor rapidez, lo que podría suponer un riesgo para la seguridad de las condiciones de las aguas subterráneas si el lugar de instalación presenta la presencia de contaminantes (Ribeiro y Santana, 2021).

Anderson et al. (2018) demostraron en sus estudios que, dependiendo de la composición del suelo, es necesario ajustar las dimensiones de la capa de almacenamiento y retención para que el suelo que hace el jardín de lluvia no se sature por completo y deja de tratar la escorrentía. Los jardines de lluvia en Europa tienen diferentes requisitos, por ejemplo, los jardines de lluvia holandeses (Países Bajos) deben tener una capacidad de infiltración igual a 0.5 m/día, lo que significa que deben proporcionar una retención adecuada durante de fuertes lluvias de 24 horas (Venvik y Boogaard, 2020).

Tanques de detención y retención en concreto

Estos tanques son utilizados para controlar el flujo y reservorio de agua, ya sea para su futuro tratamiento, uso o para evitar inundaciones durante eventos de lluvias intensas. Es fundamental considerar factores como el volumen de agua a manejar, la ubicación y el espacio disponible, así como las normativas locales y los estándares de construcción.

El dimensionamiento del tanque se basa en cálculos hidrológicos y meteorológicos para determinar el volumen necesario, en las restricciones del sitio para definir las dimensiones (altura, ancho, largo). En esta etapa, también se seleccionan los materiales, optando por concreto de alta resistencia y considerando el uso de aditivos para optimizar propiedades específicas del concreto, como la resistencia a la corrosión. En el diseño estructural se consideran las cargas estáticas y dinámicas, incluyendo el peso del agua, el suelo circundante y las cargas sísmicas. Además, se planifica la impermeabilización del tanque, ya sea mediante membranas impermeabilizantes o aditivos en el concreto.

Actualmente, existe debate sobre qué tipo de tanque es más adecuado adoptar, ya que pueden ser de superficie o subterráneos, fabricados con diversos materiales y en diferentes formas. La construcción de tanques subterráneos se ha convertido en un método popular y rentable.

Aunque pueden surgir problemas relacionados con la cimentación, siempre que el tanque se apoye sobre el estrato adecuado, su instalación puede realizarse con relativa facilidad. Sin embargo, pueden verse afectados por cargas superficiales específicas y pueden requerir más esfuerzo para su operación y mantenimiento (Sample y Liu, 2014).

Tanques de detención y retención de plástico

Estos sistemas están contruidos con celdas de plástico modulares, generalmente hechas de polietileno de alta densidad, que son ligeras, duraderas y fáciles de instalar. La modularidad de las celdas permite una gran adaptabilidad en el diseño y el tamaño del sistema, adaptándose a las necesidades específicas de cada proyecto y las condiciones locales.

El diseño de estos tanques incluye varios componentes esenciales, como las celdas de plástico, el geotextil para envolver las celdas y prevenir la entrada de sedimentos, y las conexiones y accesorios para asegurar la integridad estructural y el flujo de agua. Los cálculos de diseño consideran el volumen de retención, determinado por la pluviometría local y el área de drenaje, la velocidad de infiltración según el tipo de suelo y su porosidad, y la capacidad de desagüe, que calcula la velocidad a la que él puede ser liberada del sistema.

El mantenimiento de estos sistemas incluye inspecciones regulares para asegurar que no haya obstrucciones ni daños y limpiezas periódicas para remover sedimentos y desechos acumulados. Los beneficios de estos sistemas son múltiples: mejoran la eficiencia hidrológica, promueven la reutilización de agua y la recarga de acuíferos, y son versátiles, adaptándose a diversas condiciones y requisitos del proyecto.

Estos tanques han ganado popularidad mundial en los últimos años. Son sencillos de instalar y ofrecen mayor durabilidad gracias a su tecnología avanzada contra los rayos UV. Su

ligereza y flexibilidad facilitan enormemente el transporte. Sin embargo, los tanques de plástico no son tan duraderos como otros materiales y, además, pueden ser más caros en comparación.

Los tanques de almacenamiento de plástico reforzado con fibra son una solución prometedora para la creación de una “ciudad esponja” en las ciudades existentes. Se pueden instalar debajo de las aceras para ahorrar de manera eficaz un valioso espacio en la superficie en áreas densamente pobladas. Debido a su peso ligero, su resistencia y su durabilidad, los tanques de almacenamiento de plástico reforzado con fibras no solo se pueden utilizar para el control de aguas pluviales, sino que también se pueden emplear para el almacenamiento de aguas residuales, combustibles y productos químicos para evitar su posible contaminación del medio ambiente (Zhang et al., 2023).

Beneficios Ambientales, Sociales y Económicos de las Estrategias Sostenibles

Estas estrategias sostenibles representan un nuevo enfoque en la gestión de la escorrentía, utilizando métodos ingenieriles avanzados para mejorar las técnicas tradicionales empleadas en el pasado. El objetivo es desarrollar sistemas de drenaje que recojan, transporten y reutilicen aguas pluviales, imitando de manera óptima el ciclo del agua natural precedente a la urbanización. Este enfoque integrador considera aspectos sociales, paisajísticos y ambientales específicos de cada área donde se implementa (Perales y Domenech, 2007).

Estos sistemas están constituidos por diversas tipologías diseñadas para mantener las aguas pluviales en su punto de recolección durante el tiempo más prolongado posible, con el objetivo de evitar inundaciones y reducir el impacto urbanístico en términos de cantidad y calidad del escurrimiento. Entre estas técnicas se abarcan los tanques de almacenamiento de aguas pluviales, techos verdes, drenajes filtrantes, bordes verdes, zonas de biorretención, superficies inundables,

entre otras. Estas soluciones pueden implementarse de manera individual o combinada, adaptándose a las condiciones específicas de cada zona intervenida.

Las estrategias sostenibles replican los procesos naturales de drenaje de un área, generalmente mediante el uso de intervenciones basadas en la vegetación y técnicas que aumentan la infiltración localizada, la atenuación o la detención de las aguas pluviales. Además, brindan beneficios de servicios ecosistémicos (beneficios más amplios), que incluyen la minimización del fenómeno isla de calor y el ruido, optimizar en el nivel del agua y aire, además de biodiversidad y provisión de sitios para recreación o servicios urbanos, entre otros (Fletcher et al., 2014).

Desde una perspectiva ambiental, estas estrategias mejoran la calidad del agua al depurar y purificar el agua de lluvia, eliminando contaminantes como metales pesados, aceites y nutrientes en exceso previo a su llegada a los cuerpos de agua naturales. También reducen la escorrentía, disminuyendo el riesgo de inundaciones y erosión del suelo, y ayudan a recargar los acuíferos subterráneos. Además, la creación de espacios verdes, como techos y jardines, proporcionan hábitats para una variedad de especies, fomentando la biodiversidad urbana. Las infraestructuras verdes también aportan a la mitigación del fenómeno de isla de calor urbano, ya que proporcionan sombra y realizan procesos de evapotranspiración, lo cual es especialmente beneficioso en áreas densamente urbanizadas.

En términos sociales, las estrategias sostenibles mejoran el confort y la salud de las comunidades al proporcionar espacios verdes para la recreación y esparcimiento, reduciendo el estrés y mejorando el bienestar general. Además, mejorar la estética de los entornos urbanos, haciendo que las áreas sean más atractivas y habitables, lo que puede fomentar un sentido de comunidad y orgullo entre los residentes. Estas estrategias también pueden servir como herramientas educativas, aumentando conciencia sobre la sostenibilidad y el control del agua.

El análisis económico de la instalación y el mantenimiento de las estrategias sostenibles sobre el manejo de aguas pluviales es un factor fundamental. A pesar de la incertidumbre existente, investigaciones de Jarvie et al., (2017) y Cotterill y Bracken (2020) revelan que estas estrategias pueden resultar rentables en termino económicos, especialmente cuando se consideran los múltiples servicios ambientales que ofrecen.

Según Oladunjoye et al. (2022) hay varios beneficios por los cuales las personas están dispuestas a pagar cuando se trata de las estrategias sostenibles. Estos beneficios componen mejoras en la educación, la estética del entorno, la creación de espacios para la vida silvestre. Se nota que gran parte de las personas considera el aspecto verde de las estrategias sostenibles, es decir, la mejor estética del entorno, como el beneficio principal, por encima de su propósito principal.

Estrategias Implementadas a nivel Internacional

Parque centenario de la Universidad de Chulalongkong, Bangkok, Tailandia

En el parque Centenario de la Universidad de Chulalongkong en Bangkok, Tailandia, se ha implementado una medida crucial contra las recurrentes inundaciones que afectan a la ciudad y que podrían intensificarse debido al cambio climático. Mediante un diseño de superficies inclinadas y la predominancia de vegetación local en un área extensa de aproximadamente 11 hectáreas (equivalentes a unos 11 campos de fútbol), este parque actúa como un oasis en medio del entorno urbano caracterizado por el cemento y el concreto de Bangkok. Inaugurado en 2017, el parque cuenta con amplias áreas verdes, infraestructura cuidadosamente diseñada y materiales específicos que retienen el agua de las precipitaciones y permiten guardar casi un millón de galones de agua proveniente de las calles circundantes a través de senderos verdes y ciclovías. Esta

iniciativa ha contribuido significativamente a mitigar la amenaza de inundaciones en las áreas adyacentes y a reducir las escalas de calor generado por la actividad en áreas urbanas.

Figura 7

Parque Centenario



Nota. Parque centenario de la Universidad de Chulalongkorn, Bangkok, Tailandia, 2017, tomado de (<https://landezine-award.com/chulalongkorn-university-centenary-park/>)

El parque La Marjal, España

En muchas partes de España, la lluvia es escasa, pero puede ocasionar inundaciones devastadoras en ciertos momentos del año. Fuera de sus usos recreativos, el parque La Marjal desempeña un papel hidráulico fundamental: puede almacenar hasta 45,000 metros cúbicos de agua durante intensas precipitaciones, lo que ayuda a mitigar la amenaza de inundaciones en las áreas de las urbanizaciones de la playa de San Juan, en Alicante. Estrenado en 2015, este parque fue diseñado como una medida contra las inundaciones; 2 colectores recogen el agua de las

crecidas y la conducen hacia dos estanques dentro del parque. Luego, esta agua se transporta a la planta de tratamiento de aguas residuales de Monte Orgegia destinado para su depuración y posterior reutilización en la irrigación urbana, aprovechando la extensa red de más de 70 kilómetros de tuberías de agua recuperada de la ciudad.

La sostenibilidad, la capacidad de adaptación urbana, la biodiversidad y la versatilidad son aspectos fundamentales que hacen de este espacio un lugar emblemático de gran valor ecológico y ambiental.

Figura 8

Parque La Marjal



Nota. El parque La Marjal: una infraestructura pionera en España, 19 de abril de 2022, tomado de (<https://www.fundacionaquae.org/parque-inundable-la-marjal/>)

Bosco Verticale, Milán, Italia

El Bosco Verticale es un notable ejemplo de arquitectura ecológica: dos torres residenciales, de 110 y 76 metros de altura, cuentan con numerosas terrazas que albergan alrededor de 900 árboles de entre tres y nueve metros, más de 11,000 plantas perennes y aproximadamente 5,000 arbustos, diseñados por Stefano Boeri. Este bosque vertical demuestra cómo se puede

realizar un diseño urbano respetuoso con el medio ambiente. Contribuye de manera significativa a la producción de oxígeno, captura partículas contaminantes del aire y ayuda a mitigar las variaciones de temperatura entre el exterior e interior. Además de su impresionante estética, ambos rascacielos aportan un valor adicional: su apariencia varia a medida de las estaciones del año, reflejando el ciclo natural de floración y crecimiento de las plantas (Rosa, 2017).

Figura 9

Bosco Verticale



Nota. Bosco Verticale, tomado de (<https://www.peri.com.co/projects/skyscrapers-and-towers/il-bosco-verticale.html>)

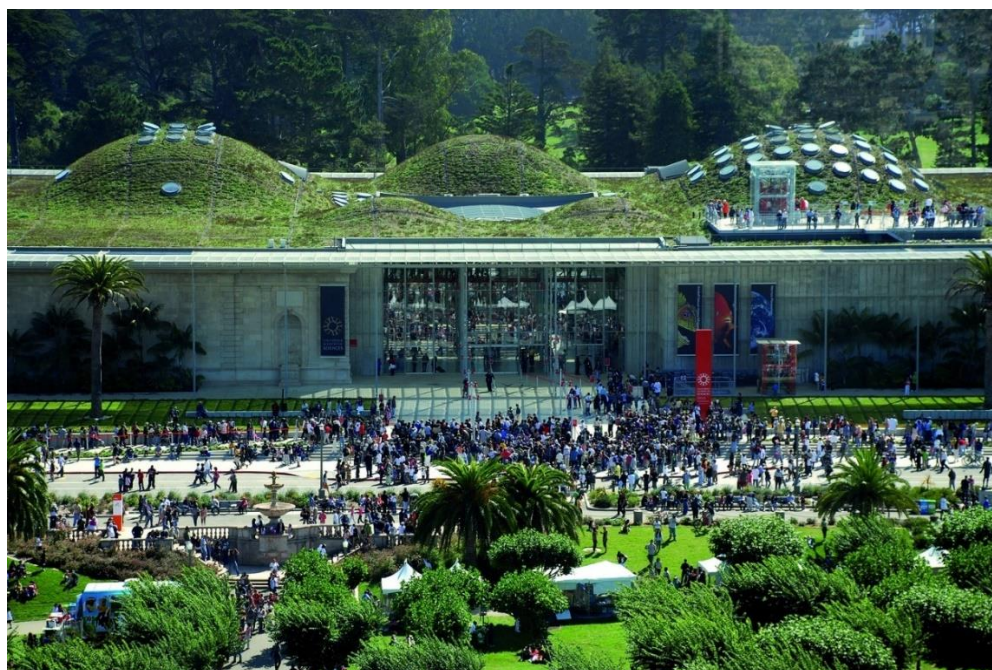
California Academy of Sciences, San Francisco, Estados Unidos

La Academia de Ciencias de California es una de las creaciones más recientes del arquitecto Renzo Piano. Esta obra destaca por su innovación y se considera uno de los edificios

sostenibles más destacados a nivel mundial. Piano ofreció una solución luminosa y ecológica a una estructura construida en 1934, añadiendo un diseño de vanguardia y modernidad. La estructura de 37,000 metros cuadrados se presenta como una sección elevada del parque, alcanzando una altura de 10 metros sobre el suelo. Este "techo vivo" está adornado con 1,700,000 plantas nativas escogidas y dispuestas en depositos especiales de fibra de coco biodegradables. La superficie del techo del edificio tiene una forma rizada de 10,000 metros cuadrados, inspirada en las colinas de San Francisco. Esa cubierta verde desempeña un papel crucial en el proyecto al mantener fresco el interior del edificio y funciona como un sistema para recolectar aproximadamente 13 millones de litros de recurso hídrico al año, el cual luego se reutilizan extensamente en el museo (Olalla, 2023).

Figura 10

Academia de Ciencia de California



Nota. Academia de Ciencias de California, 26 de agosto de 2019, tomada de (<https://www.archdaily.co/co/923486/academia-de-ciencias-de-california-renzo-piano-building-workshop-plus-stantec-architecture>)

Plaza del agua Benthemplein, Rotterdam, Países Bajos

Tras su renovación, la Benthemplein se conoce como la "Plaza del Agua" debido a sus tres estanques de retención que se llenan durante la lluvia. Durante gran parte del año, sin embargo, los estanques permanecen secos y se utilizan como espacios recreativos. El estanque más grande y profundo se encuentra en el centro de la plaza. Se llena solo durante lluvias intensas, a través de uno de sus cuatro lados, donde el "muro de agua" crea una cascada impresionante. Cuando está seco, este estanque se convierte en una cancha de fútbol, baloncesto o voleibol, con dos gradas para que el público pueda disfrutar de los partidos. Al norte de la plaza, en la parte frontal a la fachada de la iglesia, se localiza el estanque más pequeño, de forma trapezoidal, también rodeado de gradas y con una isla central que sirve como escenario para bailar. El tercer estanque, cuando está seco, está destinado a los deportes sobre ruedas y ofrece espacios para los espectadores (Bravo, 2020).

Figura 11*Plaza del Agua Benthemplein*

Nota. Adaptada de Plaza del Agua Benthempleim, 23 de junio de 2023, tomada de (<https://www.bbc.com/mundo/noticias-40328271>)

Estrategias Implementadas en Colombia**Contexto del Manejo de Aguas Pluviales en Colombia**

Una de las importantes causas de los desbordamientos urbanos en Colombia es la falta de una planificación y ordenamiento territorial adecuados, que modifica el paisaje sin considerar los sistemas naturales de desagüe de la zona. Un ejemplo evidente de esto se encuentra en el desarrollo urbano de la Sabana de Bogotá durante el siglo XX, cuando se realizaron numerosos desarrollos urbanos sobre los lagos y humedales relacionados con el río Bogotá y sus afluentes para complacer la creciente demanda de viviendas en Bogotá. Este proceso de urbanización arruinó el sistema natural que históricamente controlaba las inundaciones. En épocas de lluvia, los lagos y humedales funcionaban como absorbedores naturales contra las crecidas y derrames, además de regular el ciclo del agua al recargar los acuíferos. Sin embargo, la urbanización bloqueó esta función

esencial, ya que las construcciones, aceras y pavimentos impermeabilizaron la gran mayoría del terreno (Departamento Técnico Administrativo Medio Ambiente [DAMA], 2000).

Según Cruz et al. (2013) en Colombia factores geo climáticos e institucionales adicionales, es decir, el fenómeno meteorológico La Niña/El Niño y la capacidad limitada de gestión de riesgos, han desencadenado efectos relacionados con la lluvia sin precedentes, como los evidenciados en las inundaciones de 2011, que afectaron a más de tres millones de personas.

Por otro lado, según Franco (2010) y Sedano (2012), las inundaciones urbanas en Colombia se atribuyen fundamentalmente a cuatro factores fundamentales: 1) el cambio climático la variabilidad climática, dado que las precipitaciones han aumentado significativamente en el país y se han experimentado fenómenos como La Niña; 2) el crecimiento demográfico y la urbanización no programada, que ha resultado en un déficit en la infraestructura de alcantarillado urbano, haciendo que sea insuficiente o inexistente en algunas comunidades; 3) el uso inapropiado del suelo, ya que muchos centros urbanos y crecimientos se han desarrollado en áreas con alta amenaza de inundación; y 4) la ineptitud de la infraestructura de drenaje urbano existente, caracterizada por diseños deficientes, enfoques poco innovadores y estrategias ineficientes.

Como resultado de lo pasado, la Dirección de Gestión Integral del Recurso Hídrico del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (Minambiente) ha establecido directrices para guiar a las autoridades ambientales en la gestión del agua y a los usuarios en la gestión de las aguas de lluvia. Estas directrices, que están alineadas con las acciones del Plan Nacional de Desarrollo 2018-2022, también buscan promover y potenciar la gestión de la oferta, la demanda, la calidad y los peligros relacionados con el recurso hídrico, todo en el contexto de la Política Nacional para la Gestión o control Integral del Recurso Hídrico (PNGIRH) (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [MADS], 2020).

Políticas Nacionales

Dentro de la Constitución Política de Colombia, en el capítulo tres que aborda los derechos colectivos y el medio ambiente, el artículo 79 establece que todas las personas tienen el derecho a disfrutar de un entorno saludable. La ley asegurará la colaboración de la comunidad en las elecciones que puedan afectarlo. Es responsabilidad del Estado defender la diversidad y la integridad del medio ambiente, conservar las zonas de gran relevancia ecológica y promover la educación orientada a alcanzar estos objetivos.

En el mismo capítulo tres, el artículo 80 establece que el Estado deberá planificar la gestión y el uso de los recursos naturales para asegurar su desarrollo resiliente, conservación, restauración o sustitución. Además, debe controlar y evitar los factores que causan desgaste ambiental, aplicar las penalidades legales correspondientes y exigir la restauración de los daños ocasionados. También colaborará con otras naciones para proteger los ecosistemas ubicados en las regiones fronterizas.

La Resolución 0330 de 2017 del Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio adopta el Reglamento Técnico para el Sector Agua Potable y Saneamiento Básico – RAS. Destaca el Artículo 153, que enfatiza la necesidad de implementar estrategias para mitigar los efectos de la impermeabilización de áreas en el incremento de los caudales de escurrimiento en nuevos desarrollos urbanos. Se establece el requisito de diseñar sistemas urbanos de drenaje resilientes para lograr una reducción mínima del 25% en el caudal máximo del hidrograma de diseño, con el propósito de prevenir sobrecargas en los sistemas pluviales y reducir el riesgo de inundaciones. Asimismo, es necesario realizar una comparación de las condiciones de escorrentía antes y después de la ejecución del proyecto, evaluando la capacidad de los cuerpos receptores, ya sean sistemas

de alcantarillado pluvial o cuerpos de agua naturales (Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio de Colombia [MVCT], 2017).

El Decreto 1076 de 2015 establece que las aguas lluvias son consideradas bienes de uso público, cuyo dominio pertenece a la Nación, por lo que corresponde al Estado ejercer control y supervisión sobre su uso y disfrute por parte de los particulares.

La Ley 373 de 1997 establece la obligación de reutilizar las aguas provenientes de fuentes superficiales, subterráneas o de lluvia empleadas en tareas que generen efluentes líquidos, sujeto a un estudio técnico, socioeconómico y de conformidad con las normas ambientales de calidad.

La Resolución 6523 de 2011 tiene como objetivo regular y establecer los directrices técnicos para la implementación de sistemas urbanos de drenaje sostenible (SUDS) en el plan de ordenamiento zonal norte (POZN), con el fin de mitigar los efectos negativos del progreso urbano. Esto incluye la mitigación de los volúmenes de aguas contaminantes que llegan a los cuerpos que reciben esta agua y la disminución la amenaza de inundaciones causado por los picos de caudal y volumen de escurrimiento.

El Decreto 528 de 2014 de la alcaldía Mayor de Bogotá, D.C. tiene como propósito definir el sistema de drenaje de aguas lluvias resiliente del Distrito Capital como parte integral del sistema hídrico de la ciudad. También establece las estructuras de gestión y supervisión necesarias para su operación efectiva, además de decretar los lineamientos requeridos para garantizar su apropiado funcionamiento.

Proyectos y Programas de Manejo de Aguas Pluviales en Colombia

Programa de gestión de infraestructura verde, Medellín

El proyecto se enfoca en crear y conservar áreas verdes, incorporando espacios alternativos como jardines verticales y terrazas verdes en áreas urbanas con limitada disponibilidad de superficies blandas. Estas iniciativas buscan mejorar los espacios públicos urbanos mediante diversos beneficios ambientales, incluyendo la mejora del paisaje urbano. Además, se centra en la rehabilitación de espacios verdes a través del mantenimiento y la plantación de especies ornamentales de alto valor ecológico. El objetivo es fortalecer la estructura ecológica principal, maximizar los servicios ambientales proporcionados por la vegetación, proporcionar hábitat y alimento para la fauna local, y optimizar la calidad de vida de los residentes.

Proyecto canales, Bogotá

El Instituto Distrital de Gestión de Riesgos y Cambio Climático y Aguas de Bogotá S.A. E.S.P. han unido sus recursos técnicos, operativos, administrativos y financieros para llevar a cabo labores de limpieza en quebradas, canales y estructuras. Estas acciones tienen como propósito optimizar el bienestar de la población y reducir los riesgos de inundaciones relacionados con el cambio climático.

Programa lluvia para la vida, Cundinamarca

En 2017, el programa "Lluvia para la Vida", implementado en 82 municipios de la región CAR, benefició a un total de 4053 hogares. Este programa promueve la recolección y utilización del agua de las precipitaciones mediante prácticas de autogestión y capacitación, como medida eficaz de adecuación al cambio climático. A través de la colocación de sistemas de recolección provistos por la Corporación (incluyendo tanques de 1000 litros, bajantes, canales y accesorios), los usuarios utilizan el agua recolectada para diversos fines. Según datos de la Autoridad

Ambiental para el año 2017, el 81% de los beneficiarios emplea el agua para usos domésticos, el 37% para riego y el 17% para actividades agropecuarias (Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca [CAR], 2018).

Alcantarillado pluvial en la urbanización Heliópolis, Cúcuta

A partir de marzo de 2021, la Alcaldía de Cúcuta, bajo la dirección del alcalde Jairo Yáñez, ha estado llevando a cabo la construcción del sistema de alcantarillado de aguas lluvias en la Urbanización Heliópolis. Este proyecto, largamente prevista por los residentes y vecinos del área, ofrece una solución permanente para los frecuentes problemas de inundaciones en esta zona de la ciudad. El proyecto abarca actividades como demolición, limpieza, suministro e instalación de tuberías diseñadas para captar las aguas pluviales y escorrentías. El sistema incluye la construcción de cinco pozos, sumideros y sistemas de descarga que incorporan paredes de retención, además de la instalación de 400 metros de conductos (Federación Colombiana de Municipios [FCM], 2021).

Plan maestro de drenajes pluviales, Cartagena

Dentro de este plan maestro se tiene la construcción de 24 canales pluviales que se encuentran diseñados, diseño y construcción de 44 canales pluviales restantes basados en el enfoque de infraestructura verde y gris, 120 kilómetros de canales pluviales con renovaciones urbanas a su alrededor.

Estrategias Sostenibles Implementadas en Diversas Regiones del País

En Colombia, son escasos los edificios que implementan sistemas para aprovechar las aguas de lluvia. En Bogotá, destacan dos ejemplos en el sector público. Por un lado, el Complejo Acuático Simón Bolívar, diseñado para actividades deportivas, utiliza su cubierta para capturar el agua de lluvia, la cual es dirigida a un tanque de purificación. Después de ser tratada, se almacena en un tanque dedicado a aguas tratadas, donde un sistema especializado comprueba su calidad. A

lo último, se integra al sistema hidráulico del complejo para tareas de limpieza y mantenimiento de jardines y baños. Por otro lado, la edificación de Postgrados de Ciencias Humanas de la Universidad Nacional de Colombia, un edificio educativo, cuenta con una cubierta transitable protegida con grava en ciertas áreas, la cual también capta agua de lluvia. Esta agua es conducida a tanques subterráneos desde donde se bombea para ser utilizada en el drenaje de sanitarios, así como en los espejos y fuentes de agua del edificio (Villegas et al., 2019).

En el ámbito privado de Bogotá, destacan dos centros comerciales Unicentro y Titan Plaza, que aprovechan el agua de lluvia recolectada en sus techos para la liberación de sanitarios. Asimismo, Alkosto, una empresa con amplia superficie Villavicencio y Bogotá, ha realizado sistemas para el control de aguas pluviales en sus instalaciones. En la edificación ubicada en el barrio Venecia de Bogotá, el techo con un área de 6000 m², captura cerca de 6000 m³ de agua anualmente. Esta agua recolectada se trata en una planta con capacidad para guardar 40 m³ diarios, y luego se integra al sistema hidráulico de la edificación. En la construcción de Villavicencio, la cubierta de 1061 m² recolecta agua de lluvia que se almacena en un tanque de 150 m³. Después, el agua se somete a procesos de coagulación, filtración y tratamiento con cloro en una planta de tratamiento, obteniéndose así agua potable para todas las necesidades del local a lo largo del año (Villegas et al., 2019).

En Colombia, los tanques de detención, también conocidos como tanques de amortiguación de aguas lluvias, son comúnmente construidos utilizando concreto reforzado. Un ejemplo notable es el proyecto residencial Colinas del Bosque en Chía, Cundinamarca, donde se implementó un conjunto de amortiguación y reciclaje del agua de precipitación debido a la falta de alcantarillado pluvial en la zona (Hydros Chia, 2011).

Maiporé se encuentra en una zona periférica al sur del municipio de Soacha, conurbado con el suroccidente de Bogotá, Colombia. Surgido como iniciativa privada de la promotora y constructora Fernando Mazuera & Cía., Maiporé presenta una estructura urbana que destaca por sus numerosos espacios vegetados que simulan bosques para los peatones. Estos espacios, aunque podrían considerarse parques o zonas verdes, están diseñados como zonas de biorretención que cumplen funciones de filtrado, infiltración y conducción de agua pluvial proveniente de las vías y otras áreas impermeables del proyecto. Según el diseñador, el sistema propuesto retiene la totalidad del volumen de agua de escurrimiento de las vías, andenes y los cerros colindantes al proyecto en su lado oriental. De este volumen, el 40 % se infiltra en el suelo, mientras que el 60 % restante se dirige hacia el humedal local. La capacidad del sistema alcanza los 3620 m³ durante las horas pico de escorrentía (Guzman y Diaz, 2022).

Las zonas de biorretención forman una estructura continua que recibe el agua superficial procedente de los cerros y la escorrentía de las vías y andenes del proyecto. Esta agua se retiene temporalmente y se filtra gradualmente mediante procesos biológicos llevados a cabo por la vegetación presente en la capa superior. El agua que no puede infiltrarse se dirige hacia el humedal, donde se infiltra en el suelo o se desborda hacia el río Bogotá. Las zonas de biorretención están delimitadas por gaviones de piedra que actúan como filtros y como límite del área destinada al agua. El área acuática está compuesta por un lecho de grava y una composición granular que facilita la infiltración y el almacenamiento permanente del agua. Sobre esta capa se encuentra una vegetación que incluye árboles, arbustos y especies gramíneas. Los suelos del humedal original no fueron modificados, manteniendo su funcionamiento similar al estado previo a la urbanización (Guzman y Diaz, 2022).

En la nueva Avenida Bosa en Bogotá, se han implementado sistemas urbanos de drenaje ecológico para mitigar el riesgo de inundaciones y mejorar el ciclo del agua. Los SUDS están integrados en los separadores centrales de más de 1,7 kilómetros de extensión, utilizando secciones de AquaCell de Pavco Wavin y con el soporte técnico de la empresa. Este proyecto beneficia a aproximadamente 600.000 habitantes al descongestionar esta zona de la capital. La realización de los SUDS en la Avenida Bosa reduce los picos de precipitación al infiltrar el agua en el subsuelo a través del partidador central. Cuando este sistema se satura, los excesos se dirigen al sistema de red de drenaje pluvial, al mismo tiempo que reduce la contaminación del agua de lluvia y optimiza el paisaje urbano.

El diseño específico de SUDS utilizado en la Avenida Bosa es de detención con vertedero, empleando suelos permeables como canales de infiltración. Estas características dejan retener, evaporar y filtrar el agua, optimizando así el ciclo hídrico y garantizando que el agua no permanezca retenida en el sistema por más de 24 horas (Pavco Wavin, 2024).

La Universidad Ean se propuso establecer un legado en Bogotá que fuera un modelo en sostenibilidad, y ahora este ambicioso proyecto se materializa con el Ean Legacy. Este edificio se caracteriza por minimizar el consumo de agua potable en un 35% y lograr un ahorro energético del 32%. Además, contará con 1300 metros cuadrados de área pública, de los cuales 467 metros cuadrados se destinarán a una zona ambiental (Universidad EAN, 2021).

Figura 12 *Edificio Legacy*



Nota. Ean Legacy edificio referente de sostenibilidad en Colombia, 2021, tomada de (<https://universidadean.edu.co/la-universidad/sedes/edificio-ean-legacy>)

Discusión de las Estrategias Sostenibles en Colombia

La gestión de aguas pluviales en contextos urbanos ha mostrado ser un desafío significativo debido al aumento de superficies impermeables que alteran el ciclo hidrológico, como se menciona en los estudios de Anderson (2003) y Jaume (2016). El incremento en la frecuencia y severidad de las inundaciones proyectadas para 2050, descrito por Arnell y Gosling (2016), está alineado con las observaciones de Zhou (2024) sobre el requerimiento de mejorar la capacidad de las infraestructuras urbanas. Además, los hallazgos de McGrane (2016) sobre la presencia de contaminantes en el escurrimiento urbano reflejan la necesidad de estrategias más integrales y sostenibles.

Los resultados indican que la urbanización no solo aumenta la escorrentía superficial, sino que también reduce la infiltración y recarga de acuíferos, exacerbando los riesgos de inundaciones y la contaminación del agua (Peña y Melgarejo, 2016; Jaume, 2016). La realización de estrategias sostenibles en el manejo de aguas pluviales que simulan procesos naturales de control del agua, son esenciales para mitigar estos impactos.

La adopción de estrategias sostenibles como SUDS no solo mejora la gestión de aguas pluviales, sino que también promueve la sostenibilidad urbana al proteger los recursos hídricos y reducir la vulnerabilidad a eventos climáticos extremos. Se recomienda la creación de marcos normativos robustos y el aumento percepción pública acerca de la importancia de estas prácticas para abordar los retos presentes y futuros del manejo de aguas pluviales (Brears, 2016; Orozco Roa, 2016).

Dentro de las estrategias sostenibles más comunes en el manejo de aguas pluviales abordadas anteriormente tenemos los pavimentos filtrantes, techos verdes, los jardines de lluvia, los canales de infiltración y los tanques de suspensión y retención. Los techos verdes que son

sistemas compuestos por múltiples capas, incluyendo membranas impermeabilizantes, medios de cultivo y vegetación, con posibles barreras de raíces, sistemas de drenaje y riego. Estos sistemas han surgido como una solución innovadora para contrarrestar problemas ambientales y mejorar la salud urbana. Ofrecen beneficios como la absorción de agua de lluvia para prevenir inundaciones locales, la optimización de la calidad del aire mediante la captación de contaminantes y la liberación de oxígeno, y la regulación térmica que reduce el consumo energético y desarrollo del confort interior. Aunque tienen desafíos como el elevado costo inicial de instalación y el riesgo de daños estructurales por filtraciones. Los techos verdes se clasifican en extensivos e intensivos según su espesor y tipo de vegetación, adaptándose así a diferentes necesidades urbanas y ofreciendo opciones tanto económicas como recreativas para el diseño urbano sostenible.

Por otro lado, los pavimentos convencionales que transportan de manera el agua de precipitación hacia las masas de agua contribuyen significativamente a la erosión del suelo, al aumento del escurrimiento y la circulación de contaminantes, exacerbando problemas ambientales y de control del agua (Hussein et al., 2022). En respuesta a estos desafíos, los pavimentos permeables han emergido como una solución efectiva para aliviar el escurrimiento superficial y los picos de caudal, particularmente en áreas urbanizadas donde la permeabilidad natural del suelo se ha perdido.

En países desarrollados, los pavimentos permeables son considerados parte de la infraestructura verde urbana, ayudando a gestionar eficazmente las aguas pluviales y mejorando el nivel de calidad del agua que adsorbe en el terreno (Brudler et al., 2016). La estructura de un pavimento permeable típicamente incluye capas de sub-base, base y superficie permeable, con adiciones opcionales como geotextiles, tuberías perforadas y membranas para mejorar su rendimiento hidráulico (Espino et al., 2021).

Los jardines de lluvia, conocidos también como celdas de biorretención o instalaciones de bioinfiltración, representan una forma innovadora y sostenible de gestionar el agua de lluvia a nivel micro en entornos urbanos. Estas estructuras, que consisten en depresiones poco profundas llenas de vegetación, juegan un papel crucial al capturar y filtrar el agua de superficies impermeables como techos, carreteras y estacionamientos. Este enfoque no solo ayuda a mitigar los efectos negativos de la escorrentía urbana, como la erosión y la contaminación de las masas de agua, sino que también aportan a mejorar la adaptabilidad de las ciudades ante el cambio climático.

Para optimizar la eficacia de las celdas de biorretención, es fundamental considerar una serie de factores. Entre ellos destacan el tamaño y la configuración del sistema en relación con su cuenca hidrográfica, el tipo y la profundidad del medio filtrante utilizado, así como la selección adecuada de vegetación que puede tolerar condiciones variables de humedad y temperatura (Winston et al., 2016). Además, las características de las precipitaciones desempeñan un papel crucial en el diseño y el funcionamiento de estos sistemas, ya que precipitaciones intensas pueden exceder la capacidad de absorción dentro del suelo, resultando en desbordamientos que comprometen la efectividad del jardín de lluvia (Conley et al., 2022).

Los canales de infiltración son una técnica vital para el control sostenible del agua y la conservación del suelo en muchas regiones. Como se menciona, su diseño debe adaptarse cuidadosamente a la capacidad de adsorción dentro del suelo local para evitar problemas como el desbordamiento o la retención excesiva de agua, que podrían comprometer su eficacia. Además, estas estructuras no solo ayudan a recargar acuíferos y controlar la erosión, además, desempeñan una función clave en la revitalización de áreas degradadas mediante la optimización de la humedad del suelo y facilitando el crecimiento de especies de plantas beneficiosas, como las que han mencionado.

La gestión de aguas pluviales mediante estanques de detención ha emergido como una estrategia fundamental para reducir los impactos adversos de las descargas urbanas, como lo destacan Tixier et al. (2011) y Walsh et al. (2012). Estos estanques, diseñados para captar aguas pluviales de áreas urbanas como calles y tejados, juegan un papel crucial en la disminución de la amenaza de inundaciones y la contaminación de las masas de agua receptores.

El diseño efectivo de estos estanques se fundamenta en criterios específicos como el caudal máximo permitido hacia las masas de agua receptores, la facultad de manejar emergencias y la concentración de contaminantes en el agua liberada (Mobley y Culver, 2014). Además, la evolución tecnológica ha visto el desarrollo de sistemas alternativos a los tradicionales tanques de concreto, como los tanques de celdas plásticas. Estos tanques, fabricados en polipropileno, son robustos y se han popularizado desde la década de 1990 por su capacidad para resistir condiciones adversas y esfuerzos estructurales.

Desde una perspectiva ecológica, estas estrategias ofrecen amplios beneficios al optimizar la excelencia del agua a través de la eliminación y depuración de contaminantes antes de que ingresen a los cuerpos de agua naturales. Asimismo, reducen el escurrimiento superficial, lo que ayuda a aliviar el riesgo de inundaciones y erosión del suelo, al tiempo que contribuyen a la recuperación de acuíferos subterráneos. La integración de infraestructuras verdes también promueve la biodiversidad urbana al ofrecer hábitats para diversas especies y contribuir a la mitigación del fenómeno de la isla de calor mediante procesos de sombreado y evapotranspiración (Fletcher et al., 2014).

En términos sociales, estas estrategias mejoran significativamente la calidad de vida urbana al ofrecer espacios verdes para recreación y esparcimiento, lo cual tiene efectos positivos en la salud y bienestar de los residentes al reducir el estrés y promover un entorno más habitable.

Además, la mejora estética y funcional de los entornos urbanos puede fortalecer el sentido de comunidad y orgullo entre los habitantes locales, fomentando un mayor compromiso cívico y una mayor conciencia sobre la sostenibilidad ambiental (Perales y Domenech, 2007).

Desde una perspectiva económica, aunque inicialmente puede haber costos asociados con la instalación y mantenimiento de estas infraestructuras sostenibles, estudios indican que los beneficios económicos a largo plazo, incluidos los múltiples servicios ambientales proporcionados, pueden superar estos costos iniciales (Jarvie et al., 2017; Cotterill y Bracken, 2020). Además, la intención de las personas a pagar por mejoras en educación, estética ambiental y creación de hábitats para la vida silvestre subraya la valoración positiva de la comunidad hacia estas iniciativas sostenibles (Oladunjoye et al., 2022).

En el contexto colombiano, donde las ciudades enfrentan desafíos específicos debido a su rápido crecimiento urbano y la presión ejercida sobre los recursos de agua, es crucial adoptar un enfoque integrado y colaborativo entre entidades gubernamentales, sector privado y la comunidad civil. La implementación efectiva de acciones públicas que fomenten el control sostenible de aguas pluviales, requerirá inversiones estratégicas en infraestructura verde y capacitación técnica para asegurar la operación y mantenimiento adecuados de estas soluciones.

Para autores como Cubides y Santos (2018) en Colombia está aumentando el interés por incorporar Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS) junto con las redes convencionales de drenaje. Esto atiende a la carencia de adoptar nuevas soluciones para mitigar el volumen de agua de escurrimiento en las redes de aguas pluviales planificadas, al tiempo que se busca que resulten respetuosas con el medio ambiente, minimizando así los impactos negativos.

Por otro lado, Franco (2010) y Sedano (2012) dicen que en Colombia el incremento de la población y el desarrollo urbano no planificado, es lo que ha llevado a un déficit en la infraestructura de alcantarillado y drenajes urbanos, haciendo que sea insuficiente o inexistente en algunas comunidades. Además, añaden que el uso del suelo es otro factor, puesto que muchos centros urbanos y expansiones se construyen en áreas con un riesgo inminente de inundación.

En Colombia, diversas ciudades han emergido como líderes en la aplicación de estrategias sostenibles para el control de aguas pluviales, adaptando sus enfoques según sus contextos urbanos y desafíos específicos. Bogotá, la capital colombiana, ha implementado proyectos como el Corredor Verde de la Carrera Séptima y el Plan Maestro de Drenajes Pluviales, destacándose por la construcción de jardines de lluvia y sistemas de infiltración que ayudan a minimizar la escorrentía y mejorar la calidad del agua. Medellín, conocida por su innovación en desarrollo urbano sostenible, ha adoptado tecnologías como techos verdes y sistemas de captura de aguas pluviales en edificaciones nuevas y rehabilitadas, contribuyendo significativamente a el control sostenible del agua y la mitigación de inundaciones.

Conclusiones

El crecimiento urbano acelerado conduce a una mayor impermeabilización del terreno, alterando significativamente el ciclo hidrológico. Esto resulta en un aumento del escurrimiento superficial y el volumen pico de los ríos, lo cual incrementa el perjuicio de inundaciones y erosión del suelo. La escorrentía urbana conlleva una carga significativa de contaminantes, como sedimentos, metales pesados, y sustancias químicas nocivas, que pueden perjudicar la salud de las personas y el entorno acuático.

El principio básico de las estrategias sostenibles en el manejo de aguas pluviales se centra en replicar y mejorar los procesos naturales de infiltración y almacenamiento del agua, que han sido interrumpidos por el desarrollo urbano. Estas estrategias buscan aliviar los impactos negativos de la urbanización, como la impermeabilización del suelo y el aumento del escurrimiento superficial, mediante la implementación de infraestructuras verdes y tecnologías innovadoras. El objetivo fundamental es promover un ciclo hidrológico más equilibrado y resiliente, que no solo proteja los recursos hídricos y reduzca el riesgo de inundaciones, sino que también mejore la calidad del agua y promueva entornos urbanos más saludables y sostenibles para las generaciones futuras.

En el ámbito internacional, existe un reconocimiento creciente de la necesidad de adoptar prácticas de desarrollo urbano que sean sostenibles y resistentes al cambio climático. Países como Australia, Estados Unidos y Nueva Zelanda han implementado enfoques similares bajo diferentes nombres, pero con el propósito común de mitigar los impactos negativos de la urbanización en los recursos hídricos.

La gestión de aguas de lluvia en Colombia enfrenta múltiples desafíos debido a la urbanización no planificada, el cambio climático y la variabilidad climática. Sin embargo, las

políticas nacionales y proyectos innovadores en diversas regiones del país están comenzando a abordar estos problemas. La implantación de estrategias sostenibles en el manejo de aguas pluviales, junto con una adecuada planificación urbana y la conservación de los sistemas naturales, son fundamentales para optimizar el control de las aguas de lluvia y mitigar las amenazas de inundaciones en el futuro.

Después de analizar y evaluar diversas estrategias sostenibles implementadas en el manejo de aguas pluviales, se han extraído varias conclusiones significativas. Primero, se encontró que las estrategias centradas en la captación y reutilización de aguas pluviales demostraron ser altamente efectivas en la conservación de recursos hídricos. Estas prácticas no solo reducen la dependencia de fuentes de agua potable, sino que también ayudan a mitigar el impacto de la escorrentía urbana en las formaciones acuáticas locales, mejorando así la calidad del agua.

Además, las estrategias que incorporan tecnologías verdes y naturales, como los techos verdes y los jardines de lluvia, mostraron beneficios adicionales al promover la biodiversidad urbana y reducir la temperatura urbana, contribuyendo a entornos más saludables y sostenibles. Estas soluciones no solo son eficaces desde un punto de vista técnico, sino que también pueden ser económicamente viables a largo plazo, especialmente cuando se consideran las ventajas ambientales y sociales que generan.

Asimismo, se destacó la importancia del compromiso comunitario y la educación pública en el éxito de las estrategias implementadas. La colaboración activa de los residentes locales no solo facilita la adopción de prácticas sostenibles, sino que también fortalece la resiliencia comunitaria frente a eventos climáticos extremos relacionados con el agua. La aceptación social y el apoyo local son indispensables para la sostenibilidad a largo plazo de las iniciativas de manejo de aguas pluviales.

Por último, se identificó la necesidad continua de monitoreo y evaluación de las estrategias implementadas. Este proceso garantiza que las soluciones sean adaptativas y puedan ajustarse según las condiciones cambiantes y los nuevos desafíos ambientales y sociales que puedan surgir. La compilación sistemática de datos y el análisis riguroso son clave para mejorar constantemente las prácticas y maximizar los beneficios ambientales y económicos de las estrategias sostenibles de manejo de aguas pluviales.

Referencias

- Aguas de Bogotá. (11 de 10 de 2021). *Proyecto Canales - Aguas de Bogotá SA ESP*. Obtenido de <https://www.aguasdebogota.co/proyecto-arboretto/>
- Akhtar, M., Al-Shamrani, A., Jameel, M., Khan, N., Ibrahim, Z., & Akhtar, J. (2021). Stability and permeability characteristics of porous asphalt pavement: An experimental case study. *Case studies in construction materials*, 15, e00591. Obtenido de <https://doi-org.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/10.1016/j.cscm.2021.e00591>
- Alcalde Mayor Gustavo Petro Urrego. (2014, 25 de noviembre). *DECRETO 528*. Bogota, D.C. Obtenido de <https://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=60065>
- Alcaldía de Medellín. (2021). *Generación y Mantenimiento de la Infraestructura Verde*. Obtenido de <https://www.medellin.gov.co/es/proyectos/generacion-y-mantenimiento-de-la-infraestructura-verde/>
- Alcaldiabogota.gov.co. (16 de 12 de 2011). *Resolución 6523 de 2011 Secretaría Distrital de Ambiente*. Obtenido de <https://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=45084>
- America Tecnologías Sustentables. (2024). *Pavimentos Modulares Permeables*. Obtenido de <https://america.desarrollo.olimpo.tech/aplicaciones-america/pavimentos-modulares-permeables-2/>
- Anderson, A. R., Franti, T. G., & Shelton, D. P. (2018). Hydrologic Evaluation of Residential Rain Gardens Using a Stormwater Runoff Simulator. *Transactions of the ASABE*, 61(2), 495-508. Obtenido de <https://elibrary.asabe.org/abstract.asp?aid=48887>

- Anderson, J. (2003). The environmental benefits of water recycling and reuse. *Water Supply*, 3(4), 1-10. Obtenido de <https://doi.org/10.2166/ws.2003.0041>
- Arnell, N., & Gosling, S. (2016). The impacts of climate change on river flood risk at the global scale. *Climatic Change*, 134(3), 387-401. Obtenido de <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1084-5>
- Bai, T., Liu, D., & Deng, M. (2022). Multi-scale ecological operation model of reservoir group coupled with ecological infiltration irrigation. *Agricultural water management*, 270, 107723. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2022.107723>
- Bak, J., & Barjenbruch, M. (2022). Benefits, Inconveniences, and Facilities of the Application of Rain Gardens in Urban Spaces from the Perspective of Climate Change—A Review. *Water*, 14(7), 1153. Obtenido de <https://doi.org/10.3390/w14071153>
- Balabel, A., El-Askary, W., Alahmadi, A., & Alzaed, A. (2023). Development of a passive strategy for buildings' sustainability using green roofs techniques in Taif City, Saudi Arabia. *Journal of Umm Al-Qura University for Engineering and Architecture*, 31-45. Obtenido de <https://link-springer-com.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/article/10.1007/s43995-023-00038-w>
- Bao, T., Liu, Z., Zhang, X., & He, Y. (2019). A drainable water-retaining paver block for runoff reduction and evaporation cooling. *A drainable water-retaining paver block for runoff reduction and evaporation cooling*, 228, 418-424. Obtenido de <https://doi-org.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/10.1016/j.jclepro.2019.04.142>

- Barbaro, Lorena, Soto, M., Sisaro, D., Karlanian, M., & Stancanelli, S. (2017). *Sustratos para techos verdes sustentables (extensivos)*. Argentina: Ediciones INTA. Obtenido de <http://hdl.handle.net/20.500.12123/1952>
- Barrancon, N., Lopez, F., Torres, M. d., & Albornoz, P. (2024). Gestión de aguas pluviales y sustentabilidad urbana. Una revisión. *Tecnología y ciencias del agua*, 15(3), 423-460. doi:<https://doi.org/10.24850/j-tyca-2024-03-10>
- Bonilla, C., Sanchez, A., & Sanchez, D. (2022). Diseño de techos verdes y jardines verticales como sistemas urbanos dedrenaje sostenible en edificaciones. *Respuestas*, 27(2), 27-40. Obtenido de <https://revistas.ufps.edu.co/index.php/respuestas/article/view/3206>
- Bravo, D. (12 de 06 de 2020). *PublicSpace*. Obtenido de «Plaza de agua» en Benthemplein: <https://www.publicspace.org/es/obras/-/project/h034-water-square-in-benthemplein>
- Brears, R. (2016). *Urban Water Security*. Oxford: John Wiley & Sons. Obtenido de [https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=XwRHDQAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA1&dq=Brears,+R.+C.+\(2016\).+Urban+water+security.+Oxford,+UK:+John+Wiley+%26+Sons.&ots=yP_TnEzrER&sig=pkSkWUcRUj7lvYnCbEQykXpfOg#v=onepage&q&f=false](https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=XwRHDQAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA1&dq=Brears,+R.+C.+(2016).+Urban+water+security.+Oxford,+UK:+John+Wiley+%26+Sons.&ots=yP_TnEzrER&sig=pkSkWUcRUj7lvYnCbEQykXpfOg#v=onepage&q&f=false)
- Brudler, S., Arnbjerg-Nielsen, K., Hauschild, M., & Rygaard, M. (2016). Life cycle assessment of stormwater management in the context of climate change adaptation. *Water research*, 106, 394-404. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.024>
- Burszta-Adamiak, E., Biniak-Pieróg, M., Dąbek, P., & Sternik, A. (2023). Rain garden hydrological performance – Responses to real rainfall events. *Science of the total*

- environment*, 887, 164153. Obtenido de <https://doi-org.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/10.1016/j.scitotenv.2023.164153>
- Carrera, D., Lombillo, I., García, J., & Blanco, H. (2022). Assessment of different combinations of substrate-filter membrane in green roofs. *Journal of building engineering*, 45, 103455. Obtenido de <https://doi-org.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/10.1016/j.jobbe.2021.103455>
- Castro, M. (2011). *PAVIMENTOS PERMEABLES COMO ALTERNATIVA DE DRENAJE URBANO (monografía trabajo de grado, Pontificia Universidad Javeriana)*. Bogota. Obtenido de <https://core.ac.uk/download/pdf/71418921.pdf>
- Chen, J., Chem, Y., Wang, F., Li, T., Liu, Q., & He, M. (2023). Ecological ditch technology and development prospect based on nature-based solutions: a review. *Environmental science and pollution research international*, 31, 3376–3393. Obtenido de <https://link-springer-com.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/article/10.1007/s11356-023-31508-2>
- Chia, H. (2011). *Disponibilidad de Servicios Proyecto La Colina, Vereda La Balsa, Sector Los Caobos*. Chia, Cundinamarca: Emserchía.
- CIRIA. (2016). *C737 Structural and Geotechnical Design of Modular Geocellular Drainage Systems*. London: CIRIA. Obtenido de <https://www.brebookshop.com/samples/327650.pdf>
- Congreso de la Ciudad de Mexico. (2003, 27 de marzo). *DECRETO LEY DEL DERECHO A LOS SERVICIOS PÚBLICOS DE AGUA*. Mexico. Obtenido de <https://www.congresocdmx.gob.mx/media/documentos/20af644dec17c38142fd2e7da44ddb44eb8b0dca.pdf>

- Conley, G., McDonald, R., Nodine, T., Chapman, T., Holland, C., Hawkins, C., & Beck, N. (2022). Assessing the influence of urban greenness and green stormwater infrastructure on hydrology from satellite remote sensing. *Science of the total environment*, 817, 152723. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152723>
- Corporacion autonoma regional de Cundinamarca. (2018). *El programa Lluvia para la Vida, principal aliado para el aprovechamiento responsable del agua | CAR*. Obtenido de <https://www.car.gov.co/saladeprensa/el-programa-lluvia-para-la-vida-principal-aliado-para-el-aprovechamiento-responsable-del-agua>
- Cotler, H., Cram, S., Martinez, S., & Bunge, V. (2015). Evaluación de prácticas de conservación de suelos forestales en México: caso de las zanjas trinchera. *Investigaciones geográficas/Investigaciones geográficas - Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México*, 88, 6-15. Obtenido de <https://doi.org/10.14350/rig.47378>
- Cotterill, S., & Bracken, L. J. (2020). Assessing the Effectiveness of Sustainable Drainage Systems (SuDS): Interventions, Impacts and Challenges. *Water*, 12(11), 3160. Obtenido de <https://doi.org/10.3390/w12113160>
- Cruz, k., Escobar, Y., & Diaz, A. (2013). ANÁLISIS DE ASPECTOS QUE INCREMENTAN EL RIESGO DE INUNDACIONES EN COLOMBIA. *LUNA AZUL*, 219-238. Obtenido de <https://doi.org/10.17151/luaz.2013.37.13>
- Cubides, E., & Santos, G. (2018). Control de escorrentías urbanas mediante Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS): Pozos/Zanjas de infiltración. *Entre ciencia e ingeniería*, 12(24), 32-42. Obtenido de <https://doi.org/10.31908/19098367.3813>

Darshan, N., & Kataware, A. (2024). Review on Porous Asphalt Pavements: A Comprehensive Resolution for Stormwater Management and Applications in Current Built Environment. *International journal of pavement research and technology*. Obtenido de <https://link-springer-com.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/article/10.1007/s42947-024-00444-w>

Delatte, J. (2007). *Structural Design of Pervious Concrete Pavement*. Washington DC, United States: Transportation Research Board. Obtenido de <https://trid.trb.org/View/801397>

Deo, O., Sumanasooriya, M., & Neithalath, N. (2010). Permeability Reduction in Pervious Concretes due to Clogging: Experiments and Modeling. *Journal of materials in civil engineering*, 22(7), 741-751. Obtenido de [https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/\(ASCE\)MT.1943-5533.0000079](https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/(ASCE)MT.1943-5533.0000079)

Departamento Técnico Administrativo Medio Ambiente. (2000). *Historia de los humedales de Bogotá: con énfasis en cinco de ellos*. Bogota: Departamento Técnico Administrativo Medio Ambiente, Alcaldía Mayor de Bogotá, D.C., 2000.

Environmental Protection Agency EPA. (16 de January de 2017). *Best Management Practices*. Obtenido de <https://www.epa.gov/watersense/best-management-practices>

Espino, D., Valeri, A., Rodriguez, A., & Castro, D. (2021). Pavimentos urbanos permeables. *Revista de Obras Públicas*, 3606, 32-36. Obtenido de <http://hdl.handle.net/10902/16853>

Federación Colombiana de Municipios. (24 de 5 de 2021). *Alcaldía de Cúcuta construye sistema de alcantarillado pluvial en la urbanización Heliópolis - Federación Colombiana de Municipios*. Obtenido de <https://www.fcm.org.co/alcaldia-de-cucuta-construye-sistema-de-alcantarillado-pluvial-en-la-urbanizacion-heliopolis/>

Ferguson, B. (2005). *Porous Pavements*. London: Taylor & Francis Group.

Fletcher, T., Shuster, W., Hunt, W., Ashley, R., Butler, D., & Arthur, S. (2014). SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal*, 15(7), 525-542. Obtenido de <https://doi.org/10.1080/1573062X.2014.916314>

Franco, F. (2010). Respuestas y propuestas ante el riesgo de inundación de las ciudades colombianas. *Revista de Ingenieria*, 31, 97-108. Obtenido de http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S0121-49932010000100011&script=sci_arttext

Fratino, D., Geldof, G., Kluck, J., & Mikkelsen, P. (2012). Three Points Approach (3PA) for urban flood risk management: A tool to support climate change adaptation through transdisciplinarity and multifunctionality. *Urban Water Journal*, 9(5), 317-331. Obtenido de <https://doi.org/10.1080/1573062X.2012.668913>

Gan, L., Garg, A., Huang, S., Wang, H., Wang, J., Mei, G., . . . Zhang, K. (2022). Investigation of spatial variability of soil hydraulic properties for application in intensive green roofs. *International journal of environmental science and technology*, 20, 6849–6858. Obtenido de <https://link-springer-com.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/article/10.1007/s13762-022-04376-5>

Garcia, E., Rodriguez, J., Domenech, A., Hernandez, C., Anta, J., & Martin, M. (2022). Design of permeable pavements in Spain: current situation and future needs. *Ingenieria del agua*, 26(4), 279-296. Obtenido de <https://doi.org/10.4995/ia.2022.18290>

- Gilbert, J., & Clausen, J. C. (2006). Stormwater runoff quality and quantity from asphalt, paver, and crushed stone driveways in Connecticut. *Water research*, 40(4), 826-832. Obtenido de <https://doi-org.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/10.1016/j.watres.2005.12.006>
- Gill, S., Spurlock, F., Goh, K., & Ganapathy, C. (2008). Vegetated ditches as a management practice in irrigated alfalfa. *Environmental monitoring and assessment*, 144, 261-267. Obtenido de <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-007-9988-4>
- Goorden, M. A., Larsen, K. G., Nielsen, J. E., Nielsen, T. D., Qian, W., Rasmussen, M. R., . . . Zhao, G. (2024). Optimal control strategies for stormwater detention ponds. *Nonlinear analysis. Hybrid systems*, 53, 101504. Obtenido de <https://doi-org.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/10.1016/j.nahs.2024.101504>
- Guzman, M., & Diaz, V. (2022). Infraestructura verde-azul y la escala intermedia. *Dearq*, 1(34), 67-81. Obtenido de <https://doi.org/10.18389/dearq34.2022.07>
- Hernández, C., & Vargas, C. (2015). Sistema de Drenaje Urbano Sostenible. *Revista Tecnociencia Universitaria Bolivia*. Obtenido de http://revistasbolivianas.umsa.bo/scielo.php?pid=S1991-64692015000100002&script=sci_arttext&tlng=en
- Hussein, S., Al-Khafaji, Z., Alfatlawi, T., & Abbood, A.-K. (2022). Assessment of Surface and Subsurface Drainage from Permeable Friction Course (As a Sustainable Pavement) under Different Geometric and Hydrologic Conditions. *Iraqi geological journal*, 55(2A), 196-207. Obtenido de <https://doi.org/10.46717/igj.55.2A.14Ms-2022-07-30>
- Jarvie, J., Arthur, S., & Beevers, L. (2017). Valuing Multiple Benefits, and the Public Perception of SUDS Ponds. *Water*, 9(2), 128. Obtenido de <https://doi.org/10.3390/w9020128>

- Jaume, A. T. (2016). Gestion de las aguas pluviales en entornos urbanos mediante tecnicas de drenaje sostenible. *Journal of Engineering and Technology*, 5(2), 26-40. Obtenido de <http://revistas.unilasallista.edu.co/index.php/jet/article/view/1308>
- Jefferson, A. J., Bhaskar, A. S., Hopkins, K. G., Fanelli, R., Avellaneda, P. M., & McMillan, S. K. (2017). Stormwater management network effectiveness and implications for urban watershed function: A critical review. *Hydrological processes*, 31(23), 4056-4080. Obtenido de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/HYP.11347>
- José Luis Carrillo. (25 de 11 de 2019). *Nueva norma ISO 46001:2019 sobre la gestión de la eficiencia del agua*. Obtenido de <https://www.nueva-iso-14001.com/2019/11/nueva-norma-iso-460012019-sobre-la-gestion-de-la-eficiencia-del-agua/>
- Kader, S. A., Spalevic, V., & Dudic, B. (2022). Feasibility study for estimating optimal substrate parameters for sustainable green roof in Sri Lanka. *Environment, development and sustainability*, 26, 2507–2533. Obtenido de <https://link-springer-com.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/article/10.1007/s10668-022-02837-y>
- Kasprzyk, M., Szpakowski, W., Poznanska, E., Boogaard, F., Bobkowska, K., & Gajewska, M. (2022). Technical solutions and benefits of introducing rain gardens – Gdańsk case study. *Science of the total environment*, 835, 155487. Obtenido de <https://doi-org.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/10.1016/j.scitotenv.2022.155487>
- Kia, A., Delens, J., Wong, H., & Cheeseman, C. (2021). Structural and hydrological design of permeable concrete pavements. *Case studies in construction materials*, e00564. Obtenido de <https://www.sciencedirect->

com.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/science/article/pii/S2214509521000796#bib0110

- Kosareo, L., & Ries, R. (2007). Comparative environmental life cycle assessment of green roofs. *Building and environment*, 42(7), 2606-2613. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.06.019>
- Kuruppu, U., Rahman, A., & Rahman, A. (2019). Permeable pavement as a stormwater best management practice: a review and discussion. *Environmental earth sciences*, 78(327).
- Lee, J., & Kwon, E. E. (2024). Biochar in Green Roofs: A Review. *Journal of building engineering*, 89, 109272. Obtenido de <https://doi-org.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/10.1016/j.jobbe.2024.109272>
- Legret, M., Nicollet, M., Miloda, P., Colandini, V., & Raimbault, G. (1999). Simulation of heavy metal pollution from stormwater infiltration through a porous pavement with reservoir structure. *Water Science and Technology*, 39(2), 119-125. Obtenido de [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00015-3](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00015-3)
- Lian, C., Zhuge, Y., & Beecham, S. (2011). The relationship between porosity and strength for porous concrete. *Construction & building materials*, 25(11), 4294-4298. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2011.05.005>
- Luckett, K. (2009). *GREEN ROOF CONSTRUCTION AND MAINTENANCE*. New York: McGraw-Hill. Obtenido de <https://thuvienso.dau.edu.vn:88/handle/DHKTDN/228>
- Mallakpour, I., & Villarini, g. (2016). Analysis of changes in the magnitude, frequency, and seasonality of heavy precipitation over the contiguous USA. *Theoretical and Applied*

- Climatology*, 130, 345-363. Obtenido de <https://link.springer.com/article/10.1007/s00704-016-1881-z>
- McGrane, S. (2016). Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. *Hydrological Sciences Journal*, 2295-2311. Obtenido de <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1128084>
- Mguni, P. H. (2016). Sustainable urban drainage systems: examining the potential for green infrastructure-based stormwater management for Sub-Saharan cities. *Natural Hazards: Journal of the International Society for the Prevention and Mitigation of Natural Hazards*, 82(2), 241-257. doi: 10.1007/s11069-016-2309-x
- Minambiente.gov.co. (18 de 1 de 2022). *Norma de Reúso* . Obtenido de <https://www.minambiente.gov.co/gestion-integral-del-recurso-hidrico/norma-de-reuso/>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (19 de 07 de 2020). *gestion integral del recurso hidrico*. Obtenido de Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible: <https://www.minambiente.gov.co/gestion-integral-del-recurso-hidrico/agua-lluvia/>
- Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio de Colombia. (8 de 6 de 2017). *Resolución 0330 - 2017 | Minvivienda*. Obtenido de Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio de Colombia: <https://minvivienda.gov.co/normativa/resolucion-0330-2017-0>
- Mishra, S., & Sakharle, D. (2022). Design of green roof for an energy efficient university campus. *Materials today: proceedings*, 65, 1546-1550. Obtenido de <https://doi-org.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/10.1016/j.matpr.2022.04.505>

- Mobley, J. T., & Culver, T. B. (2014). Design of Outlet Control Structures for Ecological Detention Ponds. *Journal of water resources planning and management*, 140(2), 250-257. Obtenido de [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0000266](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000266)
- Molineux, C. J., Fentiman, C. H., & Gange, A. C. (2009). Characterising alternative recycled waste materials for use as green roof growing media in the U.K. *Ecological engineering*, 35(10), 1507-1513. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.06.010>
- Morales, A., Cristancho, M., & Baquero, G. (2017). Tendencias en el diseño, construcción y operación de techos verdes para el mejoramiento de la calidad del agua lluvia. Estado del arte. *Ingeniería del agua*, 21(3), 179–196. Obtenido de <https://doi.org/10.4995/ia.2017.6939>
- Mullaney, J., & Lucke, T. (2013). Practical Review of Pervious Pavement Designs. *CLEAN*, 42(2), 111-124. Obtenido de <https://doi.org/10.1002/clen.201300118>
- Mullapudi, A., Wong, B. P., & Kerkez, B. (2017). Emerging investigators series: building a theory for smart stormwater systems. *Environmental science. Water research & technology*, 6(1), 66-77. Obtenido de <https://pubs.rsc.org/en/content/articlehtml/2017/ew/c6ew00211k>
- Nagase, A. (2020). Novel application and reused materials for extensive green roof substrates and drainage layers in Japan – Plant growth and moisture uptake implementation –. *Ecological engineering*, 153, 105898. Obtenido de <https://doi-org.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/10.1016/j.ecoleng.2020.105898>
- Naughton, J., Parolari, A., Strifling, D., & McDonald, W. (2021). Barriers to Real-Time Control of Stormwater Systems. *Journal of sustainable water in the built environment*, 7(4). Obtenido de <https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/JSWBAY.0000961>

- Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R. R., Doshi, H., Dunnett, N., & Gaffin, S. (2007). Green Roofs as Urban Ecosystems: Ecological Structures, Functions, and Services. *BioScience/Bioscience*, 57(10), 823–833. Obtenido de <https://doi-org.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/10.1641/B571005>
- Oladunjoye, O., Proverbs, D., & Xiao, H. (2022). Retrofitting Sustainable Urban Drainage Systems (SuDS): A Cost-Benefit Analysis Appraisal. *Water*, 14(16), 2521. Obtenido de <https://doi.org/10.3390/w14162521>
- Olalla, N. (5 de 6 de 2023). *Análisis de la Academia de las Ciencias de California* |. Obtenido de COARINS: <https://coarins.com/obras-famosas/analisis-de-la-academia-de-las-ciencias-de-california/>
- Orozco Roa, P. A. (2016). Alternativas para el manejo de aguas pluviales en medios urbanos. Estudio de caso : implementación y manejo de los canales pluviales en las cuencas del Salitre y Tintal en el marco del proceso de recuperación Río Bogotá 2000- 2014. (*Tesis de trabajo de grado*). Universidad del Rosario, Bogota, Colombia. doi:https://doi.org/10.48713/10336_12714
- Parlamento Europeo y Consejo. (2000, 23 de Octubre). *DIRECTIVA 2000/60/CE*. Parlamento Europeo. Obtenido de <https://www.boe.es/doue/2000/327/L00001-00073.pdf>
- Pavcowavin.com.co. (2024). *SUDS en la nueva Avenida Bosa en Bogotá*. Obtenido de <https://pavcowavin.com.co/suds-en-la-nueva-avenida-bosa-en-bogota>
- Peña, C., & Melgarejo, J. (2016). El ciclo urbano del agua en Bogotá, Colombia: estado actual y desafíos para la sostenibilidad. *tecnologia y ciencias del agua*, 7(6), 57-71. Obtenido de <https://www.revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/1282/1162>

- Perales, S., & Domenech, I. (2007). LOS SISTEMAS URBANOS DE DRENAJE SOSTENIBLE:.. *Equipamiento y servicios minicipales*, 66-77. Obtenido de https://www.researchgate.net/profile/Ignacio-Andres-Domenech/publication/237213737_Los_Sistemas_Urbanos_de_Drenaje_Sostenible_Una_Alternativa_a_la_Gestion_del_Agua_de_Lluvia/links/572b5e8208ae057b0a094ff4/Los-Sistemas-Urbanos-de-Drenaje-Sostenible-Una-Alt
- Perales, S., & Domenech, I. (2008). Los sistemas urbanos de drenaje sostenible una alternativa a la gestion del agua de lluvia. *Retema: Revista tecnica de medio ambiente*, 92-104. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/237213737_Los_Sistemas_Urbanos_de_Drenaje_Sostenible_Una_Alternativa_a_la_Gestion_del_Agua_de_Lluvia
- Pérez, G., Vila, A., Rincón, L., Solé, C., & Cabeza, L. F. (2012). Use of rubber crumbs as drainage layer in green roofs as potential energy improvement material. *Applied energy*, 97, 347-354. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.11.051>
- Pizarro, M., Florez, J., Martinez, E., & Ponce, M. (2003). *Revisión y análisis de prácticas tradicionales de conservación de aguas y suelos en zonas áridas y semiáridas de Chile central*. Talca, Chile: Estandares de Ingenieria para Aguas y Suelos. EIAS. Obtenido de <https://bibliotecadigital.infor.cl/handle/20.500.12220/3782>
- Ribeiro, C., & Santana, D. (2021). Una revision del desempeño de los jardines de lluvia y los tipos de suelo. *Revista Latino-america de Ambiente Construido & Sustentabilidad*, 2(7). Obtenido de <https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/91912916/2857-libre.pdf?1664802176=&response-content->

disposition=inline%3B+filename%3DUna_revision_del_desempeno_de_los_jardin.pdf&
Expires=1719884347&Signature=baRKTOzbKgJAzTZBGKUmqWHQ4tKwXuObhEbq
VQ5h-wu8C4n73v1PE~ITE

- Rosa, A. (2017). Milán y la construcción sostenible. El 'Skyline' de mañana. *Cercha: revista de la Arquitectura Técnica*, 132, 78-82. Obtenido de <http://hdl.handle.net/20.500.12251/561>
- Rowe, B. (2011). Green roofs as a means of pollution abatement. *Environmental pollution*, 159(8 & 9), 2100-2110. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.10.029>
- Saadatian, O., Sopian, K., Salleh, E., Lim, C., Riffat, S., Saadatian, E., . . . Sulaiman, M. (2013). A review of energy aspects of green roofs. *Renewable & sustainable energy reviews*, 23, 155-168. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.02.022>
- Saade, J., Pelayo, S., Liao, W., Frizzi, G., Sidhu, V., Margolis, L., . . . Drake, J. (2023). Influence of Biochar Amendment on Runoff Retention and Vegetation Cover for Extensive Green Roofs. En C. Saltador (Ed.), *Actas de la Conferencia anual de la Sociedad Canadiense de Ingenieria Civil de 2022*, 363, págs. 1117-1132. Canada. Obtenido de https://doi-org.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/10.1007/978-3-031-34593-7_71
- Sample, D. J., & Liu, J. (2014). Optimizing rainwater harvesting systems for the dual purposes of water supply and runoff capture. *Journal of cleaner production*, 75, 174-194. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.03.075>
- Scholz, M., & Grabowiecki, P. (2007). Review of permeable pavement systems. *Building and environment*, 42(11), 3830-3836. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.11.016>

- Schunck, E., Oster, H., Barthel, R., & Kiessl, K. (2013). *Roof Construction Manual*. Berlin: Publishers for architecture.
- Sedano, K. (2012). Gestión integrada del riesgo de inundaciones en Colombia. *Tesis de Master*. Universidad Politecnica de Valencia. Obtenido de <https://riunet.upv.es/handle/10251/27223>
- Šenfeldr, M., Maděra, P., Kotásková, P., Fialová, J., Kundera, M., & Rieger, V. (2019). The Green Roofs and Facades as a Tool of Climate Cooling in the Urban Environment. *Springer water*, 39-75. Obtenido de https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-030-18359-2_3
- Sharma, R., & Malaviya, P. (2021). Management of stormwater pollution using green infrastructure: The role of rain gardens. *WIREs. Water*, 8(2), e1507. Obtenido de <https://doi.org/10.1002/wat2.1507>
- Shrikant, P., Hindoliya, D., & Ritu, M. (2013). Experimental investigation on green roofs over buildings. *The international journal of low carbon technologies*, 8(1), 37-42. Obtenido de <https://academic-oup-com.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/ijlct/article/8/1/37/741208?searchresult=1>
- Somers, L., McKenzie, J., Zipper, S., Mark, B., Lagos, P., & Baraer, M. (2018). Does hillslope trenching enhance groundwater recharge and baseflow in the <scp>Peruvian Andes</scp>? *Hydrological processes*, 32(2), 318-331. Obtenido de <https://doi.org/10.1002/hyp.11423>
- Sumanasooriya, M., & Neithalath, N. (2011). Pore structure features of pervious concretes proportioned for desired porosities and their performance prediction. *Cement & concrete*

- composites*, 33(8), 778-787. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2011.06.002>
- Taylor, S. L., Roberts, S. C., Walsh, C. J., & Hatt, B. E. (2004). Catchment urbanisation and increased benthic algal biomass in streams: linking mechanisms to management. *Freshwater biology*, 49(6), 835-851. Obtenido de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2427.2004.01225.x>
- Thuring, C., & Dunnet, N. (2021). *La naturaleza como modelo: evaluación de la vegetación madura de las primeras cubiertas verdes extensivas* (Vol. 17). Alemania: Urban Services to Ecosystems. Future City. Obtenido de https://link-springer-com.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/chapter/10.1007/978-3-030-75929-2_10
- Tixier, G., Lafont, M., Grapentine, L., Rochfort, Q., & Marsalek, J. (2011). Ecological risk assessment of urban stormwater ponds: Literature review and proposal of a new conceptual approach providing ecological quality goals and the associated bioassessment tools. *Ecological Indicators*, 11(6), 1497-1506. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.03.027>
- Ugarte, S. (2012). Contaminación en escorrentía pluvial urbana. Aspectos generales. *Revista Ingeniería De Obras Civiles*, 1, 20-26. Obtenido de <https://revistas.ufro.cl/ojs/index.php/rioc/article/view/1963>
- Universidad EAN. (2021). *Edificio Legacy | Universidad Ean*. Obtenido de <https://universidadean.edu.co/la-universidad/sedes/edificio-ean-legacy>
- US EPA. (22 de 2 de 2013). *Summary of the Clean Water Act | US EPA*. Obtenido de <https://www.epa.gov/laws-regulations/summary-clean-water-act>

- Valerio, A., Marchioni, M., Sañudo, L., Giustozzi, F., & Becciu, G. (2016). Laboratory Assessment of the Infiltration Capacity Reduction in Clogged Porous Mixture Surfaces. *Sustainability*, 8(8), 751. Obtenido de <https://doi.org/10.3390/su8080751>
- Venvik, G., & Boogaard, F. (2020). Infiltration Capacity of Rain Gardens Using Full-Scale Test Method: Effect of Infiltration System on Groundwater Levels in Bergen, Norway. *Land*, 9(12), 520. Obtenido de <https://doi.org/10.3390/land9120520>
- Vila, A., Pérez, G., Fernández, A., & Cabeza, L. (2012). Use of rubber crumbs as drainage layer in experimental green roofs. *Building and environment*, 48, 101-106. Obtenido de <https://doi-org.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/10.1016/j.buildenv.2011.08.010>
- Villegas, E., Sandoval, G., Casas, E., Cortes, O., & Molina, L. (2019). Gestión estratégica del recurso pluvial urbano: condición actual en Colombia. *Cuadernos de Vivienda y Urbanismo*, 12(24). Obtenido de <https://doi.org/10.11144/Javeriana.cvu12-24.gerp>
- Walsh, C., Fletcher, T., & Burns, M. (2012). Urban Stormwater Runoff: A New Class of Environmental Flow Problem. *PloS one*, 7(9), e45814. Obtenido de <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0045814>
- Whitfield, P. (2012). Floods in future climates: a review. *Journal of flood risk management*, 5(4), 336-365. Obtenido de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1753-318x.2012.01150.x>
- Winston, R., Dorsey, J., & Hunt, W. (2016). Quantifying volume reduction and peak flow mitigation for three bioretention cells in clay soils in northeast Ohio. *Science of the total environment*, 553, 83-95. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.081>

- Wong, T. &. (2000). Water sensitive urban desing - A paradigm shift in urban desing. En X. W. Organising Cttee (Ed.), *Xth World Water Congress* (págs. -). Melbourne Vic Australia: -. Obtenido de <https://research.monash.edu/en/publications/water-sensitive-urban-design-a-paradigm-shift-in-urban-design>
- Yang, J., & Jiang, G. (2003). Experimental study on properties of pervious concrete pavement materials. *Cement and concrete research*, 33(3), 381-386. Obtenido de [https://doi.org/10.1016/S0008-8846\(02\)00966-3](https://doi.org/10.1016/S0008-8846(02)00966-3)
- Zhang, J., Gao, X., Zhang, P., Wang, Y., Huang, S., & Lin, G. (2023). Field tests on Fiber-Reinforced Plastic (FRP) stormwater storage tank under road pavements for “Sponge City” development. *Case studies in construction materials*, 28, e02097. Obtenido de <https://doi-org.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/10.1016/j.cscm.2023.e02097>
- Zhang, K., & Chui, M. (2017). Evaluating hydrologic performance of bioretention cells in shallow groundwater. *Hydrological processes*, 31(23), 4122-4235. Obtenido de <https://doi.org/10.1002/hyp.11308>
- Zhou, K. K. (2024). Urban flood risk management needs nature-based solutions: a coupled social-ecological system perspective. *npj Urban Sostainability*, -. Obtenido de <https://doi-org.unipamplona.basesdedatosezproxy.com/10.1038/s42949-024-00162-z>