

Ahorro hídrico y análisis económico del aprovechamiento del agua de lluvia y reutilización de aguas grises en edificios: estimación en una población del Levante mallorquín (España)

Water saving and economic analysis of the use of rainwater and reuse of grey water in buildings: estimation in a town of the Mallorcan Levante (Spain)

SERGIO NAVARRO-SOUSA¹  0000-0003-2644-047X

VICENTE ESTRUCH-GUITART¹  0000-0002-7838-8899

¹ Departamento de Economía y Ciencias Sociales, Universitat Politècnica de València. España.

Resumen

Las Islas Baleares se caracterizan por tener grandes fluctuaciones de precipitación entre el invierno y el verano. El incremento de la demanda por el turismo en la época de menor recarga origina presión sobre el recurso hídrico natural. En esta contextualización es importante establecer alternativas que reduzcan la extracción en los acuíferos, favoreciendo la sostenibilidad del ciclo urbano del agua. Por tanto, el objetivo de la investigación es determinar el ahorro de agua que supone la reutilización, para usos no potables, del agua de lluvia y las grises recicladas en los edificios de Son Servera (España). Para ello, inicialmente se ha realizado un análisis geoespacial y aplicado la metodología de las normas UNE-EN 16941-1 y 2. En segundo lugar se ha valorado la rentabilidad económica de estos sistemas. Los resultados confirman diferentes reducciones de la extracción de agua potable en función del uso y la tipología del edificio. Así mismo, en las unifamiliares evaluadas no se produce la recuperación de la inversión, al contrario que en las plurifamiliares y hoteles. Cuando el municipio cuente con el suministro de agua desalada, esta estrategia reduciría su producción y, en particular, en aquellos periodos de escasez de recurso hídrico subterráneo.

Palabras clave: turismo; sostenibilidad; ciclo urbano del agua; reutilización; recuperación de la inversión.

Fechas • Dates

Recibido: 2022.09.01
Aceptado: 2023.04.25
Publicado: 2023.05.10

Autor/a para correspondencia Corresponding Author

Sergio Navarro-Sousa
sernasou@doctor.upv.es

Abstract

The Balearic Islands are characterized by large fluctuations in precipitation between winter and summer. The increase in demand by the tourism sector at the time of least recharge causes pressure on the natural water resource. In this context, it is important to establish alternatives that reduce extraction in aquifers, favouring the sustainability of the urban water cycle. Therefore, the objective of the research is to determine the water savings involved in the reuse, for non-drinking water uses, of rainwater and recycled grey water in the buildings of Son Servera (Spain). To do this, initially a geospatial analysis has been carried out and the methodology of the UNE-EN 16941-1 and 2 standards has been applied. Secondly, the economic profitability of these systems has been assessed. The results confirm different reductions in drinking water extraction depending on the use and type of building. Likewise, the single-family houses evaluated do not produce the payback on the investment, unlike in the multi-family houses and hotels. When the municipality has a supply of desalinated water, this strategy would reduce its production, particularly, in those periods of groundwater scarcity.

Keywords: tourism; sustainability; urban water cycle; reuse; payback.

1. Introducción

El agua es un recurso determinante para el desarrollo económico y social, además es una pieza fundamental en la preservación del medio ambiente. El incremento de su demanda por las acciones antrópicas junto a la reducción de recurso natural disponible ocasiona su degradación. Teniendo en cuenta el anterior contexto surge el enfoque de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH), para abordar los desafíos del agua actuales y los futuros, de manera eficiente y sostenible. Según el Global Water Partnership (2004), la GIRH tiene como objetivo abordar de manera integral los desafíos y los problemas relacionados con el agua. Este enfoque considera aspectos sociales, económicos y ambientales y, busca garantizar la equidad y la participación activa de todas las partes involucradas en la gestión del agua.

Allan et al. (2013) señalan que, la disminución de las precipitaciones en algunas áreas y el aumento de eventos climáticos extremos han afectado a la disponibilidad y a la calidad del agua. La estrategia de la gestión adaptativa implica acciones flexibles y alineadas con los cambios ambientales que afectan al recurso. El uso adecuado de infraestructuras verdes, como los sistemas urbanos de drenaje sostenible (Grupo TRAGSA, 2015), y el tratamiento de las aguas residuales (Capodaglio, 2021), mejora la sostenibilidad y la disponibilidad del agua. Este enfoque adaptativo precisa de la colaboración entre las diferentes administraciones que gestionan el recurso, además de la sociedad, para abordar conjuntamente los desafíos causados por el Cambio Climático (CC) y, garantizar la seguridad hídrica. Van Begin (2011) menciona que, un enfoque integrado de reutilización debe reconocer la interconexión entre las aguas residuales, el ciclo urbano del agua y el desarrollo de la ciudad en su conjunto. En definitiva, la gestión integral del ciclo urbano del agua, como indica Lara (2018) debe minimizar la demanda de agua potable y sus costos energéticos asociados, asegurar la eficiencia del consumo y aumentar la producción de recursos hídricos alternativos. Capodaglio (2021) alude que es importante superar las barreras regulatorias, institucionales y de aceptación pública, para promover una mayor adopción de la reutilización del agua. Esta práctica puede ayudar a desarrollar sistemas de gestión más eficientes y sostenibles, en consonancia con la tendencia actual de la economía circular.

Según la Ley de Aguas (RD 1/2001), la planificación hidrológica tiene entre sus objetivos conseguir un buen estado cuantitativo y cualitativo de las masas de agua, satisfacer las demandas, armonizar el desarrollo regional y sectorial, y garantizar un uso racional en equilibrio con el medio ambiente. La gestión sostenible de los recursos, incluidos sus ecosistemas asociados, es un factor clave en cualquier destino turístico. Esta actividad económica necesita agua tanto para los usos consuntivos como para los no consuntivos (Deyà y Tirado, 2011). Campisano et al. (2017) señalan que las poblaciones costeras del Mediterráneo, tras la explosión del turismo, han experimentado un crecimiento exponencial de la demanda de agua que, junto al periodo seco estival, típico del clima mediterráneo, ha producido que las extracciones fueran mayores que las entradas generando la sobreexplotación de los recursos hídricos naturales. Por esta razón, las islas del Mediterráneo están inmersas en la búsqueda de alternativas y en la implementación de medidas para hacer frente a la escasez de agua (Ghafourian et al., 2022; Kakoulas et al., 2022). Por su parte, Garcia et al. (2022) concluyen que, tras las medidas de confinamiento y la reducción de la movilidad, provocadas por la pandemia del COVID-19 en el año 2020, se produjo un descenso del consumo de agua en el conjunto de las Islas Baleares del 24,20 % respecto al año anterior, consumo directamente vinculado a la actividad turística.

El uso de los recursos hídricos no convencionales como la reutilización de las aguas depuradas, la infiltración de las aguas regeneradas o la desalación juegan, cada vez más, un papel importante en España (Olcina y Moltó, 2010). El alto coste de la desalación sigue siendo el principal obstáculo para lograr todo su potencial (Navarro, 2018). No obstante, su coste no es tan determinante cuando se garantiza el suministro de agua de calidad a actividades económicas con un alto valor añadido, como el turismo o la industria (Baltanás, 2014). Desde el enfoque económico, la reutilización del agua es más costosa que la extracción de los acuíferos, pero más económica que la desalación (Capodaglio, 2021).

En las Baleares se ha apostado por la desalación como medida paliativa frente a los periodos secos (Gómez-González, 2022). Aun así, en los periodos húmedos, se reduce la producción y, por tanto, se corre el riesgo de no alcanzar un buen estado en las Masas de Agua Subterráneas (MASb) (García y Rodríguez-Lozano, 2020; Navarro-Sousa et al., 2020). La extracción en las MASb no debe rebasar los flujos medioambientales, según la Directiva Marco del Agua (DMA) (2000/60/CE). El agua subterránea disponible es la tasa de recarga o recurso renovable (infiltración de la lluvia, retorno del regadío y transferencias de otras MASb menos el volumen necesario para lograr los objetivos medioambientales) (Custodio, 2022). De modo que, una extracción mayor a los niveles piezométricos establecidos, debería ser atendida con recurso no convencional. Es imprescindible asegurar el suministro de agua, pero a su vez, su consumo debe ser racional. En este sentido, aplicar estrategias que reduzcan las extracciones y penalicen el uso insostenible deben minimizar el riesgo de la sobreexplotación.

La implementación de sistemas que utilizan fuentes de agua alternativas (pluvial y grises tratadas) se está acelerando en todo el mundo. El impacto del CC, el desarrollo urbanístico y la escasez de recurso en algunos territorios han incrementado su interés (Kilinc et al., 2023). Los sistemas descentralizados en entornos urbanos favorecen la sostenibilidad del ciclo urbano del agua (Campisano et al., 2017), reducen el consumo energético del bombeo y transporte de los sistemas centralizados, disminuyen el coste de los tratamientos, atenúan los contaminantes que llegan a las cuencas receptoras y mitigan la emisión de gases de efecto invernadero (Capodaglio, 2021). La descentralización se puede desarrollar a escala de edificio (Loux et al., 2012; Rosa y Ghisi, 2021; Stec y Słyś, 2022) o englobar a varios (Farreny et al., 2011). La elección de la estrategia centraliza-

da o descentralizada va a depender de factores económicos, sociales, urbanísticos y ambientales. A su vez, las instalaciones que engloban a varios inmuebles, en áreas con alta densidad de población, generan economías de escala al optimizar sus costes (Farreny et al., 2011). Los sistemas descentralizados más utilizados permiten: aprovechar el agua de lluvia (Domènech y Saurí, 2011; Farreny et al., 2011; Campisano et al., 2017; Abdulla, 2019; Rashid, 2021; Kakoulas et al., 2022), reutilizar las aguas grises recicladas (Zadeh et al., 2012) o, bien, combinar ambas tecnologías (Ramonell, 2007; Loux et al., 2012; Domènech y Vallès, 2014; Vallès-Casas et al., 2016; Yip et al., 2019; Rosa y Ghisi, 2021; Ghafourian et al., 2022; Stec y Słyś, 2022; Kilinc et al., 2023).

La estrategia de uso de recurso hídrico alternativo genera externalidades positivas. Reduce el volumen y la contaminación del agua a tratar en las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) (Grupo TRAGSA, 2015; Lara, 2018; Saurí y Garcia-Acosta, 2020), disminuye la escorrentía superficial y, favorece la laminación de los picos de precipitación que causan inundaciones (Hernández-Hernández et al., 2020; Jamali et al., 2020). Además, es energéticamente eficiente al aminorar la producción de agua desalada (Domènech y Vallès, 2014) y reducir el volumen de bombeo del abastecimiento disperso (Loux et al., 2012; Ghafourian et al., 2022). En pocas palabras, la reutilización alivia la extracción de agua natural, atenúa el estrés hídrico y favorece el mantenimiento de los caudales ecológicos.

Los sistemas descentralizados en contraste con los centralizados otorgan autonomía al usuario y le permiten el control directo de parte de su demanda hídrica. Ellos mismos son los productores y los consumidores (Vallès-Casas et al., 2016), costean las instalaciones, administran el sistema y controlan la calidad del agua (Domènech y Saurí, 2011; Domènech y Vallès, 2014). Sin embargo, también presentan algunas desventajas, tales como los costes de instalación, mantenimiento y operación. (Loux et al., 2012; Vallès-Casas et al., 2016; Rosa y Ghisi, 2021). Además, los edificios necesitan tener suficiente espacio para los depósitos (Kakoulas et al., 2022) y los equipos de tratamiento (Loux et al., 2012). Aspecto que, en las edificaciones existentes requiere realizar un estudio técnico detallado y acometer las inversiones adecuadas. Tanto el agua de lluvia captada (Aqua España, 2016a) como el agua gris tratada (Aqua España, 2016b) deben someterse a los tratamientos adecuados. Los sistemas de producción y consumo han de cumplir con normas sanitarias, de calidad, de gestión de residuos y de planificación urbana (Cobacho et al., 2012). Conforme a Capodaglio (2021) la sostenibilidad ambiental en la gestión del ciclo urbano del agua debe ser el resultado de la combinación adecuada de soluciones descentralizadas con las infraestructuras centralizadas.

1.1. Captación y aprovechamiento de agua de lluvia

El uso de agua pluvial es una práctica tradicional históricamente arraigada en el Mediterráneo y en otros territorios semiáridos (Hernández-Hernández et al., 2020; Kilinc et al., 2023). Su empleo se está convirtiendo en un enfoque de gestión cada vez más prominente en los entornos urbanos con escasez de agua (Hernández-Hernández et al., 2020). En estos sistemas, el volumen idóneo del tanque de almacenamiento se establece en función del número de usuarios, la demanda de agua no potable, la pluviometría y la superficie de captación. (Kakoulas et al., 2022). Asimismo, en términos económicos, dimensionar adecuadamente las instalaciones condiciona el período de recuperación de la inversión (Farreny et al., 2011; Campisano et al., 2017; Abdulla, 2019; Rashid, 2021). Según Domènech y Saurí (2011), en su estudio realizado en Sant Cugat del Vallès (España), una regulación adecuada y la provisión de subvenciones mejoran la aceptación por parte de los usuarios y, por lo tanto, la expansión de esta tecnología.

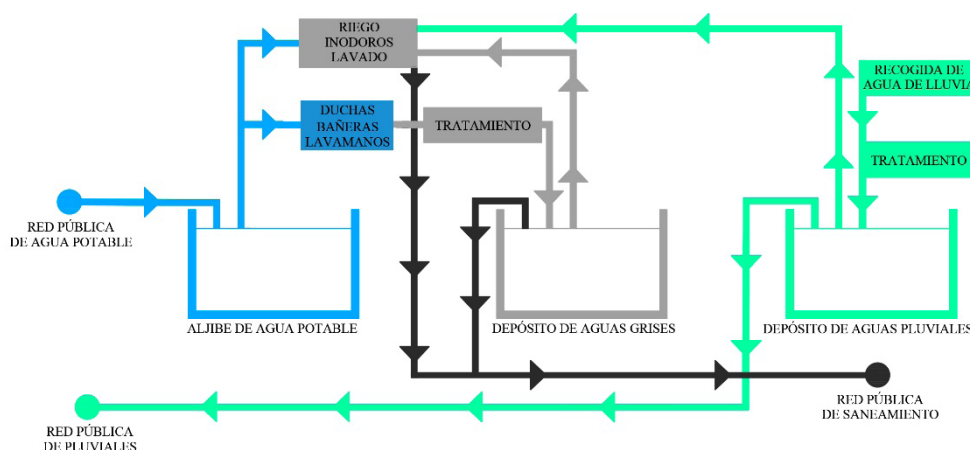
1.2. Sistemas combinados de agua de lluvia y de reutilización de aguas grises

Los sistemas combinados descentralizados pueden implementarse en edificios con independencia a su uso y tipología: en unifamiliares (Loux et al., 2012; Rosa y Ghisi, 2021; Stec y Słyś, 2022), en plurifamiliares (Loux et al., 2012), en hoteles (Ramonell, 2007; Ghafourian et al., 2022; Kilinc et al., 2023), entre otros. Estos sistemas tienen la ventaja respecto a los de aprovechamiento de agua de lluvia de poder reutilizar el agua gris, al margen de la pluviometría (Rosa y Ghisi, 2021). Domènech y Vallès (2014) afirman que, la introducción de esta tecnología ha provocado cambios tanto sociales como en el ciclo hídrico en sí mismo. Por otro lado, Vallès-Casas et al. (2016) indican que, el manejo directo por parte de los usuarios de parte de su demanda de agua mejora la conciencia ambiental y la participación ciudadana en los procesos de gestión del recurso. Sin embargo, algunos usuarios expresan su preocupación en lo que respecta al control y la calidad del agua. Yip et al. (2019) resaltan que, en los edificios de uso residencial, los sistemas combinados son los que ofrecen mayores beneficios ambientales, seguidos por los sistemas de captación de agua de lluvia y, en último lugar, los de reciclaje de aguas grises. Asimismo, en términos económicos, los sistemas combinados son los más rentables a largo plazo. Capodaglio (2021) concluye que, la reutilización del agua reciclada puede ser una solución importante para hacer frente a la escasez de agua. No obstante, un tratamiento inadecuado puede generar problemas de salud pública.

1.3. Sistemas combinados descentralizados

La Figura 1 ilustra el esquema básico de su funcionamiento. De acuerdo con Aqua España (2016a), el agua de lluvia tiene diversos usos no potables en las viviendas residenciales, tales como: la recarga de cisternas de inodoros, el lavado de suelos, el uso en lavadoras (con un tratamiento complementario), el riego. En la industria y en los hoteles se puede aprovechar en la limpieza, el riego o, en el sistema de extinción del contraincendios. Es necesario contar con un sistema de primer lavado o “first flush”. Este tiene el objetivo de descartar las primeras aguas recolectadas después de períodos prolongados sin lluvia, ya que suelen contener una mayor cantidad de contaminantes o suciedad acumulada en las cubiertas y tuberías (Aqua España, 2016a). Asimismo, antes de que el agua ingrese al tanque debe ser filtrada para evitar la entrada de suciedad que pueda causar averías. A parte del proceso de filtrado, se puede realizar la desinfección del agua almacenada añadiendo la dosificación adecuada de cloro, para proteger su calidad y eliminar contaminantes.

Figura 1. Esquema de una instalación combinada descentralizada



Fuente: elaboración propia

Por su parte, los consumos más habituales de las aguas grises recicladas son (Aqua España, 2016b): la recarga de cisternas, el riego y el baldeo de pavimentos. Su reciclaje incluye varias etapas (Aqua España, 2016b): captación, tratamiento y almacenamiento. Los tratamientos pueden ser físicos, físico-químicos o biológicos. Los físicos: flotación de aceites y grasas, decantación de partículas sólidas en suspensión y filtración. Los físico-químicos: prefiltro para eliminar partículas, dosificación de coagulantes y floculantes, filtración y desinfección (evitar la proliferación de microorganismos mediante hipoclorito sódico o luz ultravioleta). Los biológicos: reactores secuenciales (fangos activos), reactores biológicos de membrana (microfiltración o ultrafiltración) y sistemas biológicos naturalizados (fitodepuración). Las aguas grises tratadas deben cumplir con unos requisitos mínimos de calidad. En los usos residenciales (Aqua España, 2016 b): turbidez (NTU) menor a 5, E.Coli (UCF/100 ml) ausente, si se adiciona cloro (Cl_2 mg/l) el cloro residual libre debe estar entre 0,5 -2,0 y el PH entre 7,8 - 8,0. En edificios del sector servicios: turbidez (NTU) menor a 10, E.Coli (UCF/100 ml) < 200 y los mismos valores de cloro libre y PH que en los usos residenciales.

1.4. Marco Normativo

El uso del agua de lluvia y de las grises recicladas se encuentra regulado por normativas europeas, nacionales, autonómicas y locales. En la Unión Europea, la Directiva 2000/60/CE, de 23 de octubre, establece un marco comunitario de actuación en la política de aguas, para contribuir con la planificación y el uso racional del recurso hídrico.

A nivel estatal, el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas. También, el Real Decreto (RD) 865/2003, de 4 de julio, por el que se establecen los criterios higiénico-sanitarios para la prevención y control de la legionelosis. Por otro lado, el RD 314/2006, de 17 de marzo, por el que se aprueba el Código Técnico de la Edificación. Así mismo, el RD 1620/2007, de 7 de diciembre, determina el régimen jurídico y los criterios técnicos sanitarios de la reutilización de las aguas depuradas. Cobacho et al. (2012) afirman que, pese a que esta norma está pensada para grandes depuradoras, al no existir regulación específica para pequeños sistemas, tanto fabricantes como algunas normativas locales hacen referencia a ella. Por su parte, el RD 3/2023, de 10 de enero, por el que se establecen los criterios técnico-sanitarios de la calidad del agua de consumo, su control y suministro. Por último, el RD 49/2023, de 24 de febrero, aprueba el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Illes Balears (PHIB) de tercer ciclo de planificación (2022-2027).

El marco autonómico dispone del Decreto-ley 1/2015, de 10 de abril, por el que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica para la demarcación hidrográfica intracomunitaria de las Illes Balears. En su caso, el Decreto 54/2017, de 15 de diciembre aprueba el Plan especial de actuaciones en situación de alerta y eventual sequía en las Illes Balears.

En España, a nivel local, en los últimos años, se han implementado ordenanzas municipales con criterios para el ahorro y la gestión sostenible del agua. El municipio objeto de la investigación, Son Servera, no cuenta con una ordenanza de uso eficiente de agua. Sin embargo, sus Normas Subsidiarias (NNSS) obligan, en las nuevas construcciones o de reforma integral, al aprovechamiento del agua de lluvia. Por otro lado, en los edificios de más de doce unidades se deben acondicionar y tratar las aguas grises. El resto de los inmuebles deben contar con una preinstalación separativa de las redes de las aguas grises y las aguas negras. La finalidad es potenciar la eficiencia del uso del agua como plan de acción del manejo del recurso en un contexto de CC. La población

objeto de la investigación se ha seleccionado por su mayor demanda de agua en verano y la baja pluviometría en esta época del año. Además, por no contar hasta la fecha, con abastecimiento de aguas desaladas. En tales circunstancias, cualquier alternativa que reduzca la extracción en los acuíferos favorecerá la sostenibilidad del recurso hídrico y, en particular, en los periodos secos.

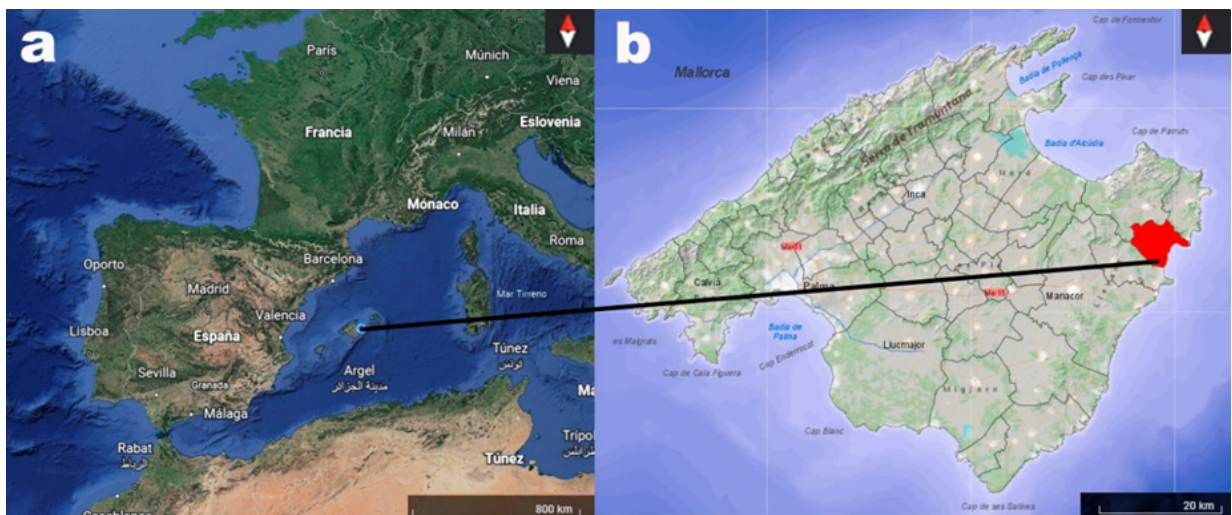
La aplicación de estos sistemas de reutilización de agua en Son Servera debe reducir los costes en términos de sostenibilidad y ahorro energético, comparativamente al suministro de agua por otras fuentes no convencionales como la desalación. Más aún, para cubrir aquellos usos no potables que no requieran agua con la calidad de las desaladas. Por consiguiente, el estudio persigue los siguientes objetivos: a) cuantificar la reducción potencial del volumen de extracción procedente desde las MASb, al implantar a largo plazo sistemas combinados descentralizados en todos los edificios de Son Servera y, b) evaluar su rentabilidad, en función de la tipología del edificio, en un territorio con características físicas, climáticas y económicas propias de una isla del Mediterráneo.

2. Área de estudio

2.1. Características de la zona de estudio

El municipio de Son Servera está ubicado en el noreste de la isla de Mallorca en la comarca del Llevant (Figura 2). El término municipal tiene una orografía compuesta por colinas y una franja costera de unos 7 km de longitud. Según los datos del padrón obtenidos en el Institut d'Estadística de les Illes Balears (IBESTAT, 2021a), en el año 2021, contaba con una población residente de 11 835 habitantes.

Figura 2. Ubicación geográfica del municipio de Son Servera (España)

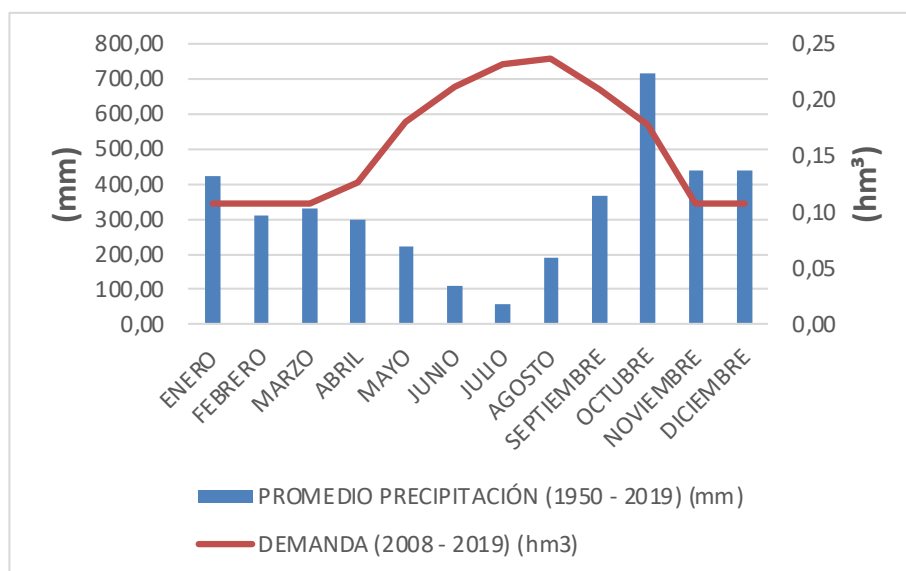


Fuente: Google© Earth; Infraestructura de dades espacials de les Illes Balears

La Figura 3 muestra conjuntamente los datos mensuales promedio de la precipitación mm, junto a la demanda urbana de agua hm³. La pluviometría integra la serie temporal de los años 1950 al 2019 de la estación meteorológica B494 de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET). La información de la demanda de agua contiene los volúmenes del abastecimiento urbano del año 2008 al año 2019 (Portal de l'Aigua de les Illes Balears de la Conselleria de Medi Ambient i Te-

ritori (CMAIT, 2023b)). La precipitación es irregular entre meses. Los registros mínimos se producen en junio y julio y, los máximos en octubre, noviembre y diciembre. La pluviometría media anual de la serie evaluada se sitúa en 325,75 mm. Para calcular la demanda urbana, se han usado los datos del padrón hab. excluyendo la población diseminada, al no disponer de información específica de los usos del agua (domésticos o agrarios) extraída en los pozos privados en rústico, ni tampoco, del detalle de la ocupación del turismo rural. A los datos del padrón se han añadido las pernoctaciones en los establecimientos urbanos del municipio (hoteles y apartamentos turísticos) (IBESTAT, 2022). Con la carga demográfica anterior y con los valores del agua urbana suministrada hm^3 (CMAIT, 2023b) se ha obtenido la demanda promedio por meses. La demanda urbana anual del municipio en promedio, del periodo de tiempo evaluado ha sido de $1,931 \text{ hm}^3/\text{año}$. Según información del PHIB (CMAIT, 2023a), actualmente en el tercer ciclo de planificación (2022-2027), en las MASb de Son Servera, se dispone de $3,269 \text{ hm}^3/\text{año}$, de los cuales, se extrajeron $3,180 \text{ hm}^3/\text{año}$ (2013-2018). Teniendo en cuenta la información anterior, alrededor $1,249 \text{ hm}^3/\text{año}$ se consumen en terreno rústico. Como Son Servera no dispone de red en alta hasta la fecha, las extracciones suponen prácticamente la totalidad del volumen disponible (CMAIT, 2023a).

Figura 3. Precipitación promedio y demanda de agua urbana (Son Servera)



Fuente: AEMET (OpenData); IBESTAT; CMAIT (2023b)

La hidrología superficial de Son Servera se particulariza por tener torrentes y avenidas de régimen irregular, con episodios de máximo caudal en otoño y la ausencia de agua en el periodo estival. Prácticamente todos sus torrentes desembocan hacia la vertiente del litoral sudeste de la isla (Ajuntament de Son Servera, 2020). Según el PHIB (CMAIT, 2023a), el agua consumida en el municipio procede de las reservas propias de la MASb ES110MSBT1817M2 que pertenece a la Unidad Hidrogeológica de Artà (UH 1817).

La explotación y la distribución del agua la realizan empresas concesionarias. Además, existen otras pequeñas captaciones particulares en rústico, como son los 475 pozos privados de abastecimiento para uso doméstico o agrario (Ajuntament de Son Servera, 2011). La población dispone desde el año 1980 de una EDAR gestionada por la Agència Balear de l'Aigua i la Qualitat Ambiental (ABAQUA). Las aguas residuales vertidas desde el núcleo urbano llegan por grave-

dad a la EDAR, en cambio, las aguas de la zona costera deben bombearse. La EDAR cuenta con tratamiento primario y secundario. En el año 2019 depuró un caudal total de 1,67 hm³ y sus vertidos fueron para riego o directamente al emisario (Vaquer et al., 2021). Del total de las aguas depuradas: 0,50 hm³/año se reutilizan en el riego del campo de golf y 0,09 hm³/año en el plan de regadíos (CMAIT, 2023a).

El desarrollo económico depende fundamentalmente del sector servicios, por la alta incidencia del turismo de sol y playa. Según datos del IBESTAT (2021b), en el año 2021, el municipio contaba con 11 797 plazas turísticas repartidas de la siguiente manera: 9524 en hoteles, 1797 en apartamentos turísticos, 315 en hostales y pensiones y, 161 en hoteles rurales y agroturismos. En el año 2019, en Son Servera, se registró un número total anual de pernoctaciones de 2 115 582. Esta cifra incluye las estancias hoteleras y de los apartamentos turísticos. Se excluyen las pernoctaciones en la zona rural (IBESTAT, 2022). Con el número de pernoctaciones anterior y, con las cifras oficiales del padrón (IBESTAT, 2021a), se produjo una carga demográfica anual o Indicador de Presión Humana (IPH), en la zona urbana del municipio, de 6 116 347 personas. En la Figura 4 se muestra el mapa de la localidad. Su urbanismo está compuesto de zonas intensivas de alta densidad mayormente plurifamiliares y hoteleras, el casco urbano intensivo de densidad media y, zonas extensivas de menor densidad con vivienda unifamiliar. Dado el urbanismo del municipio y las directrices de sus NNSS, en el estudio, se ha optado por analizar sistemas descentralizados combinados.

Figura 4. Mapa de Son Servera (España)



Fuente: Infraestructura de dades espacials de les Illes Balears

3. Metodología

El trabajo se divide en dos partes. En la primera parte, se evalúa el enfoque integral de la implementación de sistemas combinados descentralizados en todos los edificios urbanos de Son Servera. Para ello, se realiza un análisis geoespacial para determinar la superficie de captación en

cubiertas y calcular la producción de agua de lluvia. Luego, con apoyo de información demográfica, datos turísticos y fórmulas hidráulicas, se cuantifica la generación de aguas grises. Finalmente, se compara el volumen potencial de recurso alternativo producido con los niveles de suministro de agua potable. En la segunda parte de la investigación, se realizan cálculos hidráulicos y económicos en edificios específicos de nueva construcción, diferenciados por uso y tipología.

3.1. Obtención de datos espaciales

La medición de las superficies de captación de las cubiertas es necesaria para calcular la oferta de agua pluvial (Aqua España, 2016a; Campisano et al., 2017). En el estudio se han medido las cubiertas de los edificios ubicados en suelo urbano a través del plano de descarga masiva del Catastro en formato DXF (Drawing Exchange Format) (Catastro, 2020). Posteriormente, con la ayuda del software AutoCAD® de Autodesk® versión educativa 2020, se ha efectuado un mapeo generando capas en función de la información obtenida del visor de Catastro y de la ortofoto del año 2018. Por último, mediante la aplicación de una rutina LISP se han sumado las superficies de las cubiertas filtrando la selección por tipo de material. Dicha información se ha utilizado posteriormente en los cálculos del volumen de captación de agua pluvial. En el análisis, no se han descartado aquellas viviendas que puedan encontrarse deshabitadas. Por otra parte, se han excluido las viviendas ubicadas en terreno rústico. En la segunda fase del trabajo, en los cálculos, se han insertado las superficies de las cubiertas de cada uno de los edificios evaluados.

3.2. Sistemas de aprovechamiento de agua de lluvia en edificios

Una vez dimensionada la superficie de captación, se ha calculado el volumen de producción de agua de lluvia. Con este fin, se ha aplicado el modelo matemático hidráulico de la norma UNE-EN 16941-1 de sistemas in situ de agua no potable (Parte 1: sistemas para la utilización de agua de lluvia) de la Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR, 2019). En la evaluación a escala municipal se ha dimensionado la oferta potencial de agua de lluvia recolectada, en el supuesto de implementar sistemas en todos los edificios en suelo urbano del municipio. La recolección depende de varios aspectos (Aqua España, 2016a; Kakoulas et al., 2022; Kilinc et al., 2023): del área de captación, de la pluviometría, del coeficiente de rendimiento de la superficie y del coeficiente del tratamiento hidráulico. El aprovechamiento es función del volumen recolectado, de la capacidad de almacenamiento y de la demanda de agua no potable (Jamali et al., 2020).

Aplicando la ecuación 1 se obtiene el volumen de recolección de agua de lluvia en una frecuencia temporal (t) de diferentes áreas (i). Para realizar los cálculos del estudio se ha utilizado la hoja de cálculo del programa Libre Office versión 7.4.

$$Y_R = \sum A_i \times h_i \times e_i \times \eta_i \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde: Y_R es la producción de agua de lluvia por frecuencia temporal t (l); A es la proyección horizontal de la superficie de recogida (m^2); h es la precipitación total para una frecuencia temporal dada (t) (mm); e es el Coeficiente de rendimiento de la superficie: (Cubierta inclinada de superficie suave = 0,9. Cubierta inclinada rugosa = 0,8. Cubierta plana, sin grava = 0,7. Cubierta plana con grava = 0,7. Cubierta vegetal intensiva = 0,3. Cubierta vegetal extensiva η = 0,5. Áreas selladas = 0,8. Áreas no selladas = 0,5); η es el Coeficiente de eficacia del tratamiento hidráulico

(depende del sistema y los materiales de fabricación. Puede usarse el valor de 0,9 en los sistemas sin tratamientos adicionales) (AENOR, 2019)

En la segunda parte del trabajo donde se analizan edificios de distintos usos y tipologías se ha utilizado, en el cálculo del volumen de almacenamiento, el enfoque detallado de la norma UNE-EN 16941-1. Este enfoque proporciona una mayor precisión en sistemas con demanda irregular. En este sentido, se genera un modelo de rendimiento y demanda diaria, a partir de los registros pluviométricos y la demanda de agua de lluvia (AENOR, 2019). Los datos de la precipitación diaria deben ser de como mínimo 5 años. En la investigación, se han integrado los datos pluviométricos diarios de la estación B494 (AEMET), entre el año 2008 y el año 2019. En los equipos evaluados no se consideran tratamientos adicionales. Por tanto, se utiliza un coeficiente de eficacia del tratamiento de 0,9.

La ecuación 2 y la ecuación 3 describen el comportamiento del uso de agua de lluvia y del sistema de recolección, en función de los valores diarios de entrada de agua, de la salida por la demanda y de la capacidad nominal del depósito (AENOR, 2019). Si el volumen de agua al final del día anterior, más la entrada del día, menos la salida del día rebasa la capacidad nominal del tanque, se producirá un rebose. En el supuesto que, el volumen máximo del tanque sea superior al volumen almacenado el día anterior, más las entradas, menos la demanda, el volumen restante se almacenará para el día siguiente. Por el contrario, si las demandas son superiores al agua almacenada el día anterior más las entradas, el depósito quedará vacío al final del día.

$$S_{rd} = \min \left\{ \begin{matrix} D_d \\ V_{r(d-1)} \end{matrix} \right\} \quad (\text{Ec. 2})$$

Donde: S_{rd} = es la extracción diaria de agua no potable del almacenamiento (l/d); D_d = es la demanda de agua no potable por día d (l/d); $V_{r(d-1)}$ = es el volumen de agua de lluvia en el dispositivo de almacenamiento al final del día d-1 (l)

$$V_{rd} = \min \left\{ \begin{matrix} V_{r(d-1)} + R_{rhd} - S_{rd} \\ V - S_{rd} \end{matrix} \right\} \quad (\text{Ec. 3})$$

Donde: V_{rd} = es el volumen de agua de lluvia en el dispositivo de almacenamiento al final del día d (l); $V_{r(d-1)}$ = es el volumen de agua de lluvia en el dispositivo de almacenamiento al final del día (d-1) (l); R_{rhd} = recarga diaria de agua de lluvia (l); S_{rd} = es la extracción de agua no potable del almacenamiento (l); V = es la capacidad nominal del depósito de almacenamiento (l)

El parámetro de cálculo más importante en este tipo de instalaciones es el diseño de la capacidad del depósito de almacenamiento (Campisano et al., 2017; Abdulla, 2019). El balance hídrico aplicado correlaciona el agua de lluvia captada, su demanda no potable, la capacidad óptima de almacenamiento y, por último, el cómputo de ahorro de agua potable (Kakoulas et al., 2022). Con la ecuación 4 se obtiene el volumen útil del dispositivo de almacenamiento (V). El algoritmo aplicado a la serie de datos de precipitación describe una curva que se utiliza para definir (V), según el índice de cobertura de la demanda $C_r(V)$. Dicho índice determina el volumen óptimo del depósito de almacenamiento, a partir del nivel de satisfacción de la demanda de agua de lluvia, en un periodo de tiempo determinado. Una cobertura de la demanda no potable inferior al 100 % implica que, el resto de la demanda deba cubrirse, en los sistemas combinados, con aguas grises recicladas que requieren mayores tratamientos (Loux et al., 2012) o, bien, con agua potable, si el recurso alternativo no satisface la demanda no potable.

$$C_r(V) = \frac{\sum_d S_{rd}}{\sum_d D_d} \quad (\text{Ec. 4})$$

Respecto al agua de lluvia almacenada en los depósitos, se aplica una disminución del 5 % del volumen captado, derivado del descarte del sistema “first flush” (Kakoulas et al., 2022). De manera análoga, según Aqua España (2016b), el volumen de agua que entra en el depósito de recogida depende de la eficiencia del sistema de filtrado. Se reduce el volumen captado en otro 20 %. Por último, se adoptan unas pérdidas del 10 % por fugas, derrames y evaporación en las cubiertas (Jing et al., 2017). Se estima, por tanto, una disminución total de un 35 %.

3.3. Sistemas de reutilización de las aguas grises tratadas

La Tabla 1 muestra los valores de la producción de agua gris, en el uso doméstico y hotelero. En el caso de los edificios residenciales se ha diferenciado la producción por tipología. En relación a los hoteles, tal como indica Murat (2017), la producción y la demanda depende de aspectos como el tamaño del establecimiento, sus servicios (piscina, jacuzzi, golf) y tipo de instalaciones (jardines), etc. La producción de agua gris procede de los lavabos y grifos. Se deben excluir las aguas de cocinas, inodoros, lavavajillas, lavadoras por su índice de contaminación y, elevado número de agentes patógenos o restos fecales (Aqua España, 2016b).

Tabla 1. Promedio diario de producción de aguas grises l/persona/día

	Unifamiliares	Plurifamiliares	
Duchas	30,10	22,50	Cubillo et al. (2008)
Grifos	46,80	30,10	Cubillo et al. (2008)
TOTAL	76,90	52,60	
Hoteles (total)			
50 - 150		Aqua-Riba (2015)	
50 - 150		Aqua España (2016b)	
80 - 140		Hotel 1, 5* (resort) (Murat, 2017)	
120 - 170		Hotel 2, 5 * (ciudad) (Murat, 2017)	

Según los datos de Catastro (2022), Son Servera cuenta con 1527 inmuebles unifamiliares y 4720 viviendas en edificios plurifamiliares. Por su parte, según el IBESTAT (2021b), el municipio tiene los siguientes establecimientos turísticos: 22 apartamentos turísticos, 5 hostales, 14 apartoteles, 4 hoteles de 3 estrellas, 9 hoteles de 4 estrellas y 1 hotel de 5 estrellas. Por otro lado, la distribución del número de personas por hogar tiene los siguientes porcentajes (IBESTAT, 2011): 1 persona el 20,36 %, 2 personas el 40,43 %, 3 personas el 18,46 %, 4 personas el 20,75 % y, 5 personas o más, no se dispone de información.

Dada la categoría, las características de la planta hotelera del municipio y sus servicios se ha considerado una producción promedio de agua gris de 100 l/huésped/día. Para estimar la producción total de las aguas grises en las viviendas ubicadas en el suelo urbano del municipio, se han aplicado los valores de producción de la Tabla 1 a la carga demográfica obtenida por años. Para ello, se han extrapolado los datos del padrón (IBESTAT, 2021a) y aplicado los porcentajes de personas residentes por hogar (IBESTAT, 2011). Al resultado logrado se le han aplicado los porcentajes del número de viviendas por tipología (Catastro, 2022). Por su parte, la generación de agua gris de los usos turísticos se ha extraído a partir del número de pernoctaciones urbanas y multiplicado el valor de generación promedio de 100 l/huésped/día. Al volumen total calculado,

se le ha descontado las pérdidas en el sistema que, Zadeh et al. (2012) estiman en los sistemas descentralizados de reutilización de aguas grises en un 10%. Las pérdidas se originan en los procesos de tratamiento y filtrado del agua.

3.4. Demanda de agua no potable

La Tabla 2 muestra los valores de la demanda de agua no potable por persona, uso y tipología de vivienda. Se han tenido en cuenta los usos para la recarga de cisternas y el riego de jardines (Loux et al., 2012). Las recargas de las cisternas se han considerado constantes durante todo el año. Por su parte, el consumo de agua de riego depende de las necesidades hídricas de las especies que, varían en función de la época del año (Aqua España, 2016b). En los cálculos, se han aplicado los valores de Domènech y Saurí (2011).

Tabla 2. Demanda de agua no potable

Aplicación	Unifamiliares	Plurifamiliares y hoteles	Referencia
Recarga de cisternas de inodoro	27 l/persona/día	30 l/persona/día	Domènech y Saurí (2011) Kilinc et al., (2023)
Riego de jardines	2-6 l/m ² /día		Aqua España (2016 b)
	Invierno = 0,230 l/m ² /día Primavera = 0,730 l/m ² /día Verano = 2,645 l/m ² /día Invierno = 0,115 l/m ² /día		Domènech y Saurí (2011)

3.5. Análisis económico

Por último, en el trabajo se realiza el cálculo del periodo de recuperación de la inversión o pay-back (ecuación 5). Este indicador cuantifica el tiempo en que se tarda en recuperar una inversión, con los flujos de caja generados en el futuro por la misma (Rosa y Ghisi, 2021). Los gastos de construcción, la puesta en funcionamiento, los costes energéticos y el mantenimiento deben ser compensados con el ahorro de agua según el coste de la factura en un periodo de tiempo determinado (Domènech y Saurí, 2011; Ghafourian et al., 2022).

$$\sum_{j=0}^{T_p} \frac{F_j}{(1+i)^n} = 0 \quad (\text{Ec. 5})$$

Donde: T_p es el periodo de recuperación o tiempo de pago de la inversión (años); F_j es el flujo neto en el periodo j (€); i es el valor de la inversión inicial (€); n es el horizonte de evaluación (años).

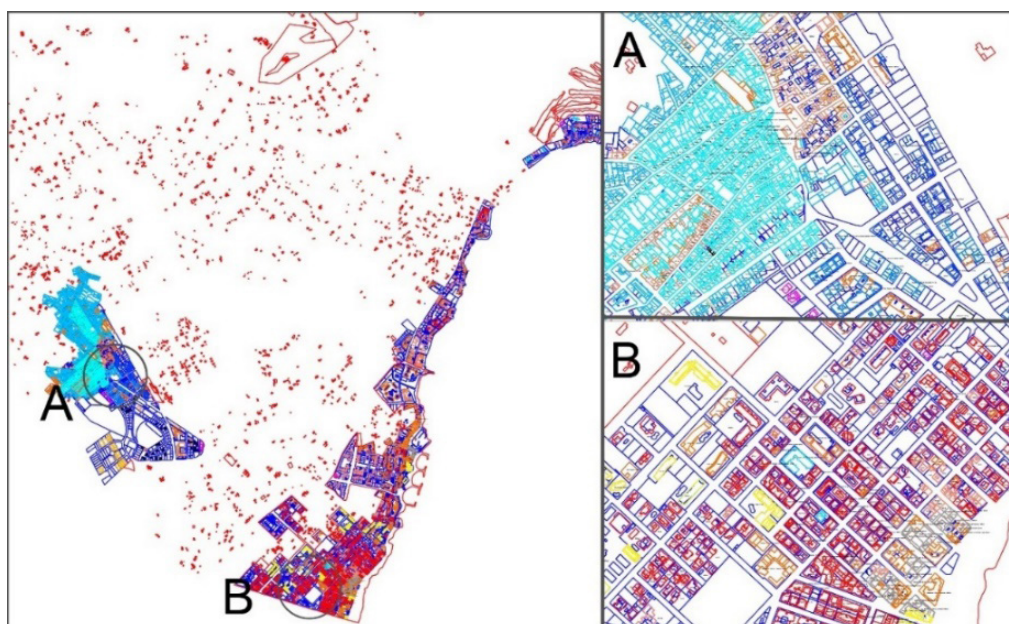
4. Resultados y discusión

4.1. Recolección de agua de lluvia y producción de aguas grises recicladas

En la Figura 5 se ven diferenciadas por colores las distintas capas generadas en el plano de Catastro. Del análisis geoespacial se ha obtenido una superficie total de recogida en las cubiertas de las edificaciones en suelo urbano de 626 755,77 m². Cabe mencionar que se han excluido las pequeñas superficies de recolección, tales como: cobertizos, centros de transformación eléctricos, etc.

La Tabla 3 muestra la disminución potencial de la extracción de agua desde las MASb, que supondría la puesta en marcha de los sistemas combinados descentralizados en todos los edificios del municipio ubicados en suelo urbano. El objetivo es fijar un punto de partida, para valorar las posibilidades de este planteamiento de gestión del agua a largo plazo (Kim et al, 2022). No obstante, es importante considerar que, en algunos inmuebles existentes, la adaptación de esta tecnología entraña ciertos problemas como disponer de espacio para los depósitos y, los equipos de filtración y tratamiento. Además, de los costes de reposición de revestimientos y pavimentos al acometer una red secundaria de tuberías. No obstante, existen diversas formas de abordar estos desafíos, los cuales pueden ser subsanables si se realizan las inversiones adecuadas. Una opción es aprovechar los espacios inutilizados en los edificios, para instalar los depósitos y los equipos. Del mismo modo, en algunos casos es posible integrar estas instalaciones a las infraestructuras existentes y, también, emplear equipos de tratamiento compactos. Asimismo, como anuncian Domènech y Saurí (2011) y, Saurí y Garcia-Acosta (2020), en instalaciones de aprovechamiento de aguas pluviales otorgar subvenciones puede incentivar su expansión. En Son Servera, las directrices de las NNSS son dotar de estas instalaciones a los edificios de reforma integral y a los nuevos proyectos, para fijar un cambio en la gestión del agua.

Figura 5. Distribución espacial de las cubiertas (captación del agua de lluvia)



Fuente: elaboración propia a partir del plano de Catastro y la ortofoto del año 2018 (Catastro, 2020)

El clima en Son Servera es mediterráneo. En el periodo de tiempo entre el año 2008 y el año 2019 se han producido años secos y otros años húmedos, aspecto que influye en la captación de agua pluvial. Por su parte, la carga demográfica por años se ha calculado a partir de los datos del padrón y la población flotante (IBESTAT, 2021a, 2022). El IPH anual en Son Servera se mantuvo constante en ese periodo de tiempo con leves diferencias entre años. Según los datos extraídos de la CMAIT (2023b), el suministro (incluyendo las pérdidas de las redes de abastecimiento) mantuvo cierta continuidad entre los años 2011 al 2015. Posteriormente se redujo hasta el año 2018 y, por el incremento del IPH anual del año 2019, se produjo un leve repunte en ese mismo año. Respecto a las dotaciones de suministro urbano se observa una tendencia a la baja a partir del año 2016, situándose en el año 2019 en 291,298 l/hab./día. En cuanto a la dotación del consumo

urbano (excluyendo las pérdidas de las redes de abastecimiento) para ese mismo año se situó en 239,207 l/hab./día. El cálculo de las dotaciones se ha obtenido a partir de la carga demográfica anual (padrón más pernoctaciones en establecimientos hoteleros y apartamentos turísticos) y los datos de consumo urbano, donde están incluidos los consumos domésticos y los turísticos. Es importante mencionar que, existen diferencias significativas entre los consumos residenciales y el de los hoteles. Según el estudio realizado en la costa de Alicante por Morote et al. (2018), la media de consumo en el año 2015, en los hoteles de Alicante (desde 1 estrella a 5 estrellas) se situó en 214 l/plaza/día. Se registró un máximo de 338 l/plaza/día (5 estrellas) y, un mínimo de 143 l/plaza/día (1 estrella). Por su parte, en Benidorm, la media en el año 2015 se ubicó en 416 l/plaza/día. El máximo fue de 520 l/plaza/día (5 estrellas) y el mínimo 287 l/plaza/día (1 estrella). La diferencia del consumo de agua entre los hoteles analizados de las dos poblaciones se vincula a la categoría (servicios disponibles), al tamaño de los establecimientos y a la ocupación anual (Murat, 2017; Morote et al., 2018).

Tabla 3. Demanda de agua urbana, producción de agua pluvial y grises recicladas en Son Servera

Año	P. Med. mm	IPH N.º personas	S. hm ³	C. hm ³	P. %	Dot. S. l/hab./día	Dot. C. l/hab./día	Dot. P. l/hab./día	Y _R hm ³	Y _G hm ³	Y _R +Y _G hm ³	Y _R +Y _G S. %	Y _R +Y _G C. %
2008	635,00	5 833 451	2,001	1,605	19,81	343,022	275,137	67,953	0,241	0,406	0,647	32,332	40,309
2009	453,90	5 873 188	1,986	1,586	20,18	338,147	270,041	68,238	0,172	0,405	0,577	29,047	36,373
2010	702,50	5 986 999	1,982	1,580	20,26	331,051	263,905	67,071	0,267	0,412	0,679	34,245	42,958
2011	340,00	5 867 386	2,024	1,602	20,85	344,958	273,035	71,924	0,129	0,402	0,531	26,219	33,126
2012	390,70	5 932 069	2,036	1,612	20,85	343,219	271,743	71,561	0,148	0,415	0,564	27,681	34,961
2013	317,70	5 812 268	2,049	1,621	20,85	352,530	278,893	73,503	0,120	0,409	0,529	25,836	32,658
2014	293,20	5 914 123	2,061	1,631	20,85	348,488	275,781	72,660	0,111	0,413	0,525	25,455	32,166
2015	352,70	6 024 846	2,073	1,641	20,85	344,075	272,372	71,740	0,134	0,418	0,552	26,617	33,624
2016	184,20	6 010 691	1,731	1,445	16,52	287,987	240,405	47,575	0,070	0,421	0,491	28,353	33,964
2017	289,40	5 924 369	1,711	1,466	14,31	288,807	247,453	41,575	0,110	0,415	0,525	30,663	35,787
2018	510,40	5 985 067	1,740	1,432	17,70	290,724	239,262	51,458	0,194	0,420	0,614	35,284	42,873
2019	210,70	6 116 347	1,782	1,463	17,88	291,298	239,207	52,091	0,080	0,432	0,512	28,754	35,016

Leyenda: P. Med.: Precipitación Media acumulada; IPH: Indicador de Presión Humana anual; S: Suministro; C: Consumo; P: Pérdidas; Dot. S.: Dotación Suministro; Dot. C.: Dotación Consumo; Dot. P.: Dotación Pérdidas; Y_R: Producción de agua de lluvia por frecuencia temporal; Y_G: Producción de aguas grises; Y_R+Y_G S. (%): Porcentaje de agua producida (pluviales + grises) respecto a la suministrada; Y_R+Y_G C. (%): Porcentaje de agua producida (pluviales + grises) respecto a la consumida

Fuente: AEMET; Catastro (2020), CMAIT (2023b)

Por su parte, en los usos residenciales, el estudio realizado por Cubillo et al. (2008) en la Comunidad de Madrid, en el año 2006 estimaron la dotación en plurifamiliares de 125 l/hab./día y en 206 l/hab./día en las viviendas unifamiliares. Hof y Schmitt (2011) en su trabajo de estimación de patrones de consumo de agua en suelo urbano y turístico de Mallorca establecieron consumos de 188 l/hab./día en el Toro (zona residencial de alta densidad con el 96 % de vivienda unifamiliar). A su vez, en Santa Ponsa, la dotación la calcularon en 210 l/hab./día (desarrollo urbanístico extensivo con prevalencia de vivienda unifamiliar con jardín). La media nacional de consumo doméstico se fijó en el año 2021 en 132 l/hab./día, por la Asociación Española de Abastecimiento de Agua y Saneamiento (AEAS) y la Asociación Española de Empresas Gestoras de los Servicios de Agua a Poblaciones (AGA) (AEAS-AGA, 2021). Hof y Schmitt (2011) en su estudio concluyen

que, el tamaño de las parcelas y los usos en exteriores (piscina y jardín) condicionan los patrones de consumo residencial.

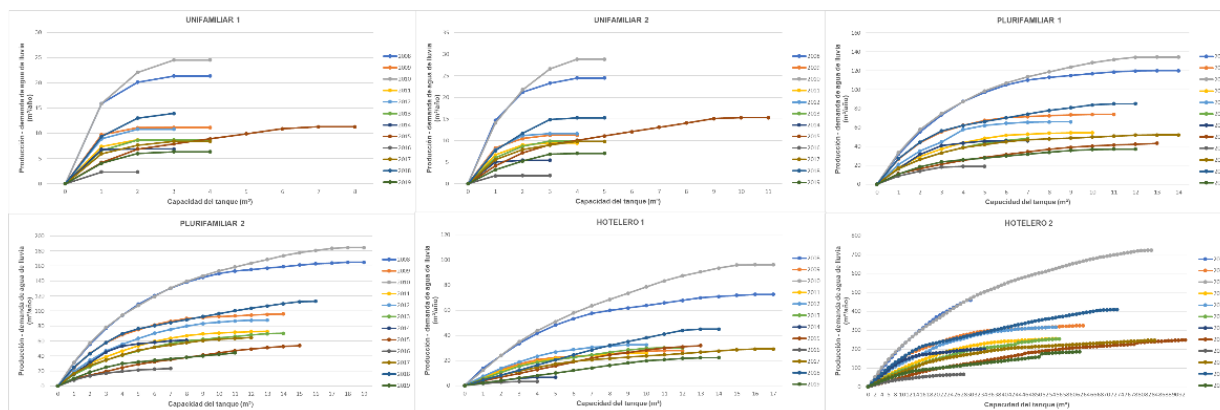
Respecto a la oferta de agua de lluvia se ha obtenido un valor mínimo de 0,070 hm³/año, un valor máximo de 0,267 hm³/año y un promedio de 0,148 hm³/año. Por su parte, para calcular la producción de las aguas grises se han aplicado los valores de la Tabla 1, en función del número de residentes por tipología de vivienda. En los hoteles se ha aplicado al número de pernoctaciones urbanas el valor promedio de 100 l/huésped/día. Los resultados arrojan un valor mínimo de 0,402 hm³/año, un valor máximo de 0,432 hm³/año y un promedio de 0,414 hm³/año. La combinación de ambos sistemas de reutilización ha supuesto un mínimo de 0,491 hm³/año, un máximo de 0,679 hm³/año y un promedio de 0,562 hm³/año. Realizados los cálculos en la serie temporal entre los años 2008 al 2019, los resultados muestran el potencial de la estrategia en el entorno urbano. Si comparamos la oferta producida de recurso alternativo con el suministro de agua potable, en promedio, asciende al 29,21 %. Respecto al consumo (excluyendo pérdidas en las redes) el promedio se incrementa hasta el 36,15 %. En este resultado se incluyen todas las viviendas en suelo urbano de la población sin excluir a las viviendas vacías.

Seguidamente, en la segunda parte del trabajo se evalúa la puesta en marcha de sistemas combinados descentralizados en inmuebles de nueva construcción, de uso doméstico y hotelero. De manera similar al trabajo de Kilinc et al. (2023), se han elegido las tipologías más representativas en el suelo urbano del municipio. Los cálculos integran a dos inmuebles por tipología: unifamiliar, plurifamiliar y hotelera. En relación a los hoteles, se han examinado dos establecimientos con una categoría de 4 estrellas. El Hotel 1 cuenta con 160 habitaciones y 312 plazas. Por su parte, el Hotel 2 alberga 397 habitaciones y 794 plazas totales. En los edificios residenciales se ha considerado un uso constante durante todo el año. En los hoteles, se ha tenido en cuenta una temporalidad de siete meses, de abril a octubre. Los datos de la ocupación hotelera del municipio se han extraído de las estadísticas oficiales (IBESTAT, 2021c). La máxima ocupación se ha dado en los meses de verano. En promedio, en el periodo entre el año 2008 y el año 2019, la ocupación ha sido del 72,78 %. El máximo se produjo en el año 2013 (77,80 %) y, el mínimo, en el año 2011 (66,33 %).

Las gráficas de la Figura 6 muestran, para cada inmueble, la capacidad idónea del tanque de almacenamiento de agua pluvial, según el índice de cobertura de la demanda de agua de lluvia (Ec. 4) (Domènech y Saurí, 2011; Campisano et al., 2017; Stec y Słyś, 2022), entre el año 2008 y el año 2019. La capacidad del tanque se ha dimensionado como un sistema aislado, para cubrir la máxima demanda de agua no potable, debido a su mejor calidad y menores tratamientos, comparativamente con las aguas grises (Loux et al., 2012; Vallès-Casas et al., 2016). Para su cálculo, se estima diariamente la producción que entra en el depósito (Ec.1). A este valor, se le resta la demanda diaria (Ec.2) y, se obtiene el agua almacenada en el tanque al final del día (Ec.3). A continuación, en función del nivel de reservas del día anterior, se efectúa la misma operación con los datos diarios de entrada y salida. El tanque tendrá días sin recarga que, junto al consumo ocasionará que esté vacío. Por el contrario, habrá días que, el volumen de agua en el tanque al final del día más las recarga menos la demanda sea superior a la capacidad máxima del tanque y, por tanto, se producirá un rebose. Definitivamente, el volumen del tanque óptimo es aquel que proporciona un mayor índice de cobertura (Ec.4) promedio minimizando los reboses. La oferta de agua y la demanda en cada edificio analizado condicionan el volumen adecuado del depósito. Se deben evitar tanques pequeños que generen muchos reboses o, tanques sobredimensionados que estén con poca agua en periodos de tiempo prolongados.

En la Tabla 4 aparecen los datos hidráulicos de los edificios estudiados diferenciados por uso y tipología, en el periodo temporal del año 2008 al año 2019. Para dimensionar la producción de agua de lluvia en los hoteles, se ha considerado la pluviometría registrada a hotel abierto, de abril a octubre. Por su parte, el número de residentes en los edificios residenciales se ha seleccionado a partir de los datos más representativos de la distribución de personas por hogar del IBESTAT (2011). El número de huéspedes se ha calculado a partir de las plazas de cada establecimiento y de la ocupación promedio del municipio (IBESTAT, 2022).

Figura 6. Capacidad óptima del tanque de agua pluvial



Fuente: elaboración propia a partir de la Norma UNE-EN 16941-1 (AENOR, 2019)

Tabla 4. Indicadores hidráulicos por tipología de edificación (2008-2019)

Variables	Unifamiliar 1	Unifamiliar 2	Plurifamiliar 1	Plurifamiliar 2	Hotelero 1	Hotelero 2
Precipitación mm/año (AEMET)	388,08	388,08	388,08	388,08	173,54	173,54
Superficie de la cubierta m ²	100,00	150,00	400,00	600,00	700,00	3000,00
N.º de residentes, plazas promedio (IBESTAT, 2011, 2022)	2,00	4,00	30,00	60,00	232,81	592,46
Coefficiente de eficacia de tratamiento hidráulico (e)	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80
Capacidad óptima del depósito de pluviales m ³ (Figura 6)	4,00	5,00	11,00	15,00	13,00	60,00
Agua de lluvia captada m ³ /año (Ec.1)	31,20	46,80	124,79	187,19	219,51	935,96
Reboses m ³ /año	0,69	0,00	1,89	3,26	3,23	24,98
Pérdidas en los sistemas de pluviales % (Kakoulas et al., 2022; Aqua España, 2016b; Jing et al., 2017)	35,00	35,00	35,00	35,00	35,00	35,00
Volumen de agua pluvial para su aprovechamiento m ³ /año	19,83	30,42	79,89	119,56	140,58	592,14
Capacidad del depósito de aguas grises tratadas m ³ (Aqua España, 2016b)	0,50	1,00	2,00	3,00	9,00	36,00
Producción de aguas grises tratadas m ³ /año (Tabla 1)	56,14	112,27	557,97	1151,94	4888,94	12 441,42
Pérdidas en el sistema de aguas grises % (Zadeh et al., 2012)	10,00	10,00	10,00	10,00	10,00	10,00
Producción de aguas grises tratadas – pérdidas m ³ /año	50,52	101,05	518,37	1036,75	4400,04	11 197,55
Producción de agua de lluvia y grises tratadas m ³ /año	70,35	131,47	598,26	1156,30	4540,63	11 789,69

Variables	Unifamiliar 1	Unifamiliar 2	Plurifamiliar 1	Plurifamiliar 2	Hotelero 1	Hotelero 2
Demanda de recarga de cisternas de inodoro m ³ /año (Domènech y Saurí, 2011; Kilinc et al., 2023)	19,71	43,80	328,50	657,00	1466,68	3732,52
Superficie de jardín regable m ²	50,00	100,00	200,00	300,00	500,00	800,00
Demanda de agua en jardines m ² /año (Aqua España, 2016 b)	16,74	33,48	66,96	100,44	167,40	267,84
Demanda de agua no potable m ³ /año (Tabla 2)	36,45	77,28	395,46	757,44	1634,08	4000,36
Agua no potable consumida respecto a la producida %	51,81	58,78	66,10	65,51	35,99	33,93
Consumo diario de agua potable l/hab./día (Hof y Schmitt, 2011; Cubillo et al., 2008; Morote et al., 2018)	210,00	210,00	125,00	125,00	329,00	329,00
Consumo anual de agua potable m ³ /día (Cubillo et al., 2008; Morote et al., 2018)	153,30	306,60	1368,75	2737,50	16 084,61	40 933,27
Demanda de agua no potable respecto al agua potable consumida %	23,78	25,21	28,89	27,67	10,16	9,77

Fuente: elaboración propia

En la instalación de aprovechamiento de agua de lluvia, se han incluido los volúmenes óptimos de los depósitos de cada edificio (Figura 6). Con la información anterior, se ha contabilizado la oferta disponible de agua de lluvia (Ec.1; Ec.2; Ec.3). Seguidamente, se han cuantificado las producciones de las aguas grises (Tabla 1) y las demandas de agua no potable (Tabla 2). Con la suma de ambos volúmenes se ha cuantificado el volumen total de recurso alternativo generado disponible para su uso. A continuación, con las dotaciones diarias de agua, en función de la tipología del edificio (Cubillo et al., 2008; Hof y Schmitt, 2011; Morote et al., 2018) se ha calculado el consumo anual de agua potable. Finalmente, se ha comparado porcentualmente, la demanda de agua no potable, con el consumo de agua potable. En el análisis llevado a cabo se observa que la producción de recurso alternativo excede a la necesidad de agua no potable en todos los edificios.

4.2. Cálculos económicos

A continuación, se cuantifica el coste de las instalaciones descentralizadas combinadas de cada inmueble (Tabla 5). Los costes integran tanto la construcción como la explotación y el mantenimiento de las mismas. Los precios aplicados son del Generador de precios de la construcción de España (CYPE Ingenieros S.A., 2021). Los equipos del sistema de aprovechamiento de agua de lluvia realizan un filtrado del agua antes de su entrada en el depósito de almacenamiento (Aqua España, 2016a). Por su parte, para las aguas grises tratadas, se ha optado por equipos con tratamiento biológico y ultrafiltración. La tecnología seleccionada, en sus reactores biológicos realizan un proceso aerobio para descomponer la materia orgánica. Posteriormente, el agua es ultrafiltrada, para separar los sólidos en suspensión y los coloides (Aqua España, 2016b). Estos equipos minimizan los malos olores respecto a los procesos físicos y fisico-químicos y, reducen el coste de la aplicación de productos químicos (Domènech y Vallès, 2014).

Tabla 5. Coste de las infraestructuras en nuevas edificaciones

Variables	Unifamiliar 1 (€)	Unifamiliar 2 (€)	Plurifamiliar 1 (€)	Plurifamiliar 2 (€)	Hotelero 1 (€)	Hotelero 2 (€)
AGUAS PLUVIALES						
RECOLECCIÓN	812,46	1033,80	2322,70	3216,37	3669,89	10 720,15
TRATAMIENTO	542,52	542,52	671,00	671,00	1149,28	2712,60
ALMACENAMIENTO	3543,19	4428,99	9743,77	13 286,96	11 515,36	53 147,83
DISTRIBUCIÓN Y CONTROL	551,40	663,38	2656,95	3051,07	3288,79	16 866,49
TOTAL PLUVIALES	5449,57	6668,69	15 394,42	20 225,40	19 623,32	83 447,07
MANTENIMIENTO, EXPLOTACIÓN €/año	95,98	103,96	247,10	288,80	589,00	990,60
AGUAS GRISAS RECICLADAS						
PRODUCCIÓN	242,52	376,10	1126,26	1738,29	2940,77	6444,58
TRATAMIENTO	4630,51	6810,93	19 798,89	22 417,80	36 179,06	90 662,28
ALMACENAMIENTO	311,36	622,72	1245,43	1868,15	5604,45	22 417,82
DISTRIBUCIÓN Y CONTROL	470,70	501,98	2387,95	2513,07	7930,76	15 252,49
TOTAL GRISAS RECICLADAS	5655,09	8311,73	24 558,53	28 537,31	52 665,04	134 777,17
MANTENIMIENTO, EXPLOTACIÓN €/año	163,25	181,61	453,33	549,24	1124,70	2048,38
TOTAL INFRAESTRUCTURA	11 104,66	14 980,42	39 952,95	48 762,71	72 288,36	218 224,24

Fuente: elaboración propia a partir de CYPE Ingenieros, S.A. (2021)

La Tabla 6 muestra el precio del agua del municipio, compuesto por una cuota tributaria municipal de consumo (Artículo 6º, Ordenanza N.º 23) (Ajuntament de Son Servera, 2002) y el canon balear fijo y variable de la Agència Tributària de les Illes Balears (AT, 2021). El coste del agua subterránea es muy variable, depende del coste de la energía para su extracción que, lógicamente, penaliza a los niveles del agua más profundos (Custodio, 2022). Por otro lado, en la Tabla 7 se ven los precios del agua obtenidos en los edificios evaluados. El estudio de la AEAS-AGA (2019) fijó el precio medio en las Islas Baleares en 2,39 €/m³ para uso doméstico y 3,38 €/m³ ponderados todos los usos. Por su parte, la media del estado se ubicó en 1,88 €/m³ y 2,04 €/m³ respectivamente. Las Islas Baleares se encuentra entre las comunidades con mayor precio de abastecimiento del agua, muy lejos de comunidades como Castilla León que tiene el menor precio del Estado con 1,17 €/m³ y 1,28 €/m³ (AEAS-AGA, 2019). Los cálculos en los hoteles se realizan a hotel abierto. Se aprecia en los precios resultantes la influencia de los bloques de consumo crecientes. Al mismo tiempo en los hoteles, la repercusión del canon variable por plaza hotelera, aunado a una alta demanda incrementan el precio del m³.

Tabla 6. Precio del agua por bloques en Son Servera

Cuota consumo de agua m ³ /mes. Tarifa municipal	Tasas €/m ³	Servicio €/mes	Mantenimiento €/mes
Bloque 0 (< 5 m ³ /mes)	0,13	1,29	0,33
Bloque 1 (5 a 12 m ³ /mes)	0,40	1,29	0,33
Bloque 2 (12 a 25 m ³ /mes)	0,81	3,23	0,52
Bloque 3 (25 a 50 m ³ /mes)	1,21	6,47	0,74
Bloque 4 (> 50 m ³ /mes)	1,61	10,66	1,71

Canon balear, cuota variable	(m ³)	(€)
Cuota variable con carácter general	1,00	0,294
Bloque 1 (0 a 6 m ³ /mes)	1,00	0,285
Bloque 2 (6 a 10 m ³ /mes)	1,00	0,428
Bloque 3 (10 a 20 m ³ /mes)	1,00	0,571
Bloque 4 (20 a 40 m ³ /mes)	1,00	1,143
Bloque 5 (> 40 m ³ /mes)	1,00	1,714
Canon balear, cuota fija	(Ud.)	(€)
Tarifa doméstica por cada vivienda (Ud.)	1,00	3,998
Por cada plaza en establecimiento hotelero de 5 estrellas	1,00	3,998
Por cada plaza en establecimiento hotelero de 4 estrellas	1,00	2,992
Por cada plaza en establecimiento hotelero de 3 estrellas	1,00	2,003
Por cada plaza en establecimiento hotelero de 2 estrellas	1,00	1,500
Por cada plaza en establecimiento hotelero de 1 estrella	1,00	0,997

Fuente: Ajuntament de Son Servera (2002) y la Agència Tributària de les Illes Balears (2021)

En el análisis económico se han considerado los periodos de amortización de la tabla de la AT, siendo los siguientes: 18 años (bombas, filtros y equipos de tratamiento), 30 años (depósitos) y 40 años (redes de distribución). Para calcular el periodo de retorno (Ec. 5) se estima el tiempo en que los beneficios compensan los costes de inversión y explotación de los sistemas descentralizados de reutilización. El beneficio se refiere al ahorro en la factura del suministro de agua potable que se logra al reemplazarla por recurso alternativo, para usos no potables (Rosa y Ghisi, 2021). No obstante, en entornos mediterráneos, la rentabilidad difiere entre los sistemas de aprovechamiento de agua de lluvia, los de grises tratadas y los combinados, siendo estos últimos los más rentables (Ramonell, 2007; Yip et al., 2019). En los inmuebles unifamiliares, en términos estrictamente económicos, la implementación de las instalaciones combinadas no llega a recuperar los costes de inversión, de explotación y de mantenimiento. Por su parte, en los edificios plurifamiliares los sistemas descentralizados se consideran de gestión comunitaria. Al aunar los costes de las facturas de todas las viviendas se producen los siguientes periodos de recuperación: 16,01 años en la Plurifamiliar 1 y 35,05 años en la Plurifamiliar 2. Por su parte, en el Hotel 1 se necesitan 15,08 años y en el Hotel 2 se retorna en 26,00 años.

Tabla 7. Precios del agua resultantes en los edificios evaluados

	Unifamiliar 1	Unifamiliar 2	Plurifamiliar 1	Plurifamiliar 2	Hotelero 1	Hotelero 2
N.º Viviendas	1,00	1,00	8,00	22,00	1,00	1,00
N.º Residentes	2,00	4,00	30,00	60,00	232,81	592,46
N.º Residentes/vivienda	2,00	4,00	3,75	2,72	232,81	592,46
Bloque municipio (€/mes)	10,348	30,916	11,549	4,148	3699,46	9414,65
Mantenimiento municipio (€/mes)	0,520	0,740	0,52	0,33	1,710	1,710
Servicio municipio (€/mes)	3,230	6,470	3,230	1,290	10,660	10,660
Canon fijo balear (€)	3,999	3,999	3,999	3,999	696,568	1 772,871
Canon variable balear (€)	7,295	29,204	8,141	5,921	3938,431	10 025,820
Total (€/mes)	25,391	71,328	27,439	15,687	8346,829	21 225,712
Consumo (m ³ /mes)	12,775	25,550	14,258	10,369	2 297,801	5 847,609
Total (€/m³)	1,987	2,791	1,924	1,512	3,632	3,629

Fuente: elaboración propia

En España, la producción de agua desalada marina tiene un precio medio entre los 0,6 y 1 €/m³ (Zarzo, 2020). De acuerdo con Gómez-González (2022) la ABAQUA ha propuesto la aplicación de una tarifa única en Mallorca para el agua desalada. Esta armonización de precios premiará a los municipios que cuiden su consumo y asegurará el buen funcionamiento de la red en alta. La tarifa se divide en una parte fija y una variable. La cuota fija corresponde a la cuota de conexión para el mantenimiento del sistema, por otro lado, la variable se establecería según un acuerdo de compra anual con una tarifa progresiva que penaliza las desviaciones respecto a las cantidades acordadas de inicio. En cualquier caso, la inversión para que el Levante cuente con producción de desaladas o transporte en alta será elevada, al no disponer actualmente de ninguna planta ni anillo de conexión con las existentes. De igual manera, las plantas desalinizadoras demandan mucha energía y producen subproductos como la salmuera que causan un impacto al medioambiente (Moossa et al., 2022). Las políticas de la gestión de la demanda inciden en el manejo del recurso para paliar los periodos secos. Es decir, ponen en marcha acciones que repercuten directamente en el precio del agua o bien, acciones no tarifarias (Tortajada et al., 2019). Las segundas promueven tecnologías para el ahorro, la reparación de fugas, el diseño de campañas de sensibilización (Stec y Słyś, 2022) y el fomento de la xerojardinería (Domènech y Saurí, 2011), entre otras.

5. Conclusiones

Los resultados de la investigación ratifican que, la implementación de sistemas combinados descentralizados en los edificios de Son Servera mejoraría la gestión sostenible del recurso hídrico y optimizaría el ciclo urbano del agua. En el periodo comprendido entre el año 2008 y el año 2019, en promedio, la oferta potencial de recurso hídrico alternativo asciende a 0,562 hm³/año. Esto supone un valor del 29,21 % del agua potable suministrada y el 36,15 % del volumen consumido. Es importante remarcar que estos resultados son con miras al futuro, ya que se incluyen a todas las viviendas de la población en suelo urbano. Esta estrategia presenta limitaciones técnicas y económicas derivadas de la implantación de los sistemas híbridos en las edificaciones existentes. No obstante, con un nivel de inversión adecuada estos obstáculos pueden ser franqueados.

Examinados distintos inmuebles de nueva construcción, en usos hoteleros y residenciales se obtiene que, en las unifamiliares evaluadas, la demanda de agua potable se reduce en torno al 25 %, en las plurifamiliares en un 27 % y, en los hoteles en un 10 %. Los porcentajes obtenidos son alentadores, incluso en un territorio de clima mediterráneo de baja pluviometría. En relación a la inversión en las viviendas unifamiliares no llega a recuperarse. Por su parte, en la Plurifamiliar 1 se recupera en 16,01 años y en la Plurifamiliar 2 en 35,05 años. A su vez, en el Hotel 1 en 15,08 años y el Hotel 2 en 26,00 años.

El planteamiento de manejo de agua analizado desde el lado de la demanda no debe considerarse exclusivamente bajo el prisma económico. La reutilización fomenta la recuperación del buen estado químico y cuantitativo de las MASb, según dicta la DMA. Asimismo, puede complementar al abastecimiento de agua desalinizada cuando el municipio cuente con ella. Su uso puede satisfacer a los picos de demanda y reducir la extracción en los acuíferos que producen su sobreexplotación. Por último, remarcar las externalidades positivas que generan en el contexto actual de CC y en un territorio con periodos con escasez de agua. Como nuevas vías de investigación se propone extrapolar la investigación a otras poblaciones vecinas, para determinar la disminución del nivel de extracción de agua subterránea, con el fin de aliviar la presión sobre los acuíferos del Levante mallorquín.

Bibliografía

- Abdulla, F. (2019). Rainwater harvesting in Jordan: potencial water saving, optimal tank sizing and economic análisis. *Urban Water Journal*, 17(2020), 446-456. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2019.1648530>
- AEAS-AGA (2019). *Precio de los servicios de abastecimiento y saneamiento en España*. Recuperado de: <https://www.aeas.es/component/content/article/53-estudios/estudios-tarifas/82-estudio-de-tarifas-2019?Itemid=101>
- AEAS-AGA (2021). *XVI Estudio Nacional*. Recuperado de: <https://www.aeas.es/>
- AENOR (2019). Sistemas in situ de agua no potable. Parte 1: Sistemas para la utilización de agua de lluvia. UNE-EN 16941-1. Asociación Española de Normalización y Certificación. Madrid. España.
- AENOR (2021). Sistemas in situ de agua no potable. Parte 2: Sistemas para la utilización de aguas grises tratadas. UNE-EN 16941-2. Asociación Española de Normalización y Certificación. Madrid. España.
- Agència Tributària de les Illes Balears (2021). *Canon de saneamiento de aguas*. Recuperado de: <https://www.atib.es/TA/contenido.aspx?Id=9858&lang=es>
- Allan, C., Xia, J., & Wostl, C.P. (2013). Climate change and water security: challenges for adaptive water management. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 5 (6), 625-632. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.09.004>
- Aqua España (2016a). Asociación Española de Empresas de Tratamiento y Control de Aguas. Guía Técnica de aprovechamiento de aguas pluviales en edificios.
- Aqua España (2016b). Asociación Española de Empresas de Tratamiento y Control de Aguas. Guía Técnica de recomendaciones para el reciclaje de aguas grises en edificios.
- Baltanás, A. (2014). Algunas consideraciones sobre la desalación en España. En *Iagua*. Recuperado de: <https://www.iagua.es/blogs/adrian-baltanas/algunas-consideraciones-sobre-la-desalacion-en-espana>
- Campisano, A., Giuseppe A., & Carlo, M. (2017). Water Saving and Cost Analysis of Large-Scale Implementation of Domestic Rain Water Harvesting in Minor Mediterranean Islands. *Water*, 9 (12), 916. <https://doi.org/10.3390/w9120916>
- Capodaglio, A.G. (2021). Fit-for-purpose urban wastewater reuse: Analysis of issues and available technologies for sustainable multiple barrier approaches. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 51, 1619-1666. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1763231>
- Catastro (2020). Sede Electrónica del Catastro. Consulta masiva. Recuperado de: <https://www.sedecatastro.gob.es/>
- Catastro (2022). Estadística del Catastro Inmobiliario Urbano. Recuperado de: http://www.catastro.minhap.gob.es/esp/estadistica_4.asp
- Cobacho, R.; Martín, M.; Palmero, C.; Cabrera, E. (2012). Key points in the practical implementation of greywater recycling systems. The Spanish situation in the global context. *Water Science & Technology: Water Supply*. IWA Publishing.
- Comunidad Autónoma de las Illes Balears. Decreto-ley 1/2015, de 10 de abril, por el que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica para la demarcación hidrográfica intracomunitaria de Las Illes Balears.. Boletín Oficial del Estado, 18 de agosto de 2015, no. 197, p. 74853 a 74999. <https://www.boe.es/eli/es-ib/dl/2015/04/10/1>
- Comunidad Autónoma de las Illes Balears. Decreto 54/2017, de 15 de diciembre, por el que se aprueba el Plan especial de actuaciones en situación de alerta y eventual sequía en las Illes Balears.. Boletín Oficial de les Illes Balears, 19 de diciembre de 2017, no. 155. <https://www.caib.es/eboibfront/eli/es-ib/d/2017/12/15/54/dof/cat/html>
- Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient i Territori. Govern de les Illes Balears (2023a). Propuesta de proyecto del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrológica de las Illes Balears (tercer ciclo 2022-2027) y de su Estudio Ambiental Estratégico. Recuperado de: https://www.caib.es/sites/aigua/es/proposta_projecte/
- Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient i Territori. Govern de les Illes Balears (2023b). Portal de l'Aigua de les Illes Balears. Consumo urbano de agua. Recuperado de: https://www.caib.es/sites/aigua/es/consumo_agua/
- Cubillo, F., Ortega, S., Moreno, T. (2008). Cuaderno 04 de I+D+i. Microcomponentes y factores explicativos del consumo doméstico de agua en la Comunidad de Madrid. Colección: Canal de Isabel II. Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Agricultura - Canal de Isabel II
- Custodio, E. (2022). Consideraciones sobre el pasado, presente y futuro de las aguas subterráneas en España. *Ingeniería del agua*, 26(1), 1-17. <https://doi.org/10.4995/Ia.2022.16245>
- CYPE Ingenieros, S.A. (2021). Generador de precios de la construcción. España. Recuperado de: <http://www.generadordeprecios.info/>

- Deyà, B., & Tirado, D. (2011). El consum d'aigua del sector turístic en les destinacions costaneres. Una aplicació a la planta hotelera de les Illes Balears. *Estudis d'història agrària*, 23 (2010-2011), 195-208. <https://doi.org/10.1344/eha.2010.23.195-208>
- Domènech, L., & Saurí, D. (2011). A comparative appraisal of the use of rainwater harvesting in single and multifamily buildings of the Metropolitan Area of Barcelona (Spain): social experience, drinking water savings and economic costs. *Journal of Cleaner Production*, (19), 598-608. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.11.010>
- Domènech, L., & Vallès, M. (2014). Local regulations on alternative water sources: greywater and rainwater use in the Metropolitan Region of Barcelona. *Investigaciones Geográficas*, 2014, 61: 87-96. <http://dx.doi.org/10.14198/INGEO2014.61.06>
- Farreny, R., Gabarell, X., & Rieradevall, J. (2011). Cost-efficiency of rainwater harvesting strategies in dense Mediterranean neighbourhoods. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(2011), 686-694. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.01.008>
- García, C., Rodríguez-Lozano, P. (2020). Cinco aspectos clave en la gestión del agua en las Islas Baleares. In: Santamarta, J.C., Rodríguez-Martín, J. (Eds.) Los procesos de planificación hidrológica en la península ibérica e islas en un contexto de cambio climático. Madrid: Colegio Oficial de Ingenieros de Montes. pp. 251-268. ISBN: 978-84-09-24957-2
- García, C., Deyà-Tortella, B., Lorenzo-Lacruz, J., Morán-Tejeda, E., Rodríguez-Lozano, P., & Tirado, D. (2022). Zero tourism due to COVID-19: an opportunity to assess water consumption associated to tourism, *Journal of Sustainable Tourism*. <https://doi.org/10.1080/09669582.2022.2079652>
- Ghafourian, M., Nika, C. E., Mousavi, A., Mino, E., Al-Salehi, M., & Katsou, E. (2022). Economic impact assessment indicators of circular economy in a decentralised circular water system — Case of eco-touristic facility. *Science of The Total Environment*, 822 (2022), 153602. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153602>
- Global Water Partnership (2004). *Catalyzing Change: A handbook for developing integrated water resources management (IWRM) and water efficiency strategies*. Produced by the Global Water Partnership (GWP) Technical Committee with support from Norway's Ministry of Foreign Affairs. Stockholm, Sweden: Global Water Partnership.
- Grupo TRAGSA (2015). *La Gestión Integral del Agua de Lluvia en Entornos Edificados*.
- España. Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas. Boletín Oficial del Estado, 24 de julio de 2001, no. 176. <https://www.boe.es/eli/es/rdlg/2001/07/20/1/con>
- España. Real Decreto 865/2003, de 4 de julio, por el que se establecen los criterios higiénico sanitarios para la prevención y control de la legionelosis. Boletín Oficial del Estado, 18 de julio de 2003, no. 171, p. 28055 a 28069. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2003/07/04/865>
- España. Real Decreto 314/2006, de 17 de marzo, por el que se aprueba el Código Técnico de la Edificación. Boletín Oficial del Estado, 28 de marzo de 2006, no.74, p. 11816 a 11831. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2006/03/17/314>
- España. Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. Boletín Oficial del Estado, 8 de diciembre de 2007, no. 294, p. 50639 a 50661. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2007/12/07/1620>
- España. Real Decreto 3/2023, de 10 de enero, por el que se establecen los criterios técnico-sanitarios de la calidad del agua de consumo, su control y suministro. Boletín Oficial del Estado, 11 de enero de 2023, no. 9, p. 4253 a 4354. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2023/01/10/3>
- España. Real Decreto 49/2023, de 24 de enero, por el que se aprueba el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Illes Balears.. Boletín Oficial del Estado, 10 de febrero de 2023, no. 35, p. 21621 a 21624. https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2023-3608
- Gómez-González, J. M. (2022). Derecho y políticas ambientales en las Islas Baleares (Primer semestre 2022). *Revista Catalana De Dret Ambiental*, 13(1). <https://doi.org/10.17345/rcda3362>
- Hernández-Hernández, M., Olcina, J., & Morote A.F. (2020). Urban Stormwater Management, a Tool for Adapting to Climate Change: From Risk to Resource. *Water*, 12(9), 2616. <https://doi.org/10.3390/w12092616>
- Hof, A., & Schitt, T (2011). Urban and tourist land use patterns and water consumption: Evidence from Mallorca, Balearic Islands. *Land Use Policy*. 28, 792-804. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.01.007>
- Institut d'Estadística de les Illes Balears. (2011). Hogares por municipio, distrito y tamaño del hogar. Recuperado de: https://ibestat.caib.es/ibestat/estadistiques/9cc677ad-ced2-475a-9e57-e0193466a532/2115f8a1-1307-4497-86d9-07d4c288d9c0/es/I101004_ho32.px

- Institut d'Estadística de les Illes Balears. (2021a). Padrón (cifras de población): indicadores. Recuperado de: <https://ibestat.caib.es/ibestat/estadistiques/poblacio/padro/2acef6cf-175a-4826-b71e-8302b13c1262>
- Institut d'Estadística de les Illes Balears. (2021b). Alojamientos turísticos por isla y municipio, tipo y categoría y año. Recuperado de: <https://www.caib.es/ibestat/estadistiques/economia/turisme/allotjaments-turistics/06f4cf63-e3a8-4d01-bf9a-32dd529b96b9>
- Institut d'Estadística de les Illes Balears. (2021c). Ocupación de la oferta turística Recuperado de: <https://ibestat.caib.es/ibestat/estadistiques/economia/turisme/ocupacio-ofertaturistica-hotels/614884d6-737a-401d-a8c3-a35519b8fec9>
- Institut d'Estadística de les Illes Balears. (2022). Pernoctaciones de los viajeros por periodo, municipio turístico y país de residencia. Recuperado de: <https://ibestat.caib.es/ibestat/estadistiques/economia/turisme/ocupacio-oferta-turistica-hotels/614884d6-737a-401d-a8c3-a35519b8fec9>
- Jamali, B., Bach, P.M., & Deletic, A. (2020). Rainwater harvesting for urban flood management – An integrated modelling framework. *Water Research*, 171. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115372>
- Jing, X., Zhang, S., Zhang, J., Wang, Y., & Wang, Y. (2017). Assessing efficiency and economic viability of rainwater harvesting systems for meeting non-potable water demands in four climatic zones of China. *Resources, Conservation and Recycling*, 126, 74-85. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.07.027>
- Kakoulas D.A., Golfopoulos, S.K., Koumparou, D., & Alexakis, D.E. (2022). The Effectiveness of Rainwater Harvesting Infrastructure in a Mediterranean Island. *Water*, 14(5),716. <https://doi.org/10.3390/w14050716>
- Kilinc, E.A., Tanik, A., Hanedar, A., & Gorgun, E. (2023), Climate change adaptation exertions on the use of alternative water resources in Antalya, Türkiye. *Frontiers in Environmental Science*. 10:1080092. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1080092>
- Kim, J.E., Humphrey, D., & Hofman, J. (2022). Evaluation of Harvesting Urban Water Resources for Sustainable Water Management: Case Study in Filton Airfield, UK. *Journal of Environmental Management*, 2022. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1080092>
- Lara García, A. (2018). Agua y espacio habitado. Propuestas para la construcción de ciudades sensibles al agua. Editorial Universidad de Sevilla.
- Loux, J., Winer-Skonovd, R., & Gellerman, E. (2012). Evaluation of Combined Rainwater and Greywater for Multiple Development Types in Mediterranean climates. *Journal of Water Sustainability*, 2(1): 55–77.
- Moossa, B., Trivedi, P., Saleem, H., & Zaidi, S.J. (2022). Desalination in the GCC countries- a review. *Journal of Cleaner Production*, 357. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131717>
- Moral Ituarte, del L., Lara García, A., Otero Monrosi, L., Navarro Casas, J., Prieto Thomas, A., Lebrato Martínez, J., Pozo Morales, L., López Peña, M., Jiménez Talavera, A., Moreno Mejías, A., Navarro, L. (2015): Aqua-Riba. Guía para la incorporación de la gestión sostenible del agua en áreas urbanas. Aplicación a la rehabilitación de barriadas en Andalucía. Consejería de Fomento y Vivienda de la Junta de Andalucía. Disponible en: <https://hdl.handle.net/11441/132601>
- Morote Seguido Álvaro F., Hernández Hernández M. & Rico Amorós A. M. (2018). Patrones de consumo de agua en usos turístico-residenciales en la costa de Alicante (España) (2005-2015). Una tendencia desigual influida por la tipología urbana y grado de ocupación. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 38(2), 357-383. <https://doi.org/10.5209/AGUC.62484>
- Mural, S. (2017). Evaluations of on-site wastewater reuse alternatives for hotels through water balance. *Resources, Conservation and Recycling*, 122: 43-50. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.01.022>
- Navarro, T. (2018). Water reuse and desalination in Spain – challenges and opportunities”. *Journal of Water Reuse and Desalination*, (2018) 8 (2): 153-168. <https://doi.org/10.2166/wrd.2018.043>
- Navarro-Sousa, S., Estruch-Guitart, V., & Garcia, C. (2020). Uso de indicadores causa-efecto para el diagnóstico de la sostenibilidad hídrica en las Islas Baleares (España). *Boletín De La Asociación De Geógrafos Españoles*, (85). <https://doi.org/10.21138/bage.2833>
- Olcina, J., & Moltó, E. (2010). Recursos de agua no convencionales en España: Estado de la cuestión, 2010. *Investigaciones geográficas*, 51 (2010), 131-163. <https://doi.org/10.14198/INGEO2010.51.06>
- Ramonell, P. (2007). *Diseño de un sistema integrado de aprovechamiento de aguas grises y pluviales en el hotel rural de Son Xotano (Sencelles, Mallorca)* (Trabajo final de carrera). Universitat Politècnica De Catalunya, Barcelona.
- Rashid, A.R.M., Bhuiyan, M.A., Pramanik, B.K., & Jayasuriya, N. (2021). Life cycle assessment of rainwater harvesting system components – To determine environmentally sustainable design. *Journal of Cleaner Production*, 326. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129286>

- Rosa, G., & Ghisi, E. (2021). Water Quality and Financial Analysis of a System Combining Rainwater and Greywater in a House. *Water*, 13(7), 930. <https://doi.org/10.3390/w13070930>
- Saurí, D., & Garcia-Acosta, X. (2020). Non-conventional resources for the coming drought: the development of rainwater harvesting systems in a Mediterranean suburban area. *Water International*, 1-17. <https://doi.org/10.1080/02508060.2020.1725957>
- Son Servera, Ajuntament. (2002). *Ordenanza N.º 23 que regula la tasa por el servicio municipal del suministro de agua*. Recuperado de: https://www.sonservera.es/portal/RecursosWeb/DOCUMENTOS/1/5_265_1.pdf
- Son Servera, Ajuntament. (2011). *Diagnosi ambiental*. Recuperado de: <https://www.sonservera.es/>
- Son Servera, Ajuntament. (2020). *Pla d'Acció per l'energia sostenible i el clima*. Recuperado de: <https://www.sonservera.es/>
- Stec A., & Słysz D. (2022). Financial and Social Factors Influencing the Use of Unconventional Water Systems in Single-Family Houses in Eight European Countries. *Resources*, 11(2), 16. <https://doi.org/10.3390/resources11020016>
- Tirado, D., Nilsson, W., Deyà-Tortella, B., García, C. (2019). Implementación de Water-Saving Measures en Hoteles en Mallorca. *Sustainability*, 2019 (11), 6880. <https://doi.org/10.3390/su11236880>
- Tortajada, C., González-Gómez, F., Biswas, A.K., & Buurman, J. (2019). Water demand management strategies for water-scarce cities: The case of Spain. *Sustainable Cities and Society*, 45, 649-656. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.11.044>
- Unión Europea. (2000). Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas [Marco de referencia en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de la Unión Europea, L 327/1-L 327/72. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX%3A02000L0060-20141120>
- Vallès-Casas, M., March, H., & Saurí, D. (2016). Decentralized and User-Led Approaches to Rainwater Harvesting and Greywater Recycling: The Case of Sant Cugat del Vallès, Barcelona, Spain. *Built Environment*, 42 (2), 243-257. <https://doi.org/10.2148/benv.42.2.243>
- Van Begin, G. (Coord.) (2011): Kit de Capacitación SWITCH. Gestión integral del agua urbana para la ciudad del futuro. ICLEI European Secretariat. Friburgo (Alemania).
- Vaquer-Sunyer, R., Barrientos, N., Calvo, J., ABAQUA., EMAYA., & Calvià 2000. (2021). *Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR)*. En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). Informe Mar Balear 2021. Recuperado de: <https://www.informemarbalear.org>
- Yip, J., Leong, C., Balan, P., Chong, M. N., & Poh, P. E. (2019). Life-cycle assessment and life-cycle cost analysis of decentralised rainwater harvesting, greywater recycling and hybrid rainwater-greywater systems, *Journal of Cleaner Production*, 229, 1211-1224. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.046>
- Zadeh, S., Lombardi, R., Hunt, D., & Rogers, C. (2012). Greywater Recycling Systems in Urban Mixed-Use Regeneration Areas: Economic Analysis and Water Saving Potential. 2nd World Sustainability Forum. 1-30 November 2012. <https://mdpi-foundation.org/>
- Zarzo, D. (2020). *La Desalación del Agua en España*. Estudios sobre la Economía Española -2020/22. FEDEA. Recuperado de: <https://documentos.fedea.net/pubs/eee/eee2020-22.pdf>

Agradecimientos

Los autores agradecen a las/os revisoras/es de este artículo sus comentarios y sugerencias.

Contribución de autorías

Sergio Navarro-Sousa ha recopilado la información, analizado los datos, generado los planos, aplicado la metodología, realizado los cálculos y redactado el artículo. Por su parte, Vicente Estruch-Guitart ha supervisado y revisado el manuscrito.

Financiación

Este trabajo de investigación no ha contado con ayudas ni financiación.

Conflicto de intereses

Los autores de este trabajo declaran que no existe ningún tipo de conflicto de intereses.