

# Posibilidad de la reutilización de agua de lluvia y del acuífero en el municipio de Terrassa



## Trabajo de prácticas externas de máster

Thomas Tjeerdsma

Coordinación: Beatriz  
Escribano (OAT)

Mahjoub Himi (UB)

Máster de Ciencias y  
gestión integral del agua



UNIVERSITAT DE  
BARCELONA



# Índice

1. Introducción	4
2. Objetivos	5
3. Situación geográfica	6
4. Contexto hidrogeológico	7
4.1. Contexto geológico	7
4.2. Unidades Hidrogeológicas	8
4.3. Calidad del agua subterránea	9
5. Uso del suelo y estructura de la zona urbana	10
5.1. Uso del suelo en el Término Municipal de Terrassa	10
5.2. Parques municipales	11
5.3. Huertos urbanos	12
5.4. Demanda de agua para el regadío	13
5.5. Parque de la República	14
6. Contexto climático	16
6.1. Pluviometría y norma climática de Terrassa	16
6.2. Balance hídrico de humedad del suelo	17
6.2.1. Metodología	18
6.2.2. Discusión del balance hídricos de Terrassa	20
7. Estrategias para optimizar el uso de aguas de lluvia	23
7.1. Impactos de la impermeabilización de la zona urbana	23
7.2. Alternativas para la regulación de agua de lluvia	24
7.2.1. Recolectores de techos	24
7.2.2. Células de Bio-retención	25
7.2.3. Conductores vegetados	27
7.2.4. Pavimento permeable	28
7.2.5. Instalaciones de retención subterráneas	30
7.3. Evaluación de calidad y costes	31
7.3.1. Calidad del agua	31
7.3.2. Evaluación de costes	33
7.4. Propuesta de aplicación	35
7.5. Propuesta de caso de recogida de lluvia	38
8. Plan para nuevas captaciones de agua subterránea	40
8.1. Criterios	40
8.2. Potenciales áreas de explotación	41

8.3. Idoneidad de las áreas considerados para la captación	41
9. La viabilidad de explotar aguas superficiales dentro del propio Término Municipal	43
9.1. Utilización del agua almacenada en el pantano de Can Bogunyà	43
9.2. Posibilidad de reiniciar el uso del pantano seco de Xoriguera	44
10. Discusión	45
10.1. Propuesta general	45
10.2. Potencial para expansión futura	47
11. Referencias	48
Apéndices	51

## 1. Introducción

Frente al cambio climático y en el marco de sostenibilidad, el ayuntamiento de Terrassa se está esforzando para promover el uso responsable y sostenible del territorio y los recursos naturales del municipio. En el 2020 se aprobó el plan *Pla Especial de l'Anella Verda*, y actualmente se están formando propuestas para promover el uso de agua regenerada o agua de nuevas captaciones de menor calidad para abastecer las demandas de agua que no requieren agua potable, como presentado por *Soler Serra et al., 2021. Estudi Hidrogeològic sobre Possibles Noves Captacions a Terrassa* de la Diputació de Barcelona. Específicamente, se interesa en encontrar fuentes alternativas para el riego municipal para cual en la actualidad se usa agua potable.

Siguiendo el anterior trabajo de *Santano Baeno, 2022*, en cual ha contextualizado la hidrogeología y sus alteraciones antropógenos en el área del Término municipal de Terrassa, se pretende lograr establecidos objetivos en un estudio detallado de la estructura de la zona urbana de Terrassa y las posibles alternativas en el ámbito de gestión hídrica. Esto se hace gracias a la coordinación por parte del *Observatori de l'Aigua de Terrassa (OAT)*.

Personalmente me he interesado mucho por este tema, ya que siento que cubre una variedad de posibilidades muy factibles y que realísticamente pueden llegar a mejorar la sostenibilidad en la gestión hídrica y Terrassa como municipio.

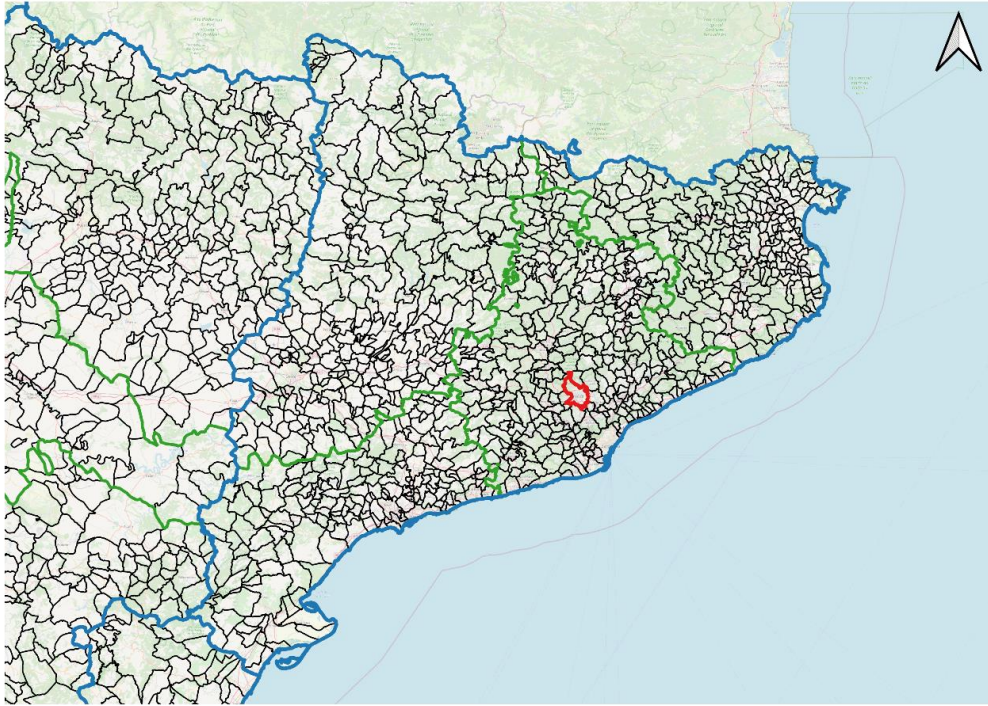
## **2. Objetivos**

El objetivo principal de este trabajo es encontrar alternativas para optimizar un uso sostenible de los recursos hídricos del municipio de Terrassa, y elaborar una propuesta sobre cómo el riego de los parques y jardines municipales se pueden realizar reutilizando el agua de los acuíferos y el agua de lluvia. En específico, se ha definido cuatros objetivos secundarios que deben dar forma a éste:

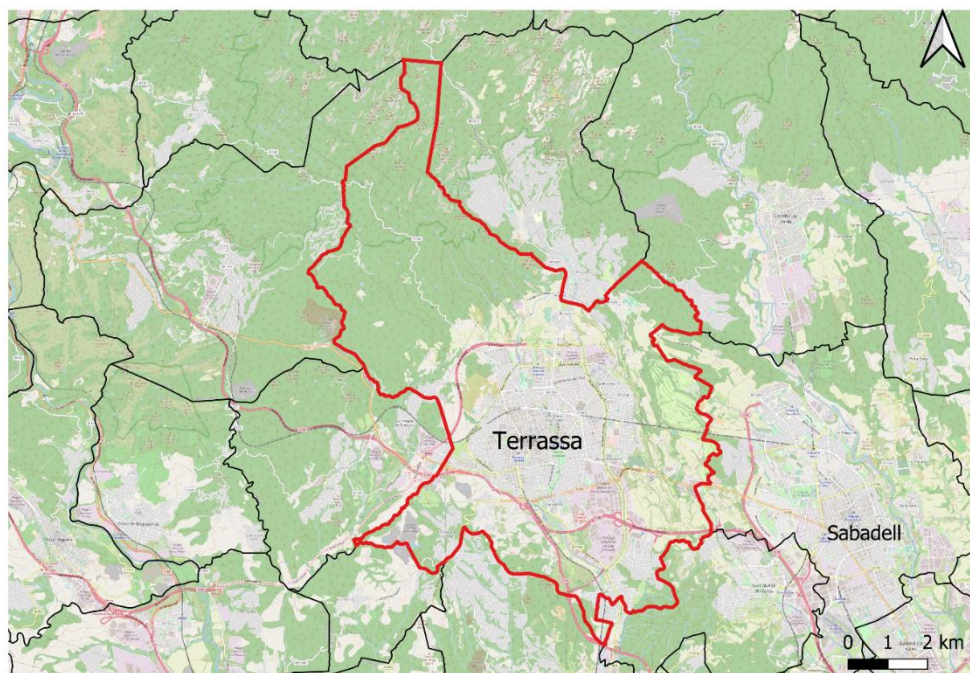
1. Examinar la posibilidad de capturar y utilizar las aguas de lluvia para el regadío de los huertos urbanos y los parques municipales
2. Proponer un plan para optimizar la infiltración de las aguas de lluvia hacia el acuífero
3. Examinar la posibilidad de explotación del agua almacenada en el pantano como el de Can Bogunyà y posiblemente la rehabilitación del antiguo embalse del pantano de Xoriguera
4. Argumentar y proponer donde es viable capturar el agua del acuífero para el regadío de los huertos urbanos y los parques municipales, todo el marco de la sostenibilidad

### 3. Situación geográfica

La zona de estudio es el Término municipal de Terrassa, lo cual pertenece a la comarca de Vallès Occidental en el centro-sur de la provincia Barcelona en la comunidad autónoma de Cataluña, España (*Figura 1*). El territorio del municipio forma parte de la cuenca hidrográfica del río Llobregat, cual transcurre al oeste de Terrassa en orientación NNO-SSE y más aguas abajas confluye con la riera de Rubí cual en su vez nace en el confluente de la riera del Palau y la riera de les Arenes, las dos principales afluentes del municipio de Terrassa.



**Figura 1.** Situación geográfica del Municipio de Terrassa (rojo) en Cataluña. Fuente: Elaboración propia a partir de datos del CNIG.



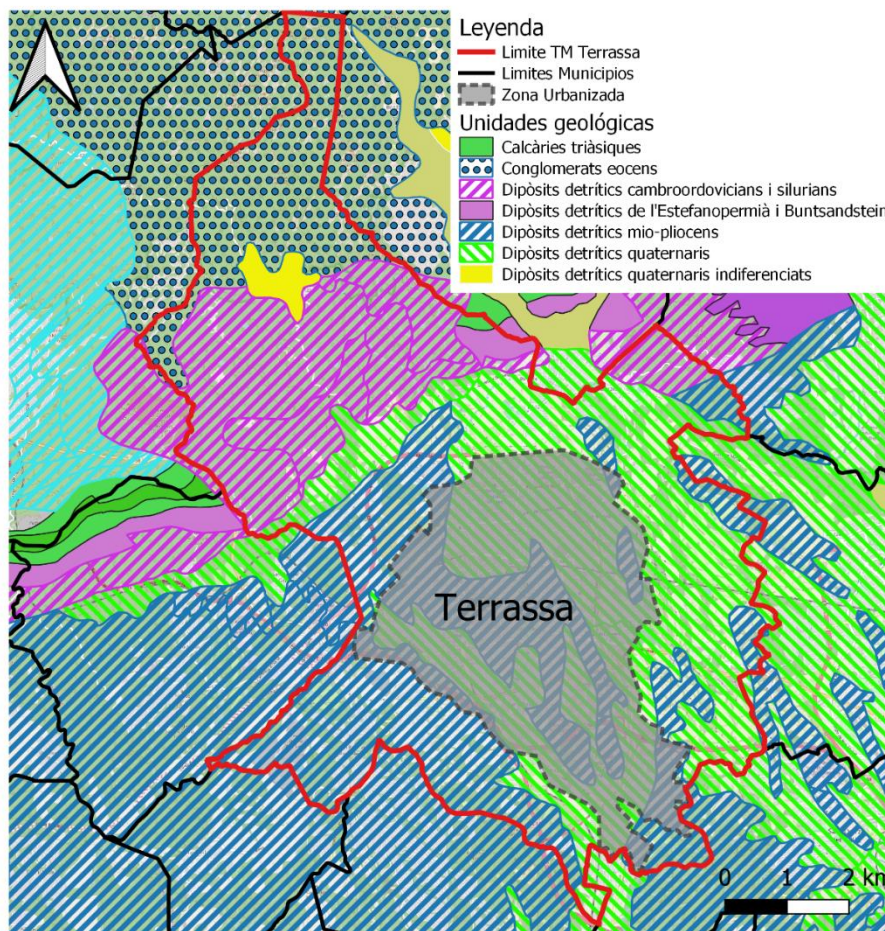
**Figura 2.** Situación geográfica de la ciudad y el Municipio de Terrassa. Fuente: Elaboración propia a partir de datos del CNIG.

## 4. Contexto hidrogeológico

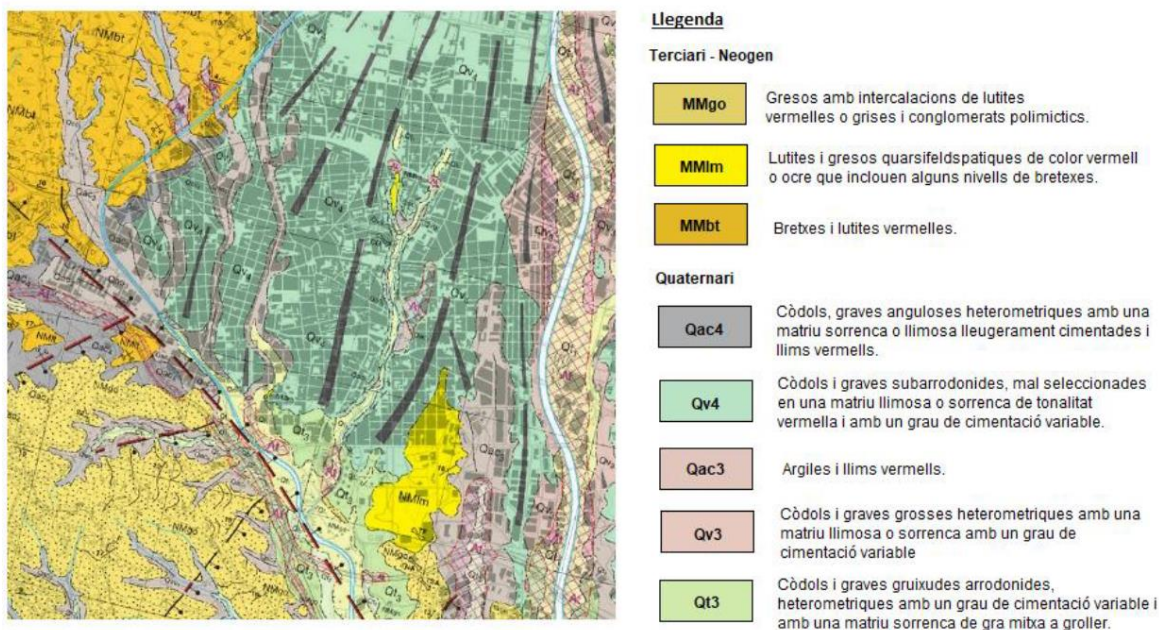
### 4.1. Contexto geológico

La ciudad de Terrassa se encuentra justamente al sur de la Cordillera Catalana Prelitoral que extiende en orientación OSO-ENE sobre el paisaje y como divisor hidrográfico entre la cuenca del Ebro y las cuencas internas separa la depresión Prelitoral al sur del territorio interior de Cataluña al norte (*Santano Baena, 2022*). La situación de esta cordillera determina el carácter morfológico del territorio del Término Municipal de Terrassa, cubriendo la parte noroeste, la cual que pertenece al *Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac*, y proporcionando el paisaje piedemonte al sur con varias afluentes que nacen en las montañas al norte.

Esta transición en paisaje proporciona una distribución heterogénea de las formaciones geológicas que se encuentran en el área, la cual se muestra en *Figura 3*. Las montañas del *Sant Llorenç del Munt i l'Obac* son formados por conglomerados del Eoceno y el piedemonte consiste de rocas detríticas principalmente areniscas del Paleozoico y Mesozoico. La zona plana que extiende al sureste de estas montañas y donde se encuentra la ciudad Terrassa consiste de rocas detríticas Neógenas y Cuaternarias. *Figura 4* muestra en más detalle la distribución espacial de estas formaciones detríticas en la zona urbana de Terrassa. Se observa que la ciudad se encuentra principalmente encima de un subsuelo heterogéneo no consolidado de guijarros y gravas en un matriz limoso y arenoso. Al noroeste y suroeste de la zona urbana se encuentran areniscas, lutitas, brechas y conglomerados del Neógeno.



**Figura 3.** Mapa geológico de la zona de Terrassa. Fuente: Elaboración propia a partir de datos del ICGC.



**Figura 4.** Mapa geològic detallado de la zona urbana de Terrassa. Fuente: Santano Baena, 2022; a partir de datos del ICGC.

## 4.2. Unidades Hidrogeológicas

Santano Baena, 2022 describe los dos acuíferos que proporcionan los materiales detríticos del subsuelo en la zona de Terrassa. El material no consolidado que se encuentra en la superficie de la plana da lugar a un primer acuífero superficial, cuyas limitaciones laterales corresponden con los límites con las rocas detríticas del Neógeno que presentan una gran variedad en permeabilidad y transmisividad, contando con capas de muy baja transmisividad como son las lutitas (Figura 4). Este acuífero tiene una potencia de entre 10 y 30 metros cubriendo distintas capas que consisten todas de material detrítico homogéneo, distinguidas entre ellas por diferencias en composición y granulometría. Este material permeable proporciona un acuífero con alta transmisividad, en el cual el nivel freático se encuentra poco profundo (Santano Baena, 2022).

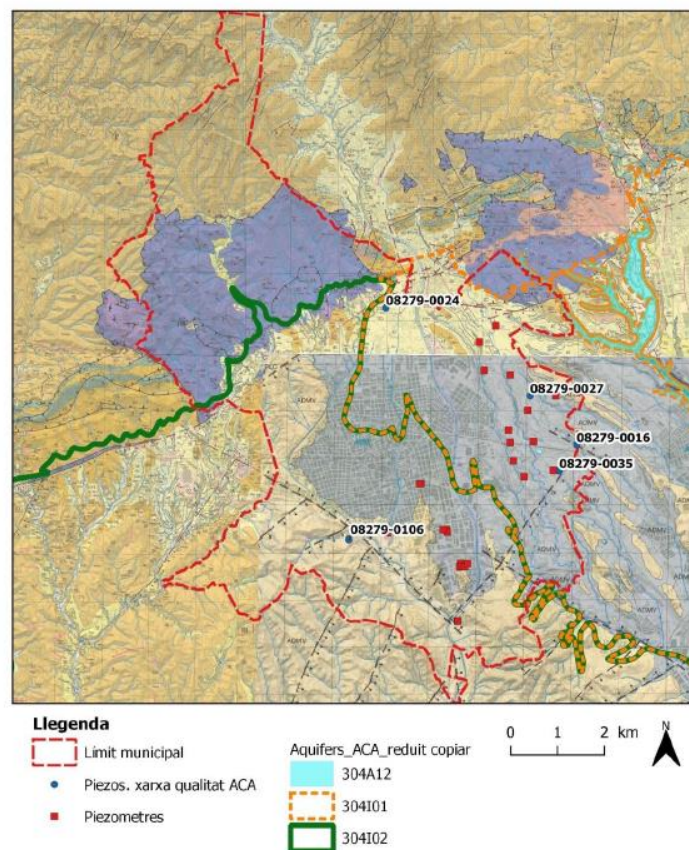
Además, se ha mostrado la existencia de un segundo acuífero más profundo, que se encuentra confinado y separado del primero por unas capas impermeables, aunque en otros lugares esa relación llega a ser semiconfinado y hay interacción más significativa entre los dos acuíferos. Al contrario del acuífero superior este acuífero consiste de material consolidado de formaciones de brecha, conglomerados y lutitas, proporcionando una porosidad efectiva y transmisividad mucho inferior al acuífero superficial. El flujo en los acuíferos sigue predominantemente la orientación regional de Norte a Sur, localmente divergiendo hacia los afluentes que tienen en la zona de Terrassa una relación efluente con el acuífero superficial (Santano Baena, 2022).



### 4.3. Calidad del agua subterránea

Para una indicación de la calidad del agua del acuífero se basan en la información proporcionado por los puntos de control y monitoreo de la ACA. Se disponen de 4 puntos en acuífero superior, 3 al este del municipio y en el norte del anillo verde. Además, se dispone de un punto en el suroeste del municipio que corresponde solamente con el acuífero inferior. La distribución de estos puntos se presenta en *Figura 5*. En considerar si la calidad del agua es adecuada para los fines de regadío definidos se hace referencia a la normativa de calidad mínima para ese uso explícitamente, ya que no se usará esta agua para otros usos que requieren una calidad mayor. Para ello se hace uso de la normativa proveniente del trabajo del *Inventari dels terrenys agrícoles de l'anella verda i estudi de la viabilitat de possibles explotacions* (Fundació Miquel Agustí (2019)).

En función de los datos fisicoquímicos obtenidos de los puntos de la ACA expuesto en el trabajo de *Soler Serra et al., 2021* ha proyectado las tendencias observadas. En comparación con la mencionada normativa de consideración se ha detectado solamente en las concentraciones de nitratos unos valores que no cumplen con ella. Se trate de los valores observado en un solo pozo (08279-0035, *Figura 5*) que cuentan con valores cerca al límite y esporádicamente superándolo, mientras que en los otros pozos la fisicoquímica del agua cumple con toda la normativa. Cabe señalar que del pozo 08279-0106 (*Figura 5*), correspondiendo con el acuífero inferior, solo se disponen de datos de una medición de 2009.



**Figura 5.** Mapa con los piezómetros de la red de control de calidad de la ACA. Fuente: Soler Serra et al., 2021

## 5. Uso del suelo y estructura de la zona urbana

### 5.1. Uso del suelo en el Término Municipal de Terrassa

Figura 6 presenta un mapa de uso de suelo del Término Municipal de Terrassa proporcionado por Soler Serra et al., 2021 en función de datos del Sistema de Información Geográfica de parcelas agrícolas (SIGPAC). Se observa que alrededor de la zona urbana se encuentra una franja de suelo rodeando la ciudad con usos principalmente pastoreos que es conocida como *la Anella Verde*. Aquí también se identifican varias zonas de huertos urbanos. El noroeste del municipio es principalmente cubierto por bosque, de cual parte pertenece al parque natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac.

En función de datos proporcionado por el Mapa Urbanístico de Cataluña (MUC) la *Diputació de Barcelona* ha estimado que la zona urbanizada cubre un total de 25.300.000 m<sup>2</sup> de superficie, igual a 36% del territorio del Término Municipal de Terrassa. Según los datos proporcionado por el SIGPAC esta misma estimación resultaba en unos 23.250.000 m<sup>2</sup> (Figura 6; Sole Serra et al., 2021) Sin embargo, estas delimitaciones también incluyen todos los parques y varias grandes parcelas verdes en las limites en la zona urbana, que no se han distinguido en el mapa de uso de suelo. La superficie de la zona urbanizada definido aquí por lo tanto no es igual a la superficie realmente impermeabilizada por construcción y asfaltar, la cual diferencia es muy importante en consideración de los procesos de generación de escorrentía superficial y su retención, infiltración y recarga a los cuerpos de aguas subterráneas.

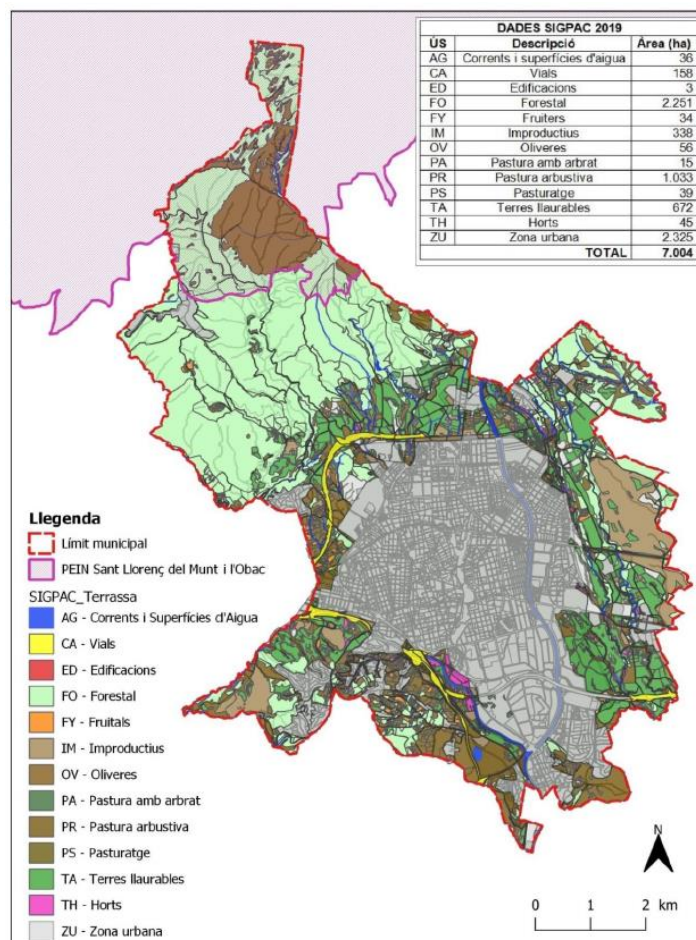
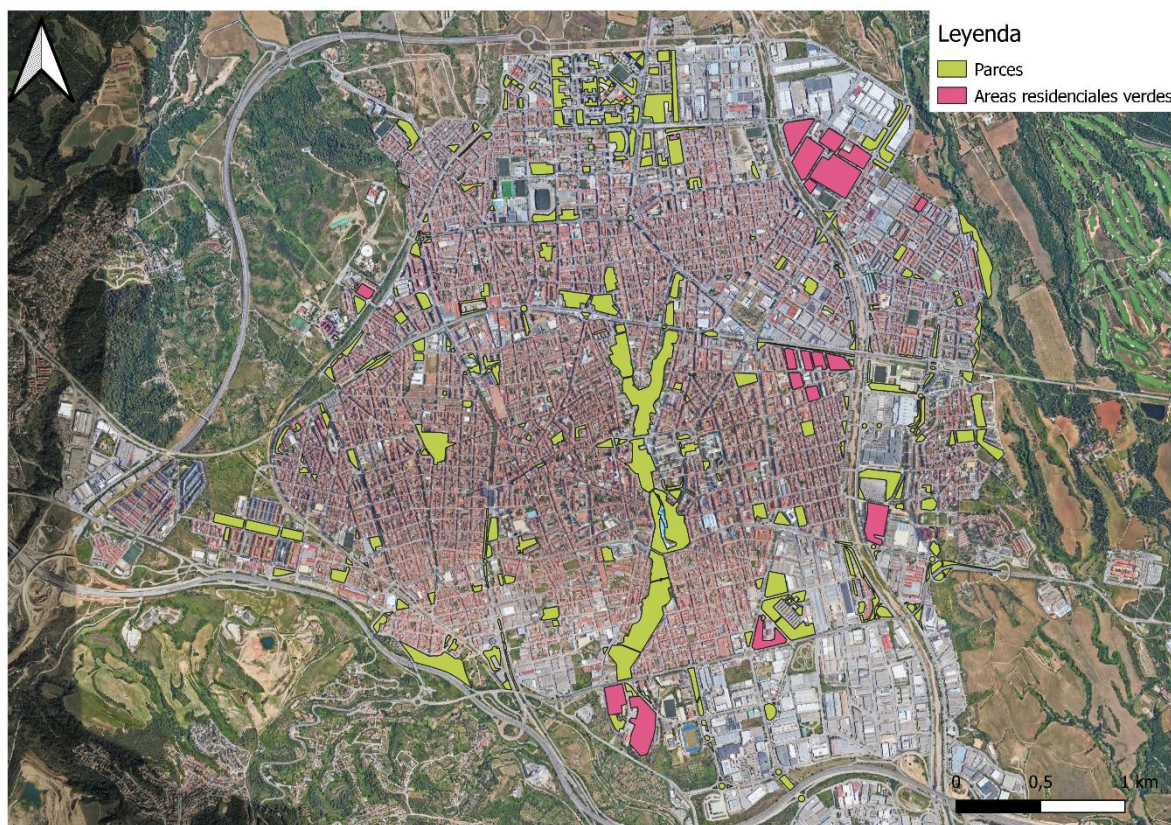


Figura 6. Mapa de uso de suelo de Terrassa. Fuente: Soler Serra et al., 2021

## 5.2. Parques municipales

Los parques municipales dentro la zona urbana son claves para este estudio. Para saber dónde se encuentran estos parques y parcelas vinculados a la red de regadío municipal más importantes y que superficie presentan, se ha elaborado un mapa utilizando la herramienta digital QGIS para situarlos dentro de la zona urbana (*Figura 7*). La identificación de los parques se ha realizado a partir de los datos sobre las zonas de regadío proporcionado por la *Soler Serra et al., 2021* y en función de su identificación en imágenes de satélites del terreno. Se ha incluido solamente los parques y parcelas con un cierto grado de vegetación que se consideran en necesidad de regadío periódicamente. Además, se ha distinguido entre parques y áreas residenciales verdes. Los primeros son áreas que presentan mayormente un espacio libre y verde y por lo tanto requieren en prácticamente su totalidad de superficie regadío, y pueden ser grandes parques recreacionales hasta pequeños parcelas cubierto por césped. Como área residencial verde se entiende un bloque de viviendas donde se ha dejado espacio verde entre ellas, cuya área ha sido incluida en las zonas de regadío (*Soler Serra et al., 2021*). Por lo tanto, estas áreas recibirán regadío municipal, pero solo una minoría del área identificado ya que es principalmente cubierto por viviendas.

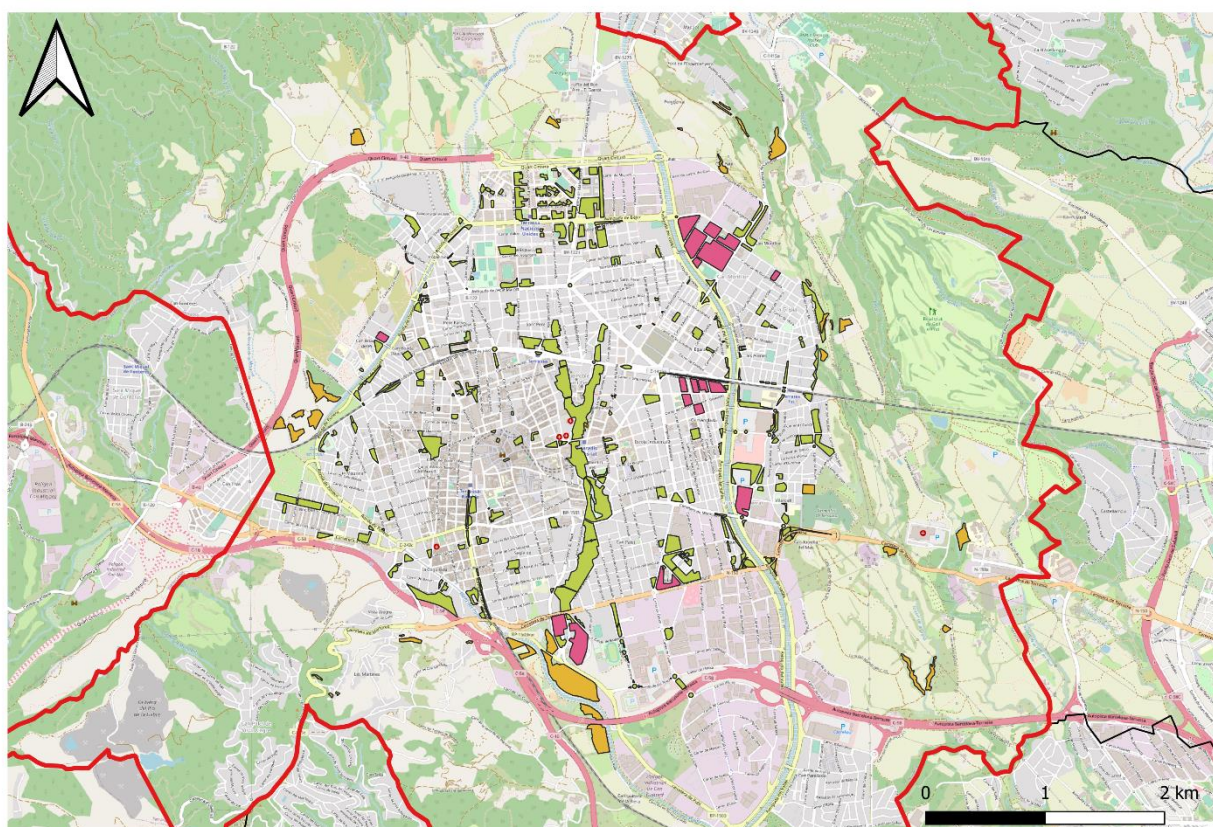
El parque más importante es el parque de Vallparedís que forma una franja longitudinal tras el corazón de la ciudad siguiendo el curso natural del arroyo que le da su nombre, extendiendo desde el sur de la zona urbana en orientación NS hasta norte del Passeig del Vint-i-dos de Julio. El parque representa una superficie verde de 395.000 m<sup>2</sup> (*Ayuntamiento de Terrassa*).



**Figura 7.** Mapa de los parques identificado en la ciudad de Terrassa. Fuente: Elaboración propia.

### 5.3. Huertos urbanos

Similar a los parques municipales, los huertos urbanos y su regadío presentan otra potencial destinación para agua de calidad limitada. Para saber dónde se encuentran estos huertos y cual superficie presentan se han identificado de forma similar que los parques descrito en el apartado previo, en este caso a partir del mapa de uso de suelo proporcionado por la *Soler Serra et al., 2021 (Figura 6)*. La situación de estos huertos identificados se muestra en *Figura 8* juntos con los parques. En comparación con las imágenes de satélite se observaron muchas inconsistencias entre ese mapa y el verdadero uso del suelo visto en las imágenes de satélite, por lo cual se ha identificado áreas diferentes a los indicados en *Figura 6*. Los huertos identificados se encuentran todos dentro del cinturón verde, principalmente en los límites de la zona urbana, aunque hay unas zonas de huertos que son más alejados.



**Figura 8.** Mapa de los parques y huertos municipales identificados en la ciudad de Terrassa. Fuente: Elaboración propia.

Utilizando las herramientas de QGIS se han calculado las superficies correspondientes con las unidades identificadas. La superficie sumada de cada uno de los tipos de suelo se presenta en *Tabla 1*.

Descripción	Superficie (m <sup>2</sup> )	Superficie (ha)	Área relativa (%)
Parque	1.162.659	116	1,7
Área residencial verde	266.483	27	0,4
Huerto urbano	323.513	32	0,5

**Tabla 1.** Superficies de los parques, áreas residenciales verdes y huertos municipales identificados en la ciudad de Terrassa, y la superficie relativa del municipio que representan. Fuente: Elaboración propia.

Estas superficies no corresponden exactamente con las estimaciones proporcionadas por la *Soler Serra et al., 2021*. Según los datos del SIGPAC los huertos tienen una superficie conjunta de unas 45 hectáreas, comparado con 32 hectáreas calculado en QGIS. Esto es debido a las diferencias entre los mapas mencionado previamente, donde la capa del SIGPAC no incluye todos los huertos identificados e incluyen unos que no se han podido identificar en las imágenes de satélite.

En cuanto los parques, el área conjunta de los parques y áreas residenciales verdes de 143 hectáreas es mucho menor que las 218 hectáreas incorporados en la red de regadío municipal, en cual se ha basado la elaboración del mapa de situación de los parques (*Apéndice 1*). Sin embargo, los parques identificados tienen alta correspondencia con las áreas incorporados en la red de regadío municipal en cuanto la zona urbana central. La diferencia es debido a la inclusión de unos parcelas en los límites de la ciudad que parecen bastante secos y despejados de vegetación, cuales están codificado como LOT 3 (*Apéndice 1*).

Además, se han incorporado muchas áreas de la zona residencial nueva que se encuentra al sur de la zona industrial (extremo sur del municipio), en la cual las viviendas han sido construidas influyendo en el paisaje boscoso. Aquí se han identificado unos parques y zonas verdes donde parece haber habido poca alteración del terreno original, por lo cual no se consideran parques urbanos y no se sabe en cuanto requieren regadío periódicamente. Los parcelas de esta zona también han sido codificado como LOT 3 y no han sido incluido en la situación de los parques de elaboración propia presentado en *Figura 5*. Sin embargo, hay que mencionar que si hay unos parques artificiales dentro de esta zona y además muchas de los parcelas residenciales son bastante verdes con vegetación entre las casas y pavimentos, lo cual si puede requerir un cierto regadío. Por dicha incertidumbre sobre la relación entre esta área y el regadío municipal y su situación relativamente alejada del resto de la zona urbana y los parques a consideración se ha elegido dejar estas zonas fuera del estudio, aunque tienen potencial para considerar innovaciones hidrológicas en el futuro.

#### **5.4. Demanda de agua para el regadío**

La *Soler Serra et al., 2021* proporciona una estimación de la demanda de agua anual para el regadío municipal de Terrassa a partir de datos del ayuntamiento. En 2020 la demanda total de la red de regadío era 0,25 hectómetros cúbicos. Este número presenta la demanda para toda la red de regadío considerado como mostrado en *Apéndice 1*, que como discutido previamente no corresponde exactamente con los parques propiamente identificados en este trabajo (*Apartado 5.3*). Si se aplica la dotación de agua por hectárea de 1.200 m<sup>3</sup>/ha/año estimada a partir de los datos del ayuntamiento a la superficie de parques identificado en este trabajo, esto proporcionaría una demanda anual de solamente 0,17 hm<sup>3</sup> para regar los parques. La diferencia de esta estimación respecto a la demanda real implicaría que en realidad la dotación de agua por hectárea es más alto. En efecto las superficies incluidas de la red de regadío municipal que se han dejado fuera de consideración, por observación visual parecen requerir ningún o un mínimo de riego. Por lo tanto se considera la demanda total aproximada de 0,25 hm<sup>3</sup> por año corresponde en su totalidad a las 143 ha de parques identificados. Esto correspondería con aproximadamente 1.750 m<sup>3</sup>/ha/año para los parques municipales identificados (*Tabla 2*). Por la falta de datos y fallas en correspondencia entre distintas observaciones y datos, la previa estimación va acompañada con cierta incertidumbre. Junto con la posible variación interanual cabe señalar que esta estimación es aproxima y que se deben contar con una disponibilidad de mayor volumen frente a situaciones extremas.

El consumo anual de agua para el regadío de parques no es constante y suele depender mucho de la pluviometría, siendo mayor en años con periodos largos de sequía y menor cuando la distribución anual de precipitaciones es más equilibrada. Lo mismo es cierto para el regadío de los huertos urbanos. La *Soler Serra et al., 2021*. considera para el uso agrícola en el municipio un consumo mínimo de 5.000 m<sup>3</sup>/ha/año y un consumo óptimo de 10.000 m<sup>3</sup>/ha/año. Considerando el consumo mínimo para investigar la viabilidad del proyecto en el escenario más reservado (escenario 1, *Tabla 2*), esto proporcionaría una demanda anual de 0,16 hm<sup>3</sup>/año. En un escenario de riego óptimo para cultivaciones agrícolas la demanda es 0,32 hm<sup>3</sup>/año (escenario 2, *Tabla 2*).

Uso	Superficie (ha)	Consumo medio estimado (m <sup>3</sup> /ha/año)	Demanda total (hm <sup>3</sup> /año)
Parques municipales	143	1.750	0,25
Huertos urbanos (1) (escenario mínimo)	32	5.000	0,16
Huertos urbanos (2) (escenario óptimo)	32	10.000	0,32

**Tabla 2:** Áreas de superficies con requerimiento de riego identificadas dentro de la zona urbana de Terrassa. Superficies estimadas siguiendo apartados 5.2 y 5.3. Consumo medio de agua estimado es calculado en base de tasas de consumo por área para huertos y consumo anual total para parques proporcionado por Soler Serra et al., 2021, y en función de las superficies estimados.

## 5.5. Parque de la República

En adición a los parques existentes el ayuntamiento de Terrassa ha comenzado la ejecución de un proyecto de construcción de un nuevo parque en el centro de Terrassa llamada el parque de la República. El parque contará con una superficie de en total 35.000 m<sup>2</sup>. Este espacio incluye facilidades deportivas y públicas, por lo cual no requería regadío para la totalidad de su superficie. También incluirá un pequeño espacio de 500 m<sup>2</sup> para huertos urbanos. *Figura 9* indica la situación del futuro parque, en el noreste de la ciudad con frontera con la riera de las Arenas a su lado este. Esta situación solapa justamente con la vía de una de las minas que transporten agua subterráneamente a Terrassa (*Santano Baena, 2022; Ayuntamiento de Terrassa, parque de la República*). En cuanto la demanda de agua total para el regadío no cambiará mucho dado la superficie pequeña que representa relativa al total de parques municipales (3,5 ha en comparación con 143 ha).

Sin embargo, la planificación del parque muestra una integración ejemplar de aspectos funcionales del espacio, la recogida del agua y su uso. De esta manera proporciona un buen ejemplo de cómo se puede implementar técnicas de bajo impacto para utilizar óptimamente el agua de lluvia complementado por agua de otras fuentes sostenibles. El plan cuenta con un sistema de recogida y riego entrelazado y conectado a un estanque de almacenamiento con un sistema de depuración incorporada, como mostrado esquemáticamente en *Figura 9*. Con recolectores de las superficies de los aceros, los techos de los edificios y el exceso del regadío de los campos deportivos, se recoge agua de casi la totalidad de la superficie del parque. Se prevé que con estas innovaciones se puede satisfacer 40% de la demanda anual del riego del parque, indicando que agua recogida localmente puede contribuir significativamente al abastecimiento de la demanda de usos de agua que no requieren la mayor calidad (*Ayuntamiento de Terrassa, parque de la República*). La conexión con el agua

de la mina que transcorre por debajo del parque además proporciona una fuente de agua local de calidad intermedia para complementar el abastecimiento así que no requiere el suministro de agua potable.



**Figura 9:** Localización del parque de la República dentro la ciudad de Terrassa (a) y el sistema de drenaje, riego y climatización proyectado para el parque (b). Fuente: Ayuntamiento de Terrassa.

## 6. Contexto climático

El régimen climático predominante en la zona de Terrassa es el clima mediterráneo como vigente en la gran mayoría de Cataluña. Según la división climática de Cataluña de meteocat (*Figura 10, meteocat*), específicamente se encuentra en la zona con determinado sub-clima mediterráneo preitoral central. Esta zona se caracteriza con una temperatura media anual de entre 11 y 15 grados Celsius y una amplitud térmica media anual, la diferencia en temperatura media mensual entre el mes más frío y más cálido, entre 15 y 18 grados.

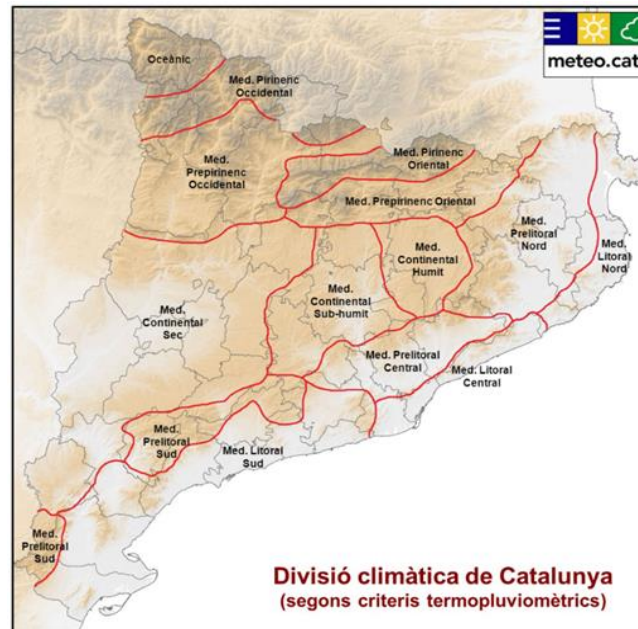


Figura 10: Divisió climàtica de Catalunya. Fuente: meteocat

### 6.1. Pluviometría y norma climática de Terrassa

*Santano Baena, 2022* ha presenta una contextualización de la pluviometría en Terrassa a partir de los datos obtenidos de la estación meteorológica de Terrassa, de cual la distribución media mensual de un periodo de 11 años recientes se muestra en *Figura 11*. Concluye que las épocas de verano e invierno son relativamente secas mientras que la primavera y otoño corresponden generalmente con periodos lluviosos, de cual el periodo húmedo del otoño suele ser de menor duración, pero mayor intensidad (*Santano Baena, 2022*).

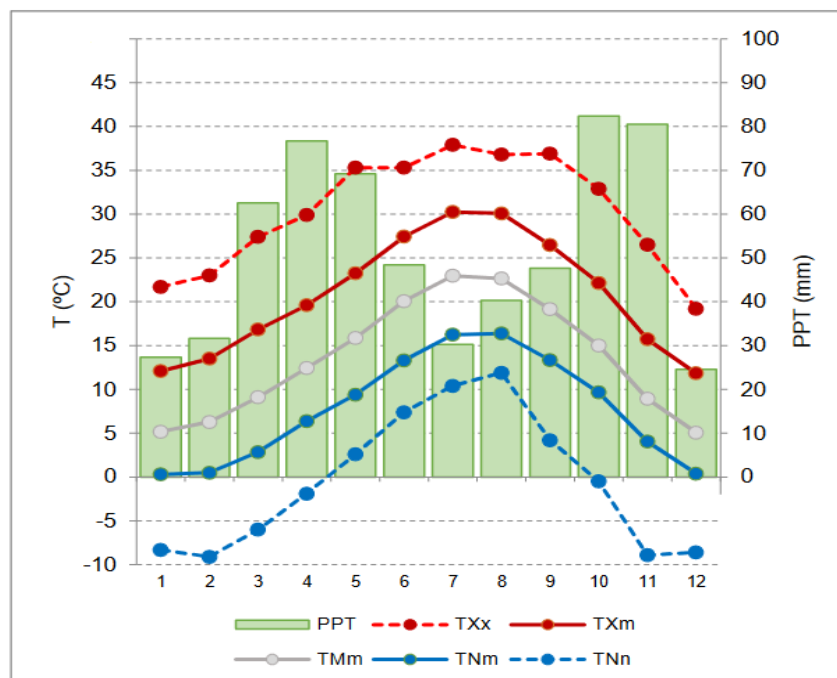


Figura 11: Distribución de la precipitación media mensual de los años hídricos del periodo 2010-2021 observado en la estación meteorológica de Terrassa. Fuente: Santano Baena, 2022.



Otra que la precipitación la estación meteorológica de Terrassa no proporciona una serie continua de datos de temperaturas medias y extremas, con cual se elabora una norma climática que representa gráficamente la situación de climática de una zona. La estación más cercana que dispone de una serie continua y reciente de ambos datos es la estación meteorológica de Vacarisses, su norma climática se muestra en *Figura 12* Además de encontrarse más cerca, la estación de Vacarisses se encuentra a una altitud similar que la estación de Terrassa (343 m y 313 m respectivamente). Por lo cual se espera que la norma climática a partir de datos de esta estación es bastante bien representativa para la situación climática reciente de Terrassa. Sin embargo, hay que tomar en cuenta que existen factores diferenciales para zonas urbanas como es generalmente un aumento ligero en la temperatura, por lo cual también son identificadas como ciertos “Urban Heat Islands” (*Chithra et al., 2015*).

Se observa que una temperatura media mensual gradualmente subiendo de 5 °C en enero y diciembre a un máximo de 23 °C en julio. La diferencia entre la temperatura mínima y máxima media mensual se mantiene bastante constante de alrededor de 12 °C de diferencia durante todo el año.



**Figura 12:** Norma climática de la estación meteorológica de Vacarisses, la estación más cerca y a una altitud parecida que tiene una norma climática registrada. TMm = temperatura media mensual. TXm = temperatura máxima media mensual. TNm = temperatura mínima media mensual. TXx = Temperatura máxima extrema. TNn = Temperatura mínima extrema. Fuente: meteocat.

## 6.2. Balance hídrico de humedad del suelo

Para saber las implicaciones que tiene la distribución de la precipitación para la ciudad y el municipio de Terrassa no solo basta conocer la pluviometría, pero también es importante saber que parte de esa lluvia se convierte en excedentes y escorrentía, y cuando haya un déficit hídrico por cual surgiría la necesidad de regadío de parques y cultivos. Para saber la escala de magnitud de los extremos de estas problemáticas que se puede esperar con un cierto tiempo de retorno es útil identificar un típico año seco y año húmedo dentro un cierto periodo de tiempo. También es importante saber cuándo podría haber recarga del acuífero por infiltración, la estimulación de lo cual es unos de los objetivos principales del trabajo. Se pretende ayudar a entender mejor dichos problemáticos en el contexto del municipio de

Terrassa mediante la elaboración de un balance hídrico para la zona de Terrassa de un periodo reciente de 11 años hídricos.

Para comparar la diferencia en eficiencia de retención de agua de lluvia que tiene un área abundante en vegetación respecto al área urbana y rural se han elaborado dos distintas series balances. Una que cuenta con la diversidad de terreno que se considera representativo para el término municipal de Terrassa (con excepción del parque natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac (*Apartado 5.1.*)), y la otra considera un área con macro vegetación representativo del tipo de suelo y tipo de vegetación que se encuentra en la zona de Terrassa según el mapa de ADT del AEMET (*Apéndice 2*). Esta comparación es útil para considerar el impacto que pueden tener alternativas en la estrategia del procesamiento de agua de lluvia que se basen en la retención de agua por vegetación.

### 6.2.1. Metodología

El balance se establece en función de unas series de datos de precipitación (P) y temperatura media mensual (Tm) como descrito por AEMET (*AEMET, Metodología Balance Hídrico 2*). El periodo analizado es de 11 años recientes, los años hidrológicos de 2009/2010 hasta 2019/2020, donde un año hidrológico empieza con el mes octubre y termina con el mes septiembre. Ya que para este periodo la estación meteorológica de Terrassa no dispone de datos de temperatura media mensual anterior al año 2019, se han obtenido los datos que faltan de la estación de Sabadell-Parc Agrarin (*Meteocat; Dades de l'estació automàtica Terrassa (YK)*). Se considera los valores de temperatura observados en esta estación muy representativo para la situación de Terrassa por su proximidad, similitud en altitud y latitud y la semejanza de la situación en una zona urbana similar.

Se obtiene la salida final del balance, la estimación de los excedentes y déficits generados cada mes, en función de la precipitación y la evapotranspiración (*AEMET; Montaner & Sánchez-Almohalla, 1988*). La evapotranspiración potencial (ETP) se estima en función de la temperatura media mensual siguiendo el método de Thornthwaite como mostrado en *Figura 13 (Montaner & Sánchez-Almohalla, 1988)*. Luego, el balance compara la ETP con el conjunto de la precipitación y la reserva de las plantas, cual representa la capa de agua que pueden retener las plantas alrededor de sus raíces. Si este conjunto no llega a la ETP la evapotranspiración real (ETR) es menor que la ETP y hay un déficit hídrico. Si la precipitación supera la ETP haya recarga de la reserva de las plantas hasta su capacidad máxima es alcanzado, a partir de cual se forman excedentes. Los excedentes son el conjunto de la infiltración (recarga del acuífero) y escorrentía superficial. Para su aplicación se han derivado los siguientes valores como explicado:

- *Número de horas de sol de la estación (N)*: La estación meteorológica de Terrassa se encuentra en la latitud norte de 41,6° (*Meteocat; XEMA*). Se obtiene la estimación del número máximo diario de horas de sol por mes (N), considerando los valores correspondientes con la latitud de 40° norte.
- *Reserva de las plantas (R)*: Según el mapa del *Agua Disponible Total para las plantas (ADT)* del AEMET, las raíces de la vegetación en el suelo que se encuentra en el área del municipio Terrassa cuenta con un ADT de alrededor de 150 mm estimada según suelo y vegetación. Este valor se usa para elaborar el balance hídrico para áreas con vegetación en el municipio. Para el balance representativo del término municipal se considera una reserva de las plantas de 25 mm para representar la variedad en tipos de suelos, de acuerdo con el *Metodología Balance Hídrico 2 (AEMET)*.

- Cálculo de la evaporación potencial mensual (ETP)
 
$$ETP = K \cdot \varepsilon \quad (\text{mm/mes})$$

$$K = \frac{N \cdot d}{12 \cdot 30} \quad (\text{día/mes})$$

$$N = \text{n}^\circ \text{ de horas de sol de la estación}$$

$$d = \text{días del mes}$$

$$\varepsilon = 16 \left( \frac{10t}{I} \right)^a \quad (\text{mm/día})$$

$$a = 675 \times 10^{-9} I^3 - 771 \times 10^{-7} I^2 + 1792 \times 10^{-5} I + 0,49239$$
- ÍNDICE DE CALOR MENSUAL(i)
 
$$i = \left( \frac{t}{5} \right)^{1,5}$$
- CÁLCULO DEL ÍNDICE DE CALOR ANUAL(I)
 
$$I = \sum_1^{12} i$$

**Figura 13:** Cálculo de la evaporación potencial mensual (ETP) según el método de Thornthwaite. Fuente: Elaboración propia a partir del método de Thornthwaite.

Un ejemplo del balance para el año hídrico 2019/2020 se muestra en *Tablas 3, 4 y 5*.

2020												
M	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Sept.	Oct.	Nov.	Dic.
Tm	8,0	11,4	10,8	13,6	18,7	20,0	24,5	24,5	19,9	14,7	12,4	8,0
N	9,7	10,6	12	13,3	14,4	15	14,7	13,7	12,5	11,2	10	9,4
a	1,58	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6
i	2,0	3,4	3,2	4,5	7,2	8,0	10,8	10,8	7,9	5,0	3,9	2,0
e	20,2	35,5	32,5	46,9	77,6	86,3	119,0	119,0	85,6	53,0	40,5	20,2
K	0,8	0,8	1,0	1,1	1,2	1,3	1,3	1,2	1,0	1,0	0,8	0,8
ETP	16,9	29,2	33,6	52,0	96,2	107,9	150,7	140,4	89,2	51,1	33,7	16,4

I(anual)	68,96	68,96	68,96	68,96	68,96	68,96	68,96	68,96	68,96	68,96	68,96	68,96
----------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------

**Tabla 3:** Cálculo ETP mensual del año 2020 utilizando el método de Thornthwaite (Figura 13). Fuente: elaboración propia.

Balance Hídrico TM Terrassa 2019/2020													
M	Octubre	Noviembre	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Total
P	146,0	27,0	108,4	155,2	0,2	52,7	174,0	113,2	75,0	22,4	50,4	46,6	971,1
ETP	66,4	25,4	23,5	16,9	29,2	33,6	52,0	96,2	107,9	150,7	140,4	89,2	831,3
ETR	66,4	25,4	23,5	16,9	25,2	33,6	52,0	96,2	100,0	22,4	50,4	46,6	558,5
R	25,0	25,0	25,0	25,0	0,0	19,1	25,0	25,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-
ΔR	25,0	0,0	0,0	0,0	-25,0	19,1	5,9	0,0	-25,0	0,0	0,0	0,0	-
Excedentes	54,6	1,6	84,9	138,3	0,0	0,0	116,1	17,0	0,0	0,0	0,0	0,0	412,6
Déficits	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	0,0	0,0	7,9	128,3	90,0	42,6	272,8

**Tabla 4:** Balance hídrico para el año 2019/2020 representativo para el terme municipal de Terrassa. Fuente: elaboración propia

Balance Hídrico suelo con vegetación 2019/2020													
M	Octubre	Noviembre	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Total
P	146,0	27,0	108,4	155,2	0,2	52,7	174,0	113,2	75,0	22,4	50,4	46,6	971,1
ETP	66,4	25,4	23,5	16,9	29,2	33,6	52,0	96,2	107,9	150,7	140,4	89,2	831,3
ETR	66,4	25,4	23,5	16,9	29,2	33,6	52,0	96,2	107,9	139,5	50,4	46,6	687,6
R	79,6	81,2	150,0	150,0	121,0	140,0	150,0	150,0	117,1	0,0	0,0	0,0	-
ΔR	79,6	1,6	68,8	0,0	-29,0	19,1	10,0	0,0	-32,9	-117,1	0,0	0,0	-
Excedentes	0,0	0,0	16,1	138,3	0,0	0,0	112,0	17,0	0,0	0,0	0,0	0,0	283,5
Déficits	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,1	90,0	42,6	143,7

**Tabla 5:** Balance hídrico para el año 2019/2020 de un suelo con vegetación en el municipio de Terrassa. Fuente: elaboración propia.

## 6.2.2. Discusión del balance hídricos de Terrassa

Tabla 6 muestra los resultados de los excedentes y déficits hídricos total de cada año en los dos escenarios.

Año Hídrico	P Tot (mm)	ETP (mm)	ETR TM (mm)	ETR VEG (mm)	Ex. TM (mm)	Ex. VEG (mm)	Déficit TM (mm)	Déficit VEG (mm)
2009/2010	726	776	508	636	221	137	268	140
2010/2011	797	769	518	645	281	154	251	124
2011/2012	642	812	449	574	193	68	363	238
2012/2013	641	767	418	550	140	91	348	217
2013/2014	667	788	505	595	137	0	283	193
2014/2015	439	839	348	498	116	14	491	341
2015/2016	407	811	318	407	89	0	492	404
2016/2017	534	829	374	499	160	35	455	330
2017/2018	753	810	553	678	200	75	257	132
2018/2019	657	807	400	525	257	132	407	282
2019/2020	971	831	559	688	413	283	273	144

**Tabla 6:** Resultados de los distintos parámetros del balance hídrico de Terrassa de los años hídricos del periodo 2009-2020, en valores anuales. Los parámetros son: precipitación total (P tot), evapotranspiración potencial (ETP), evapotranspiración real estimado para el terreno del término municipal de Terrassa (ETR TM) y para un terreno cubierto por vegetación (ETR VEG), excedentes hídricos generados en los mismos terrenos considerados (Ex. TM y Ex. VEG respectivamente), déficits hídricos generados en los terrenos considerados (Déficit TM y Déficit VEG respectivamente). Fuente: elaboración propia.

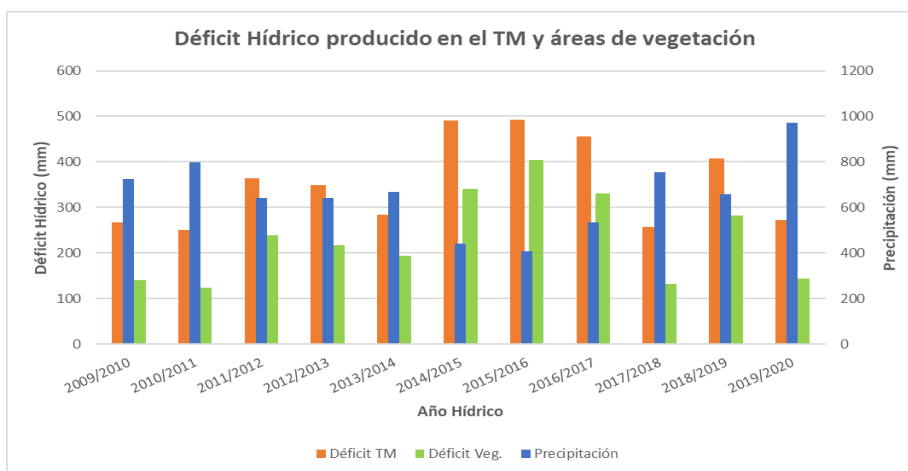
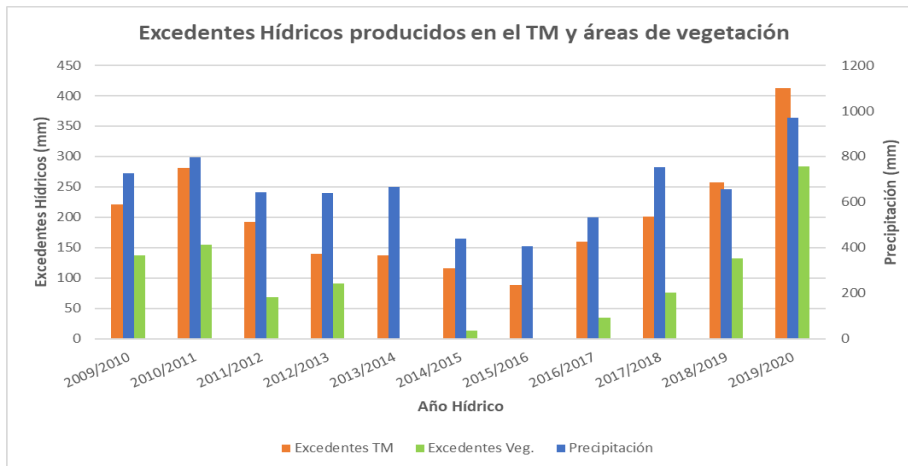
Se puede derivar de estas cifras la identificación del año 2015/2016 como típico año seco y del año 2019/2020 como año típico húmedo dentro de un periodo de 11 años, por cual se puede considerar que sus características extremas tienen un periodo de retorno de alrededor de 11 años. El primer año mencionado cuenta con la menor cantidad de precipitación, ETR y excedentes en ambos escenarios y el mayor déficit en ambos escenarios por lo cual es sin discutir el año más seco. Por otro lado, el año 2019/2020 similarmente cuenta con la mayor P, ETR y excedentes en ambos escenarios de toda la serie de años, y el déficit es entre los más bajos.

En general se observa una gran diferencia entre la cantidad de excedentes y déficits generado en los dos escenarios, lo que se muestra esquemáticamente en la *Figura 14*, en ambos casos siendo mayor en el escenario que representa el término municipal de Terrassa. Esta diferencia es significativa en ambos parámetros, pero más notable en los excedentes generados. Nota que el valor de la reserva de las plantas usado de 25 mm es una generalización para todo el municipio. En la zona urbana este valor sería mucho más bajo en realidad, considerando que en superficies impermeable no existe ninguna reserva de las plantas. También se ha

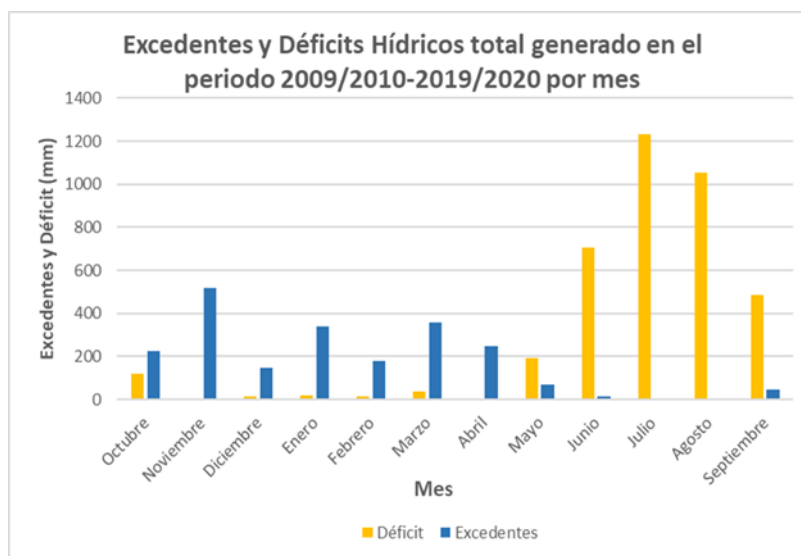
relacionada la ETP en las zonas urbanas de ser menor por la escasez de transpiración, la limitada capacidad de retención de agua que tienen las superficies impermeables y el drenaje rápido de la escorrentía generada que típicamente llega a ser hasta 80% de la precipitación caída inicialmente (*Starke et al., 2010*). Los excedentes generados, cuales presentan el conjunto de escorrentía e infiltración hacia el acuífero por lo tanto serían aún mayores en la realidad en la zona urbana. Esto no quiere decir, sin embargo, que en las sin vegetación donde se produce más excedentes haya también mayor recarga del acuífero. En las superficies impermeables de la zona urbana los excedentes se producen prácticamente todo como escorrentía superficial potencialmente de forma problemático. Al contrario, en zonas de vegetación mucha agua es retenido superficialmente por raíces y obstáculos y posteriormente puede infiltrar. En las áreas de pastoreo y cultivos si puede haber infiltración significativa, por lo cual estas áreas pueden jugar un papel importante en la recarga del acuífero en el municipio.

En todo caso la distribución observada en las figuras muestra una fluctuación de múltiples años más secos siguiendo un periodo de años más húmedos y visa versa, correspondiente con periodos de mayor déficit y menor cantidad de excedentes generado. Se debe tomar esto en cuenta por ejemplo en la consideración de la variabilidad de la demanda del regadío, indicando la necesidad de contar con suficiente reserva en la suministración para poder compensar para un periodo largo de múltiples años enseguida con un déficit hídrico e inducida demanda superior al promedio. También tiene implicaciones importantes para cantidad de agua extraíble de los acuíferos. La escasa de infiltración y recarga del acuífero durante múltiples años induce una bajada del nivel piezométrico que limita la cantidad que se puede explotar, mientras que en épocas con abundante recarga se puede explotar más agua.

Este principio también tiene una gran fluctuación mensual cual es muy importante considerar. La *Figura 15*. muestra la distribución de déficits y excedentes hídricos mensuales de todo el periodo analizado. Se observa claramente la tendencia típicamente mediterránea con la inconveniente relación de que los meses con mayor déficit hídrico y mayor necesidad de regadío corresponden con los meses con menor precipitación, pero también con la menor recarga del acuífero y menor posibilidad a explotación de ello. Además, el periodo lluvioso previo, específicamente marzo y abril, no generan tanto recarga que se esperaría en comparación con los meses invernales en base del régimen pluvial (*Figura 11*) porque la evapotranspiración potencial es mayor durante estos meses. Todo esto implica que, si se quiere captar más agua del acuífero en el futuro de forma sostenible, se requiere una buena gestión de la explotación aplicando conocimiento y previsión de las fluctuaciones de la recarga y déficits para poder captar y almacenar más agua en los momentos de disponibilidad abundante, mientras que en meses y épocas de caiga del nivel piezométrico se puede reducir la explotación y posiblemente favorecer la recarga.



**Figura 14:** Proyección de la precipitación anual y la estimación de los excedentes y déficits hídricos generados en los años hídricos (oct.- sept.) del periodo 2009-2020, en dos escenarios. El primer escenario corresponde al estimado terreno del terme municipal de Terrassa (TM), el segundo escenario a un terreno cubierto por vegetación (Veg.). Fuente: elaboración propia.



**Figura 15:** Proyección de los excedentes y déficits medios mensuales generados en el periodo de los años hídricos 2009/2010-2019/2020 en el municipio de Terrassa. Fuente: elaboración propia.

## 7. Estrategias para optimizar el uso de aguas de lluvia

Como apuntado en el apartado anterior, el procesamiento de la tendencia fluctuosa del régimen hídrico se ve influenciado por la alteración del suelo, específicamente la impermeabilización en zonas urbanas, lo cual ha sido relacionado con la amplificación de distintos problemáticos. Ya se discutió como aumenta la generación de excedentes en zonas urbanas principalmente en forma de escorrentía superficial. Un objetivo principal de este trabajo es discutir y proponer como se puede procesar estos excedentes en un contexto urbano de forma que se los captan o dejan a infiltrar. Al mismo tiempo que se reducen el riesgo de inundaciones e impactos negativos de escorrentía, esto puede estimular a la obtención de recursos hídricos sostenibles de forma directa o indirecta con la captación y recarga del acuífero respectivamente. Para realizar este objetivo, primero es importante entender específicamente los distintos impactos que tienen las superficies impermeables y la estructura urbana para el procesamiento y la calidad del agua y para el entorno, lo cual se discutirá enseguida. Posteriormente se presentará técnicas conocidas y su aplicabilidad en el contexto de Terrassa para obtener dicho objetivo.

### 7.1. Impactos de la impermeabilización de la zona urbana

La impermeabilización del suelo en zonas urbanas induce distintos impactos hidrológicos significativos, alterando los procesos del ciclo hidrológico natural y agravando varias problemáticas relacionados potencialmente dañosos (*Chithra et al., 2015; Du et al., 2015*). En el caso de Terrassa, la planificación y construcción de la ciudad ha dado un alto grado de impermeabilización a gran parte de la ciudad, cubriendo muchos de los espacios no cubiertos por edificios principalmente con superficies de concreto y asfalto. Estas superficies impiden la infiltración del agua hacia el suelo y la recarga del acuífero.

El principal problemático que presenta es la estimulación de la formación de encharcamientos e inundaciones durante lluvias torrenciales. Junto con el por cambio climático inducido aumento en frecuencia e intensidad de eventos de precipitación extremos, se espera que la frecuencia y magnitud de inundaciones aumentará cada vez más en el futuro. Esto implicará que cada uno de los siguientes impactos relacionados con las inundaciones en zonas urbanas se puede ver aumentado en el futuro (*Chithra et al., 2015*):

- Daños físicos y pérdidas proporcionado por el impacto de la escorrentía y encharcamientos
- Transporte de basura y erosión de suelo
- El transporte de contaminantes urbanos. La escorrentía superficial tiene un alto potencial para arrastrar y movilizar sedimentos y contaminantes urbanos y ha sido relacionado abundantemente con contaminación de distintos contaminantes urbanos como metales pesados
- La canalización y conducción del agua de lluvia hacia el drenaje público, lo cual dificulta la depuración del agua de esa red de drenaje por su contaminación elevada

Un segundo problemático relacionado con la impermeabilización del suelo es la disminución dramática de la infiltración de agua hacia el acuífero en las zonas urbanas. Esto genera una alteración del ciclo hidrológico y altera las proporciones de volúmenes almacenados en sus distintos componentes. La infiltración de agua de lluvia es la fuente más importante para la recarga de los acuíferos que se encuentran en el municipio de Terrassa. Por su disminución el agua en el acuífero no llega al mismo nivel y subsecuentemente baja el nivel de flujo base en otros cuerpos de agua conectados (*Chithra et al., 2015*). El acuífero se recarga más lento posteriormente a bajadas del nivel piezométrico por extracciones o periodos de sequía y es

más vulnerable a sobreexplotación. Si se quiere utilizar las aguas del acuífero como una alternativa para el abastecimiento de forma sostenible en el futuro, se debe contemplar la estimulación de la infiltración y recarga del acuífero. De esta manera se contribuye un poco a la recuperación del ciclo hidrológico natural y habrá más agua en el acuífero disponible para explotar.

## 7.2. Alternativas para la regulación de agua de lluvia

Una buena gestión integral del drenaje urbana con los procesos de drenaje natural puede al mismo tiempo disminuir los riesgos presentados por inundaciones y estimular la infiltración y recarga del acuífero. Con el aumento de infiltración automáticamente disminuye la cantidad de escorrentía generada y dirigida hacia la red de drenaje urbana. Alternativamente, se puede captar el agua directamente de superficies urbanas y suministrarla a distintos usos de bajo requerimiento de calidad. En zonas urbanas se suele aplicar este tipo de gestión con medidas conocidas como técnica de bajo impactos (LID técnicas por su término en inglés Low Impact Development techniques). Estas técnicas son definidas como una opción ecológica para ayudar la restauración del ciclo hidrológico en zonas urbanas y mitigar problemas existentes (*Lizárraga-Mendiola et al., 2018*). Estas incluyen todas las técnicas aplicables encima, alrededor o por debajo de edificios, pavimentos y otras superficies urbanas como aparcamientos, cuales estimulan la captación, regulación de escorrentía e infiltración de agua de lluvia y su depuración. Simulaciones de la aplicación de LID técnicas en un contexto urbano indican un potencial para reducir la escorrentía generado de un orden de más que 10% y una duplicación de la tasa de infiltración y almacenamiento (*Park et al., 2013*). Enseguida se discutirá el funcionamiento de las LID técnicas más importantes y como podría ayudar a una gestión sostenible en el caso de Terrassa.

### 7.2.1. Recolectores de techos

Una técnica muy básica y directa para captar el agua de lluvia y almacenarla para un posterior uso es su recolección de techos. Se trate de dirigir el agua que cae encima del techo a un recolector como un típico barril de lluvia en lugar de su aportación al alcantarillado o su escorrentía al aire libre. Para asegurar que el recolector no se llena y tapa con sólidos que se han acumulado en el techo y van transportado con la primera lluvia, se puede considerar implementar un filtro para los sólidos.

La cantidad de agua que se puede interceptar de esta manera depende del material del techo, su pendiente y la evaporación. El coeficiente de escurrimiento ( $k$ ) de superficies de hormigón o concreto en general se considera de 0,9 (*Lizárraga-Mendiola et al., 2018*), significando que 90% del agua caída forma escorrentía y por lo cual podría ser captado flujo abajo. Cabe mencionar que esto es una generalización y que en verdad puede variar con la tasa de evaporación y el pendiente de la superficie. La estimación de *Pluvia Terra* define un coeficiente de escurrimiento entre 0,7 y 0,95 para techos. Además, el coeficiente de escorrentía excluye las pérdidas por porosidad en el techo y evaporación, cual puede llegar a ser significativa especialmente cuando la superficie se haya calentado por insolación previa (*Lizárraga-Mendiola et al., 2018*). Por lo tanto, en las estimaciones del potencial captado de los techos se incorporan unos factores de pérdidas correspondiente a distintas condiciones climáticas. Considerando la precipitación media anual de 553 mm en Terrassa (*Santano Baena, 2022*), se han estimado los volúmenes de agua por unidad de superficie que se podría captar en techos como presentado en la *Tabla 7*.

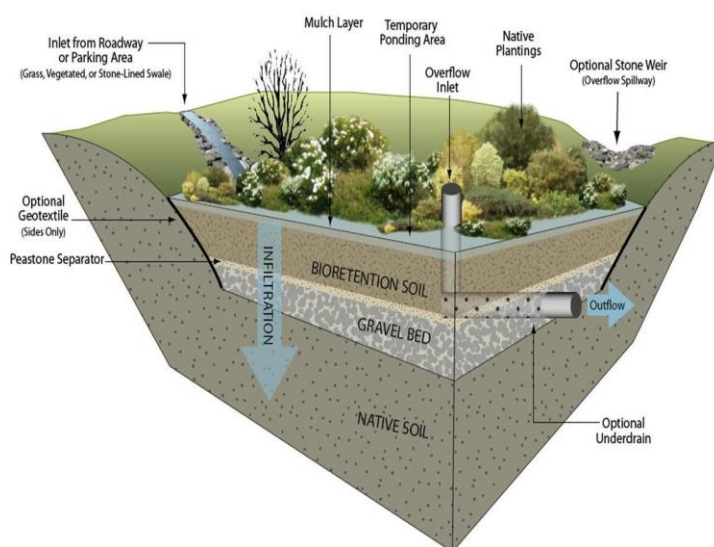


Agua captable en techos				
Material	k	P anual (mm)	V/A (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> )	V/A (l/m <sup>2</sup> )
Hormigón	0,9	553	0,498	498
Concreto	0,9	553	0,498	498
Techo mín.	0,7	553	0,387	387
Techo máx.	0,95	553	0,525	525

**Tabla 7:** Tasas de volumen de aguas por unidad área (V/A) captable en superficies de techos de distintos materiales en Terrassa. Estimación en función del coeficiente de escorrentía (k) (Lizzáraga-Mendiola et al., 2018) y precipitación anual (P anual). Fuente: elaboración propia.

## 7.2.2. Células de Bio-retención

Una célula de bio-retención es una depresión en el terreno relleno con material granular y otras medias y capas geo-ingeniería, y cubierto con vegetación, diseñado para estimular la infiltración y mitigar el problema de la generación y transporte de escorrentía (Muerdter et al., 2016). La célula es una cierta fracción de un área superior de principalmente superficie impermeable, en cual el agua de escorrentía generado es dirigida hacia la célula. Usualmente la célula presenta entre 5 y 25 % de la superficie de cual recibe agua. Se dirige el agua de las superficies impermeables hacia las células tras tuberías, "swales", desnivel del terreno o una apertura en los bordillos. Una representación esquemática de la célula es mostrada en la Figura 16.



**Figura 16:** Representación esquemática de una célula de bio-retención. Fuente: Geosyntec Consultants

La media es seleccionada para estimular máximamente la tasa de infiltración hacia el suelo a cuál es sobrepuesto. Aun así, durante temporales torrenciales la célula puede no alcanzar a dejar infiltrar suficientemente rápido el agua para procesar todo la que recibe. Para procesar el agua sobrante se puede implementar tuberías de drenaje con una entrada por encima de la superficie para transportarla subsuperficialmente a otro lugar donde puede infiltrar o puede ser almacenado o directamente suministrado para un uso alternativo. Alternativamente y dependiente del objetivo primario asignado se puede optar para transportar el agua en primera estancia a partir de tuberías en la parte inferior de la célula, opcionalmente apoyado por el dirigir del agua con geotextiles. Ejemplos de destinos donde su implementación tiene alta eficiencia son aparcamientos, plazas, al lado de carreteras y en jardines.

En función de las características de la célula puede retener hasta entre 20 y 80 mm de escorrentía generado en superficies impermeables durante una tormenta. *He & Davis, 2011* presenta un estudio de modelación del rendimiento y respuesta hidrológica de células de bio-retención. Los resultados proporcionados en cuanto la capacidad de retención máxima depende del medio escogido y la ratio entre área de drenaje y área de la célula. Por ejemplo, la célula convencional en este estudio con un área ratio de 4 mostró poder retener el total de escorrentía generado en una precipitación de 90 mm con distribución gaussiana. Se estima que en general puede infiltrar hasta 90% de la precipitación anual caída en la superficie representante, aunque esto altamente depende de la distribución pluviométrica (*Water resource center, Southwestern Pennsylvanian Commission*).

En cuanto el rendimiento de agua captada en el drenaje subterránea, depende de la cantidad absoluta de entrada de agua a la célula ya que volúmenes pequeños son retenidos en su totalidad en el suelo. *He & Davis, 2011* muestra que para laminas inferior a 10 cm en la célula, no se produce flujo en el drenaje. Para precipitaciones mayores se puede captar hasta entre 15 y 20% del agua entrada a través del drenaje subterránea.

Según las estimaciones del balance hídrico (*Apartado 6.2.2., Tabla 6*), actualmente entre 20 y 45% de toda la precipitación anual se convierte en excedentes principalmente en forma de escorrentía. El demás de la precipitación constituye la evapotranspiración, cual como discutido en *Apartado 6.2.2.* es dominado por la evaporación en la zona urbana. Aunque se tendrá que realizar más investigación para poder hacer una estimación precisa, esto sugiere que solo un porcentaje pequeño de la precipitación caída en la zona urbana actualmente llega a infiltrar en el subsuelo, y muestra el contraste con el potencial de infiltración presentado por las células de bio-retención. Por lo tanto, mitiga también significativamente los problemas relacionado con inundaciones urbanas. En efecto, una célula adecuadamente diseñada ha sido mostrado de llegar a proporcionar la misma tasa de retención que el suelo originario arbolado, aunque no recupera exactamente el régimen hidrológica original (*Olszewski & Davis, 2013*).

Al mismo tiempo, tiene una función depuradora para el agua de escorrentía, disminuyendo el transporte de contaminantes y atrapándolos en el media (*Storey et al., 2015*). El transporte de contaminantes es unos de los problemas señaladas que tienen relación con la impermeabilización de la superficie (*Apartado 7.1*). Han sido demostrado de retener hasta más que 95% de los metales pesados, 65% del fósforo y entre 15 y 75% de los nitratos transportado en escorrentía torrencial (*Water resource center, Southwestern Pennsylvanian Commission (2022)*).

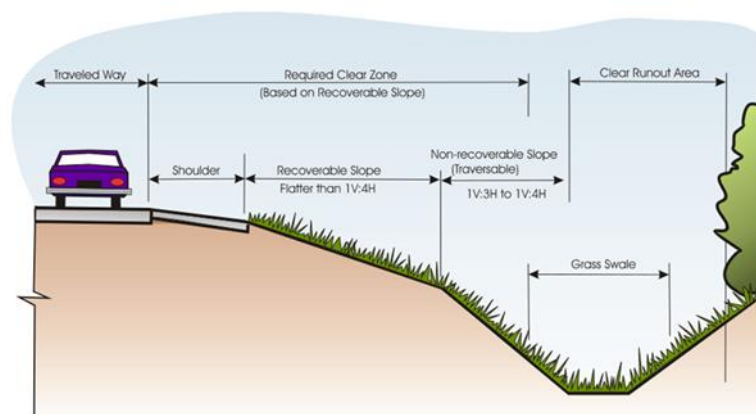
Por lo previamente explicado queda claro que si bien aplicado es una técnica muy eficiente en múltiples aspectos, cumpliendo con todos los objetivos establecidos. La cuestión es donde se puede aplicar esta técnica en Terrassa, ya que cuenta con específicos requerimientos espaciales, y la ciudad tiene una estructura establecida que, dependiente del área, en muchas zonas da poco espacio para implementarlas. Para resolver este problema se puede pensar en la construcción de estrechas franjas a lo largo de calles y otros espacios limitados, como ya existe en distintos lugares de la ciudad, y convertirlas en células de bio-retención longitudinales. Dichas franjas verdes ya existen por ejemplo a lo largo de partes del Passeig del Vint-i-dos de Juliol y la Avenida de Béjar. Solo trataría de bajar la cota, ajustar el media como explicado previamente e implementar una vía de tránsito a la célula, por ejemplo tras una apertura en el bordillo. Idealmente las plazas y aparcamientos reciben unas células centrales o a sus bordes, rotondas son ideales para convertir en una célula de bio-retención.

El subsuelo que se encuentra por debajo de la ciudad es favorable para la infiltración a partir de una célula por su permeabilidad, profundidad hasta el primer nivel impermeable o poco permeable, y la profundidad del nivel piezométrico (*Apartado 4.1; Soler Serra et al., 2021; Storey et al., 2015*). Dicha infiltración requiere la conexión de la media de relleno con el

subsuelo nativo. Por lo tanto, se tiene que asegurar que cuando se hacen la excavación, se llegan por debajo de todo el material antropógeno que se encuentra por debajo de la superficie.

### 7.2.3. Conductores vegetados

Preferiblemente, el conducto de agua hacia una célula de bio-retención o cualquier destino de drenaje sea por un canal verde o *swale*. Esto es una depresión longitudinal con vegetación, típicamente césped. Se construye por ejemplo paralelo a calles para drenar el agua caída en ella mientras que estimula infiltración y retiene contaminantes y sólidos, identificando su función como bio-filtro (Storey et al., 2015). Por lo tanto, un *swale* en práctica ya funcione como una célula de bio-retención, con la diferencia que drena escorrentía significativa hacia otro lugar en vez de almacenarlo de forma de encharcamiento. Una presentación esquemática de la transección de un simple *swale* de césped con dimensiones exageradas al lado de una carretera es mostrada en la *Figura 17* Mayor depuración del escorrentía y tasa de infiltración proporcionan *swales* con una alta longitud de trayecto, alta densidad de vegetación y bajo pendiente, relacionando con una velocidad de flujo bajo y tiempo de residencia alta (Storey et al., 2015).



**Figura 17:** Representación esquemática de un *swale* de césped. Fuente: Storey et al., 2015

Existen variaciones del *swale* convencional como el “*dry swale*” (*Figura 18*) en cual el base consiste de un medio artificial diseñado para la infiltración y opcionalmente una tubería de drenaje perforada, similar a las células de bio-retención (*Apartado 7.2.2.*).

Otra variación es la implementación de barreras pequeñas a lo largo del canal y perpendicular a la dirección de drenaje *Figura 19* Estas barreras regulan la velocidad de flujo y generan la formación de charcos, por lo cual han sido mostrado de aumentar la eficiencia de depuración y filtración tanto como la tasa de infiltración (Storey et al., 2015).

Como previamente mencionado el subsuelo de por debajo de la ciudad es adecuado para favorecer la infiltración, haciéndolo una buena alternativa no solo para retener y depurar el agua de escorrentía, pero también para estimular la recarga del acuífero. El principal problema para su aplicación en Terrassa es que en muchas áreas simplemente no hay suficiente espacio para implementarlo, limitando su uso a áreas específicos. En áreas con espacio interminodiamente limitado se puede contemplar la aplicación de *swales* más estrecha que usualmente aplicado, pero estos correspondían a un área de drenaje menor y quizás no son suficiente para drenar caudales máximos de escorrentía generados. Además, una función efectiva de un *swale* tiene requerimientos de pendiente particulares. Aunque distintos estudios

proponen valores contradictorios de pendientes óptimos, el criterio generalmente aceptado proporciona un pendiente de entre 2 y 4% (Storey et al., 2015). Aunque se puede ligeramente ajustar el terreno para obtener el pendiente deseado, esto descarta su uso en transecto largo al lado de carreteras de cota constante o de pendiente superior al valor mencionado.

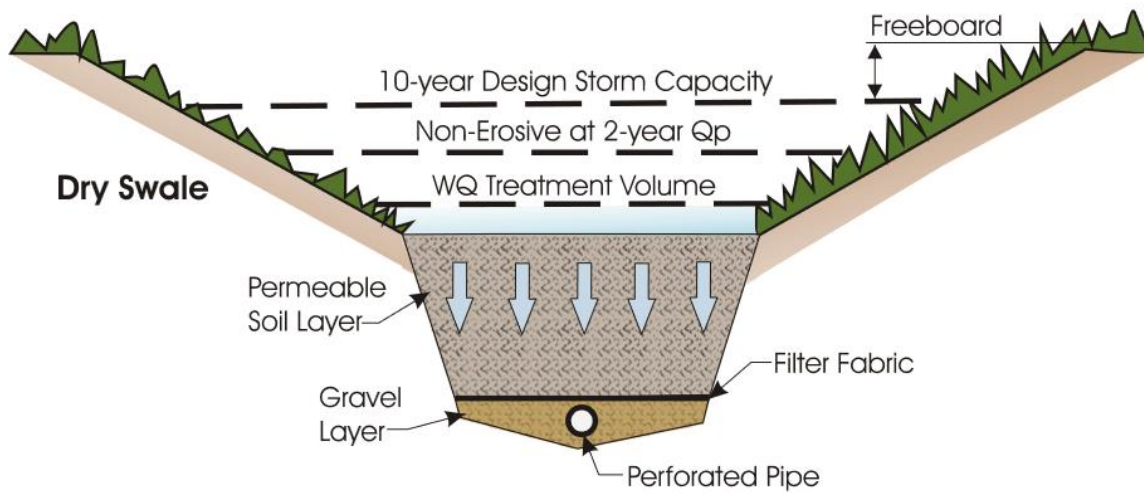


Figura 18: Representación esquemática de un "dry swale". Fuente: Storey et al., 2015

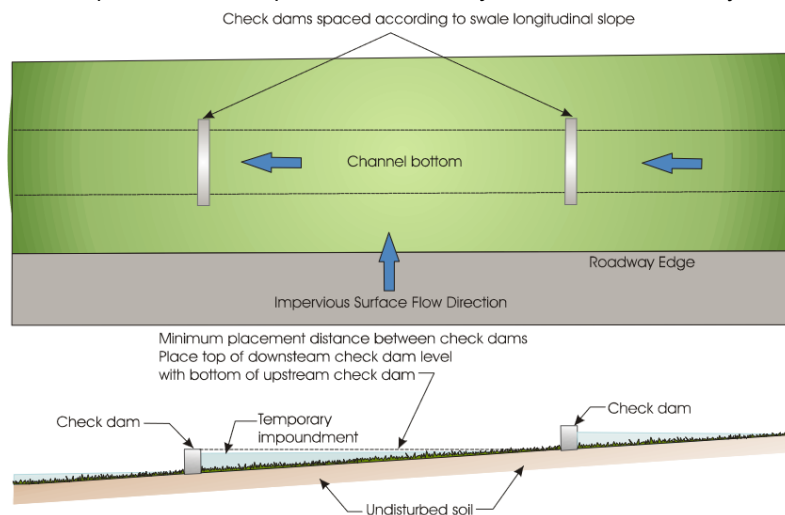
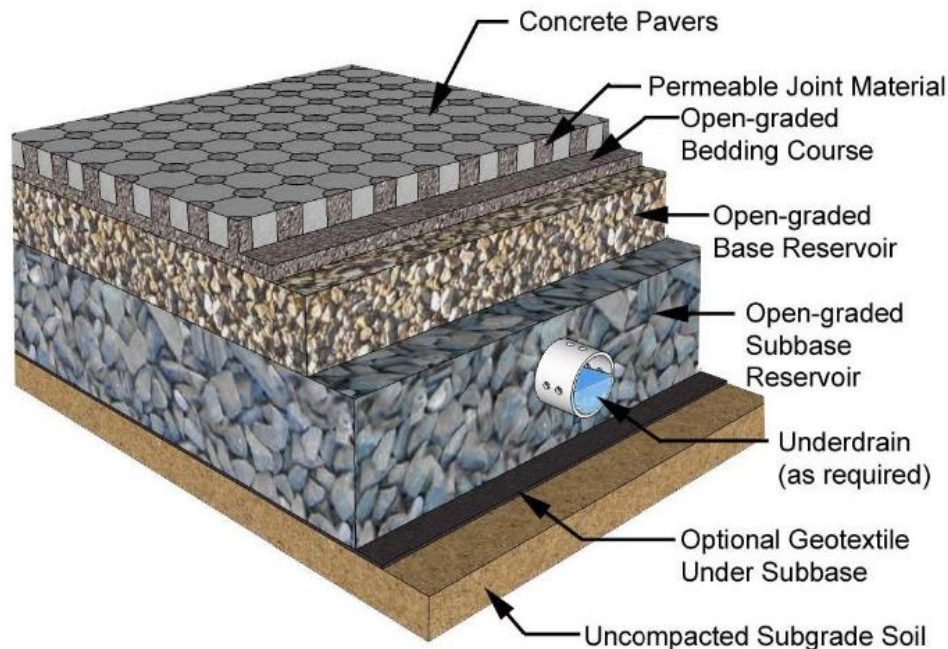


Figura 19: Representación esquemática de un "wet swale", caracterizado por sus barreras perpendicular al flujo. Fuente: Storey et al., 2015

#### 7.2.4. Pavimento permeable

Pavimento o concreto permeable es una alternativa para pavimento convencional que consiste de una media a través cual agua puede infiltrar hacia el subsuelo, en contraste con la superficie impermeable que sustituye. Agua infiltra tras distintas capas permeables que proporcionan una variedad de tiempos de residencia y capacidad de filtrar, resultando en la retención de contaminantes (Scholz & Grabowiecki, 2006). Opcionalmente se puede incorporar una capa de geotextiles filtrantes para impedir el transporte de arena y partículas hacia el subsuelo, y tuberías perforadas para drenaje subterránea. Este drenaje puede ser combinado con un sistema de filtración y bombeo para dirigir el agua directamente hacia una destinación para un uso no potable, como el regadío municipal.

Hay numerosos diseños de pavimento permeable, la elección de cual depende entre otros del uso, la magnitud de presiones que debe aguantar, costes y disponibilidad de material y las preferencias arquitecturas y visuales. *Figura 20* representa esquemáticamente un ejemplo de un pavimento permeable.



**Figura 20:** Representación esquemática de un multicapa pavimento permeable. Fuente: Freeborn et al., 2012.

En general se distinguen entre pavimento permeable y pavimento poroso (*Scholz & Gabrowiecki, 2006*). Pavimento permeable es caracterizado por bloques, guijarros u otras unidades interconectado por espacios o medios permeables como mostrado en la *Figura 20*, y suele ser aplicado en aceras, aparcamientos o cualquier superficie no usado para transporte de velocidad alta y media. Un pavimento poroso constituye de todos los elementos similares al pavimento permeable (*Figura 20*), con la diferencia de que la capa superficial consiste homogéneamente de una matriz de material particular con una porosidad interconectada, proporcionando una capa permeable. De este tipo de pavimento existe asfalto y concreto poroso, desarrollado con la sustitución de elementos o cambio de las proporciones en la composición para crear una porosidad interconectada que da lugar a infiltración. Hay muchas distintas alteraciones, por ejemplo, con el uso de productos residuales como jal (*Lizárraga-Mendiola et al., 2017*).

Ambos tipos de pavimento han sido mostrado de poder proporcionar una tasa de infiltración considerable de entre 12 y 80 mm por hora (*Freeborn et al., 2012*), con una tasa inicial muy elevada. *Lizárraga-Mendiola et al., 2018* diseño un pavimento con una capacidad de infiltración de 118,49 L/min/m<sup>2</sup>, mientras que se ha desarrollado concreto poroso con una permeabilidad de hasta 1 mm/s. *Cao et al., 1998* presenta una directiva para determinar la infiltración y capacidad de almacenamiento de un base permeable relativa al tiempo de retención y saturación correspondiente a sus características.

La capacidad de retención de pavimentos permeable genera mucho menos escorrentía, de prácticamente ninguna durante precipitaciones interminodias a una reducción del flujo máximo de hasta 42% (*Scholz & Grabowiecki, 2006; Freeborn et al., 2012*). No solo disminuye el volumen de escorrentía, pero también frena la escorrentía por su estructura más compleja. De esta forma reduce la erosión del substrato, apoyado por menores tasa de “splash” erosión

(Lizárraga-Mendiola et al., 2017). Además, ha sido mostrado de filtrar aparte de material particular también otros contaminantes del agua como nutrientes, hidrocarburos y metales pesados (Freeborn et al., 2012). Ventajas secundarias son que según el diseño del pavimento puede proporcionar buenas propiedades acústicas y de absorción de calor (Lizárraga-Mendiola et al., 2017).

Su aplicación en Terrassa es muy factible, ya que se puede aplicarlo para sustituir cualquier superficie urbana impermeable. Idealmente se podría implementar por ejemplo carreteras de asfalto permeable adyacente a aceras de pavimento permeable. Otras aplicaciones potenciales son plazas, aparcamientos, salidas y entradas residenciales o comerciales, cruces de camino, vías de bicicletas, taludes e infraestructuras de control de erosión (Scholz & Gabrowiecki, 2006). También se puede dirigir escorrentía de otras áreas impermeables al pavimento permeable para dejarla infiltrar en ello. La ratio de superficie de pavimento permeable y correspondiente área de cual recibe agua puede llegar hasta 2:1, dependiente de la tasa de infiltración, capacidad de almacenamiento y drenaje subterránea y los volúmenes torrenciales máximos considerados para retener (Freeborn et al., 2012).

El potencial para captar agua a través estas estructuras depende de una multitud de factores. El diseño del pavimento y la conexión con el subsuelo influyen en la tasa de infiltración, cual junto con entre otros la distribución de precipitación y factores fisiológicos determina que porcentaje de la precipitación inicial infiltra tras el medio. A partir de ahí el sistema de drenaje utilizado tiene un gran impacto para la eficiencia de la captación. Sistemas que usan una capa de geotextil impermeable que no da lugar a exfiltración al subsuelo, pero únicamente a exfiltración tras los tubos de drenaje generan más agua drenado, pero han mostrado aumentar la velocidad de saturación del medio, limitando la tasa de infiltración (Drake et al., 2013). Esta complejidad de funcionamiento ha proporcionado una diversidad de estudios de cuantificación del funcionamiento hidrológico de pavimentos permeables con resultados muy variables. Entre los estudios evaluados por Drake et al., 2013 se derivan las siguientes eficiencias de drenaje:

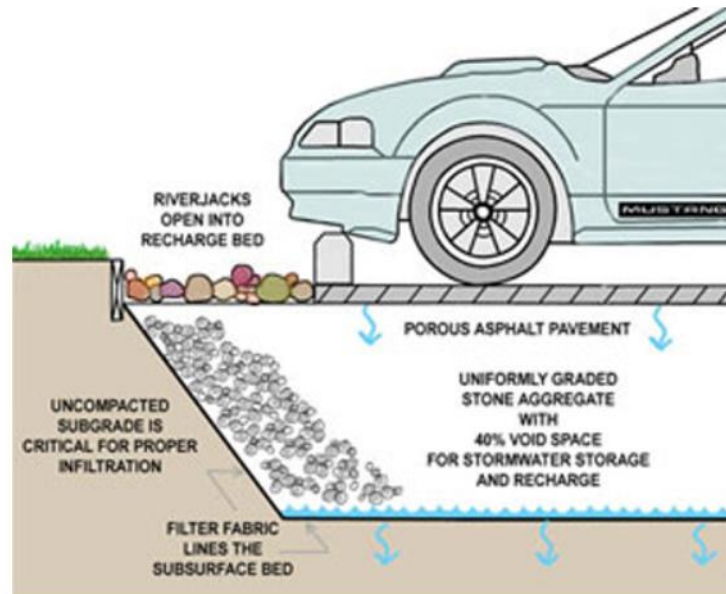
- Drenaje con una capa de geotextil impermeable: 50-75% del volumen de precipitación captado en el drenaje de tubos subterráneos.
- Drenaje sin capa impermeable, en conexión con el subsuelo: 35-72% del volumen de la escorrentía superficial captado en el drenaje de tubos subterráneos. En función del coeficiente de escurrimiento considerado (generalmente entre 0,7 y 0,95) proporciona un amplio rango de eficiencias de captación por drenaje relativa a la precipitación total.

#### **7.2.5. Instalaciones de retención subterráneas**

Una técnica fuertemente relacionada con el pavimento permeable es una instalación de retención subterránea. Se trata de la implementación de una media artificial muy poroso y permeable por debajo de la superficie y encima del suelo nativo, que da mucha capacidad de almacenamiento para la escorrentía infiltrando. Esto impide que el medio se satura fácilmente durante lluvias torrenciales y almacenando el agua por encima del límite con el suelo nativo para que pueda infiltrar lentamente durante y después de la lluvia.

En realidad, muchos diseños de pavimentos permeables ya incluyen un reservorio así (Figura 21, *open-graded base reservoir/subbase reservoir*). La diferencia es que instalaciones de retención subterráneas también se puede instalar por debajo de superficies impermeables, donde se deja infiltrar agua desde entradas laterales, como mostrado esquemáticamente en Figura 21. También es una buena complementación a pavimentos permeables cuando la intensidad de precipitación supera la capacidad de infiltración. En este caso la escorrentía formada puede ser dirigido al medio más permeable a los laterales donde puede infiltrar hacia

el mismo reservorio. Esta técnica es bien aplicable por debajo de aparcamientos, entradas y salidas de vehículos y estructuras similares, y puede ser una alternativa prometedora para Terrassa porque no requiere mucho espacio y puede ser implementada por debajo de superficies existentes.



**Figura 21:** Representación esquemática de una instalación de retención subterránea por debajo de una superficie de asfalto permeable. Fuente: Guillette, 2016

### 7.3. Evaluación de calidad y costes

Para poder considerar la aplicabilidad realística de las técnicas previamente descritas en el contexto de la zona urbana de Terrassa es necesario revisar cual implicaciones conllevaría en términos de costes, mantenimiento y cambios que induciría en el procesamiento, suministro y el ciclo del agua.

#### 7.3.1. Calidad del agua

El objetivo de la implementación de técnicas de bajo impacto en el contexto de la promoción de una gestión sostenible y renovable del recurso hídrico en el municipio de Terrassa, aparte de la disminución de escorrentía y procesamiento de agua del alcantarillado, es la estimulación de la recarga del acuífero y la captación y suministro directa de agua de lluvia. Para estos últimos dos objetivos es importante considerar la calidad que tiene el agua al momento de captación o infiltración, y los posibles contaminantes que puede haber incorporado durante su escurrimiento sobre las superficies urbanas. El agua captada en los techos o debajo de instalaciones que se dirige a un almacenamiento o directamente a un uso de regadío, debe satisfacer unas normativas cualitativas establecidas para ese uso. Por otro lado, la calidad del agua que infiltra hacia el suelo y subsecuentemente el acuífero también debe ser controlado para impedir la contaminación del acuífero. Al final el agua del acuífero es un recurso crucial para poder llegar a una futura gestión sostenible, a cuál se pretende contribuir con este estudio, y su contaminación resultará contra efectivo. El acuífero en Terrassa es un acuífero vulnerable a contaminación desde la superficie, ya que es bastante transmisible y es un acuífero libre con un nivel freático poco profundo.

Los contaminantes relevantes en el contexto urbano provienen principalmente de la atmósfera, contacto con las superficies de techos y carreteras, y residuos industriales y domésticos (*Dierkes et al., 2000*). Típicos contaminantes son hidrocarburos, metales pesados, nutrientes, material orgánico y cloros.

En general las técnicas de bajo impacto han sido relacionadas con un importante funcionamiento depuradora y disminuciones significantes en las concentraciones de todos estos contaminantes, como se especifican enseguida. Sin embargo, la probada mejora de la calidad no necesariamente significa que esta agua es apta para un uso de riego de parques y huertos o que no puede llegar a contaminar el acuífero. Su calidad puede diferir mucho localmente en función del área, uso de la infraestructura y la capacidad de retención de contaminantes correspondiente a la técnica de bajo impacto. Por ejemplo, en zonas de actividad industrial se puede esperar concentraciones más elevadas de contaminantes específicas, dentro una misma calle los hidrocarburos provenientes de vehículos serán mucho más abundantes en el asfalto de la carretera que en los techos, y las células de bio-retención naturalmente retienen más sólidos en suspensión que los recolectores en techos.

Por lo cual, para determinar cómo relaciona cualitativamente el agua producto de determinadas técnicas referente a los posibles usos de consideración, se requiere más investigación sobre los contaminantes en la escorrentía generada en el caso específico de Terrassa y su retención en las distintas instalaciones de bajo impacto. Por otro lado, a partir de su capacidad de retención de contaminantes ya se puede hacer estimaciones sobre la, calidad resultante del agua, la utilidad de las técnicas, y como se puede complementarlo con implementaciones adicionales filtradores para asegurar la satisfacción de las normas de calidad cuando sea necesario.

Las propiedades depuradoras identificadas en las distintas técnicas de bajo impacto consideradas son las siguientes:

- *Recolectores de techos*: Esta es una técnica que de base cuenta con poca capacidad filtradora, dirigiendo el agua directamente a través de un conductor hacia el recolector. Convenientemente se trata también de un tipo de superficie en cual usualmente no se espera la presencia de la mayoría de los contaminantes mencionados. Las principales fuentes de contaminación son atmosféricas y de erosión del mismo techo. *Lizárraga-Mendiola et al., 2018* propone que se descarta la primera 0,33 mm de precipitación caída, el *first flush*, porque este suele llevar los sólidos acumulados en el techo en el tiempo anterior a la lluvia. También se puede implementar un filtro básico para remover los sólidos. Se espera que si se puede impedir la entrada de dichos sólidos al recolector la calidad del agua finalmente captada sea suficiente para riego o alternativamente infiltración. Se trata el agua cerca a la fuente, con una distancia de escorrentía es mínima que da menos posibilidad a la incorporación de contaminantes. Además, la superficie de techos en general se encuentra más despejada de contaminación que otras superficies.
- *Células de bio-retención*: Esta técnica proporciona un medio eficiente en la retención de muchos contaminantes de manera similar al medio natural. Estudios han mostrado su alta retención de metales pesados y sólidos en suspensión, la forma en cual se encuentran muchos nutrientes y metales (*Muerdter et al., 2016*). La vegetación naturalmente retiene nutrientes en el agua. Material orgánico en el suelo ha sido probado de tener una capacidad de absorción significativa para hidrocarburo de petróleo y otros contaminantes típicos que se encuentran en superficies de carretera (*Storey et al., 2015*). Comunidades de micro biótica autóctonas ayudan a la degradación de los compuestos de petróleo atrapados (*Scholz & Gabrowiecki, 2006*). La retención de todos estos contaminantes y sólidos que llegan a tapar el medio si proporcionan una necesidad de limpieza y mantenimiento periódico. La periodicidad



de mantenimiento dependerá de la rapidez de saturación del suelo en función de la cantidad de contaminantes y sólidos, el tamaño de la célula, y las propiedades del suelo. En general se supone que las células de bio-retención serán de escala pequeña y por lo cual también tratan el agua cerca a la fuente. Teniendo esto en cuenta y considerando su capacidad de retención discutido, se espera que el agua filtrado por estas células es de suficiente calidad para dejar infiltrar responsablemente o suministrar a un uso de regadío. En caso que haya demasiada contaminación del agua de escorrentía frente a la capacidad de retención, se tiene que implementar alternativas. Esto puede ser la relativamente fácil de implementar capa filtrante de geotextiles mencionado en *Apartado 7.2.2*, cuales filtran sólidos, metales y compuestos de petróleo (*Scholz & Gabrowiecki, 2006*). Alternativamente se puede drenar el agua subterráneamente y filtrar para un uso posterior.

- *Conductores vegetados*: Para esta técnica es vigente mucho de lo explicado anteriormente en cuanto de las propiedades y capacidad de retención de células de bio-retención. La diferencia es que los *swales* proporcionan un flujo concentrado representativa de un área mucho más grande y con una distancia de escorrentía considerable, erosionando y transportando más contaminantes. Una técnica para mitigar este problema es la implementación de pequeñas presas como explicado en *Apartado 7.2.4.*, disminuyendo la velocidad de flujo y generando encharcamiento (*Storey et al., 2015*).
- *Pavimento permeable*: Esta técnica proporciona un sistema de filtración física en las distintas capas de medio granular. Ha sido probado de reducir significativamente la concentración de sólidos en suspensión atrapando gran parte de los nutrientes, hidrocarburos de petróleo y metales pesados (*Scholz & Gabrowiecki, 2006*). Ha sido probado de disminuir también la cantidad de material orgánico, demanda de oxígeno químico, nutrientes y metales disueltos, aunque sea con menor eficiencia que los filtros de bio-retención anteriormente discutido (*Freeborn et al., 2012; Scholz & Gabrowiecki, 2006*). La eficiencia de retención total del pavimento permeable depende del tiempo de residencia proporcionado por su grosor y diseño de capas porosas. Donde haya contaminación demasiado significativa se puede similarmente implementar una capa de geotextiles o sistema de drenaje subterránea.
- *Instalaciones de retención subterráneas*: Funcionan similar que el medio por debajo de pavimento permeable. Sin embargo, dirigir agua de un área superior hacia la instalación para infiltrar aquí puede generar una acumulación de contaminantes que satisface el medio rápidamente, requiriendo mantenimiento más frecuente.

Los posibles usos del agua colectada en función de su calidad es altamente variable y dependiente del lugar, por lo cual sigue siendo un tema de investigación en consideración de la implementación de LID técnicas. Sin embargo, se concluye que con una implementación adecuada puede proporcionar una fuente de agua renovable con una calidad suficiente para usos del regadío, sea con medidas adicionales.

### **7.3.2. Evaluación de costes**

En cuanto el balance económico de las técnicas individuales se debe tener en cuenta los costes de implementación, mantenimiento y la compensación de costes de mantenimiento de viejas infraestructuras y sistemas reemplazadas. El efecto neto esperado de la estrategia como total presenta entre otras cosas una disminución en pérdidas causadas por inundaciones y escorrentía, disminución de costes de mantenimiento de infraestructuras existentes por la reducción de erosión, y una reducción de costes de transporte por tratamiento local. Además, la estimulación de la infiltración facilita la captación de agua del acuífero, y disminuye la salinidad de sus aguas proporcionando una bajada de costes de depuración

(Scholz & Gabrowiecki, 2006). También es importante considerar que la disminución de escorrentía generada y la mejora de la calidad proporcionado por las técnicas de bajo impacto conlleva impactos positivos para el drenaje y procesamiento de la escorrentía. Esto significa una reducción en tamaño de varias componentes del sistema de alcantarillado, como los recolectores de agua que suelen ser justamente los componentes más costoso. El proceso de depuración del agua del alcantarillado en los depuradores será menos costoso por la disminución de la cantidad de agua que llega a ella y la mejor calidad que tiene.

Se podría investigar la posibilidad de usar dichos espacios ahora usados para recolectores y estanques, parte de cual puede llegar a ser innecesaria con la implementación de esta estrategia, para usos alternativos. Se podría por ejemplo convertirlos en cualquier tipo de célula permeable como presentado antes, y así estimular el funcionamiento de la misma estrategia aún más.

Una ventaja adicional de la implementación de las técnicas de bajo impacto, específicamente las técnicas verdes, es que aumenta el valor visual de los espacios y el valor del inmobiliario. Similarmente, como ya mencionado, algunas técnicas proporcionan buenas propiedades acústicas (Lizárraga et al., 2017).

Guillette, 2016 presenta un manual de ejemplo para la implementación de varias técnicas económicamente. En nivel individual de implicaciones económicas adicionalmente se toman en cuenta las siguientes consideraciones para los distintos tácticos:

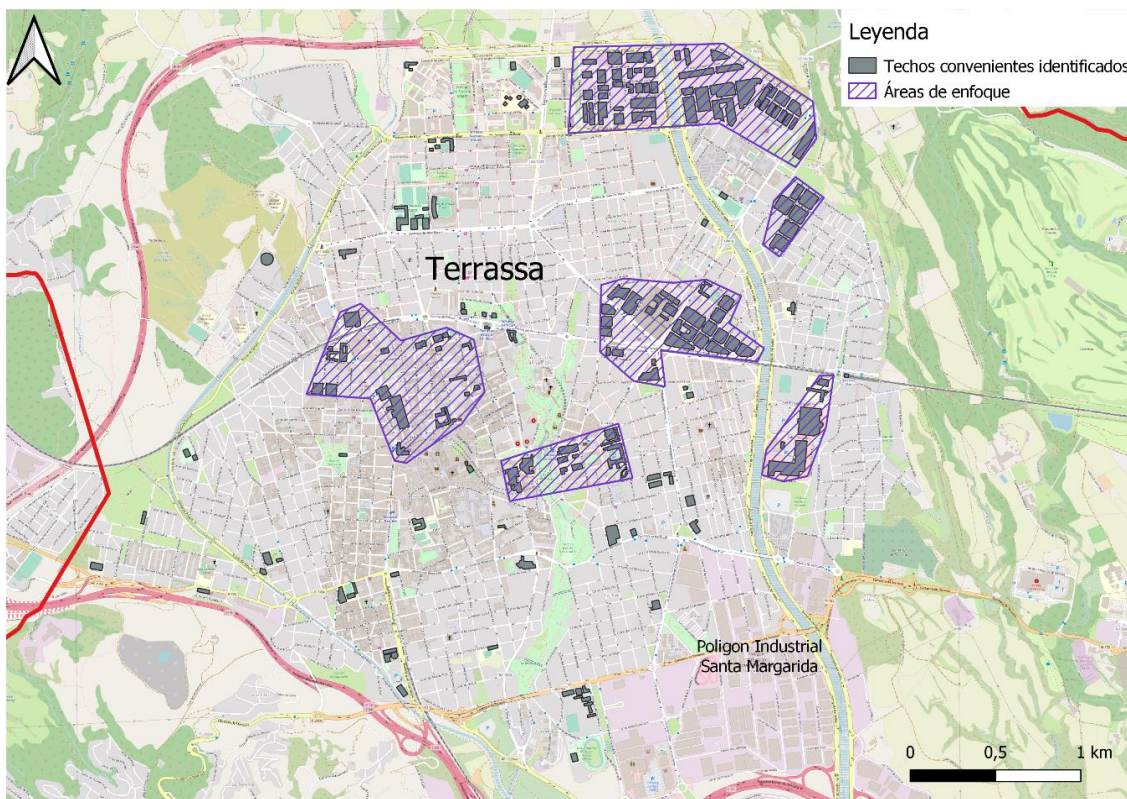
- *Recolectores de techos*: En general se considera una técnica de baja coste. Muchos techos ya tienen un sistema de drenaje en cual solo hay que instalar un recolector que puede ser de material básico de coste mínimo. Donde no hay espacio para la instalación de recolectores de agua o no se opinan que es económicamente viable, una alternativa es la dirección de agua de techos directamente a áreas verdes, posiblemente en conexión con otras LID técnicas como una célula de bio-retención. Esto también sería una posibilidad cuando se ha alcanzado la capacidad máxima de almacenamiento. Ahora muchos de las tuberías drenan el agua directamente al alcantarillado o a la calle, contribuyendo al volumen y la concentración de flujo de escorrentía.
- *Células de bioretención*: Los costes de las células de bio-retención en suelos permeables están estimado a entre €15 y €30 por metro cuadrado (Guillette, 2016). Aparte de esto se debe considerar un coste de mantenimiento periódicamente, de limpieza, reemplazo de material, regadío cuando haya una sequía y controlar el *clogging* del suelo.
- *Pavimento permeable*: Costes de pavimento permeable son altamente variable dependiente de los requerimientos, preferencias, tipo de material y tamaño de unidad, y por lo cual debe ser estudiado individualmente por caso para poder hacer una estimación considerable. Freeborn et al., 2012 estima por ejemplo que la instalación de pavimento permeable en una entrada de vehículos residencial puede resultar entre €40 y €80 por metro cuadrado, pero el reemplazamiento de una carretera es mucho más barato relativa al área. Una opción potencialmente atractiva sería el uso de materiales de residuos como jal en el desarrollo de concreto y asfalto permeable, que puede ser doblemente rentable (Lizárraga-Mendiola et al., 2017). Esta técnica también conlleva costes de mantenimiento adicionales, fuertemente dependiente del tipo de pavimento. Limpieza y control de *clogging* sería el mantenimiento habitual para pavimento en plazas o aceros, mientras que asfalto y concreto permeable además deben ser reemplazado periódicamente por roturas y pérdida de conductividad hidráulica debido a las grandes presiones y meteorización a cuál está sometido (Lizárraga-Mendiola et al., 2017; Scholz & Gabrowiecki, 2006; Freeborn et al., 2012).

La aplicación de geotextiles ha sido probada de reducir las roturas en el pavimento (Scholz & Gabrowiecki, 2006).

#### 7.4. Propuesta de aplicación

Las áreas de la zona urbana de Terrassa que se considera óptima para la aplicación de cada uno de las técnicas de bajo impacto discutido son las siguientes:

- Área óptima para recolectores de techos: Se puede aplicar en prácticamente todos los techos y por tanto toda el área, únicamente evitando las áreas donde se encuentra directamente una fuente de contaminación atmosférica como pueden ser emisiones industriales. Por dicha razón no se ha incorporado los techos en o cerca de los polígonos industriales en el sureste de la zona urbana. Ya que realísticamente el número de instalaciones sería limitado, se considera más eficiente implementarlas en los techos de mayor tamaño. Además, la implementación será más conveniente en edificios públicos por el vínculo legal. Se ha identificado una variedad de edificios que se optan viable y son señalados en la *Figura 22*. Estos incluyen edificios públicos como escuelas, clubs deportivos, bibliotecas y estaciones de trenes y buses, y unos grandes edificios comerciales.

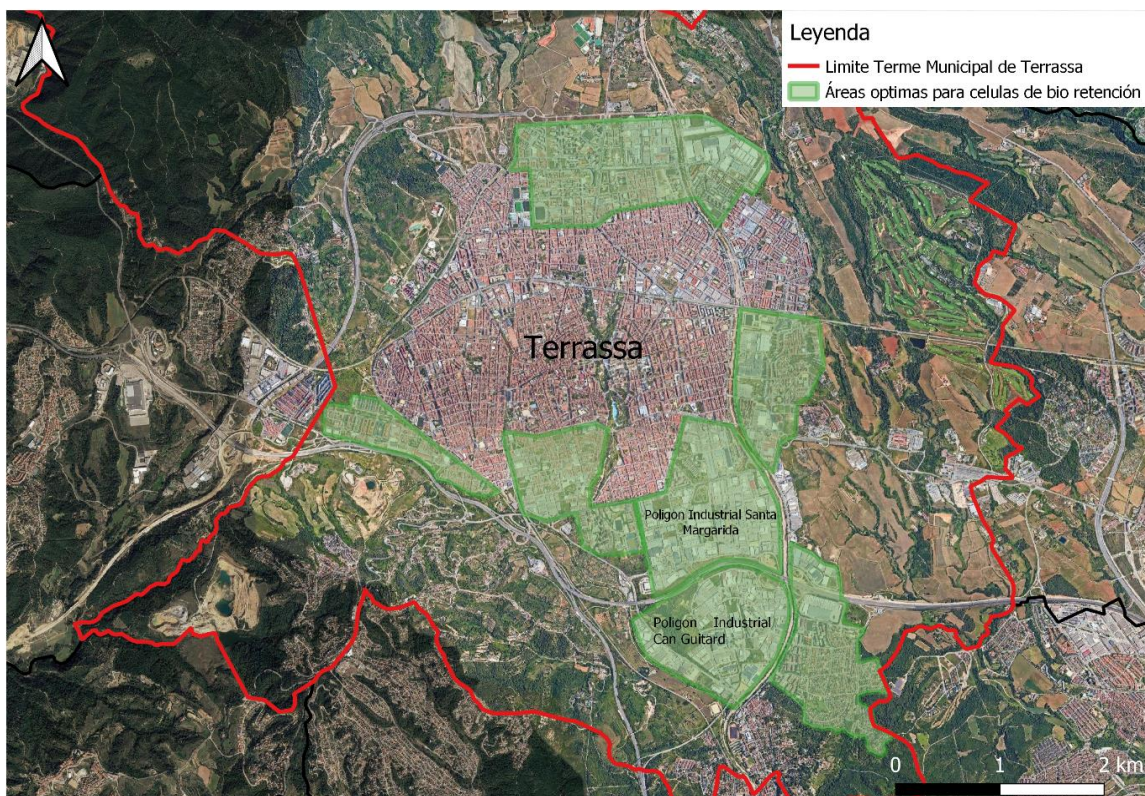


**Figura 22:** Proyección de los áreas dentro de la zona urbana de Terrassa que se han considerado más óptima para la implementación de técnicas de bajo impacto relacionado con recolectores de techos. Fuente: elaboración propia.

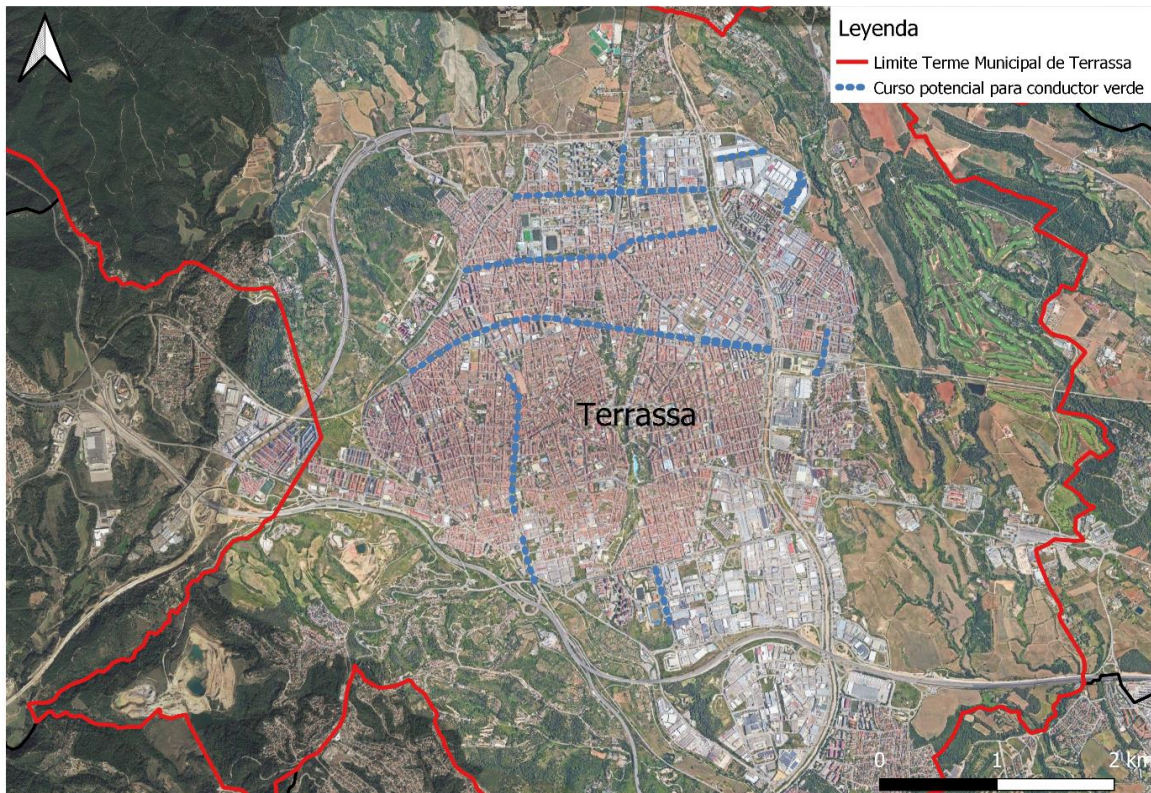
- Área óptima para células de bio-retención: La parte norte de la ciudad, donde se encuentran muchas franjas verdes, laterales cubiertas con árboles y más espacio entre edificios y carreteras. Como explicado en apartado 7.2.2. estas características son necesarias para convertirlos en células de retención. Otras áreas parecidas son las zonas residenciales en el sur del municipio y en el este y suroeste de la zona urbana. Además, se ha identificado la zona sureste con los polígonos industriales de Can

Guitard y Santa Margarida como zona con mucho espacio y potencial para esta técnica, respetando la necesidad especial de control de contaminantes en esta zona. Se ha señalado estas zonas la *Figura 23*. Que se considera estas áreas los más viables no quiere decir que no haya opciones para implementarlas en las demás áreas, donde también se encuentran varias plazas, parques, parcelas vacíos y rotondas que son naturalmente adecuadas para su aplicación.

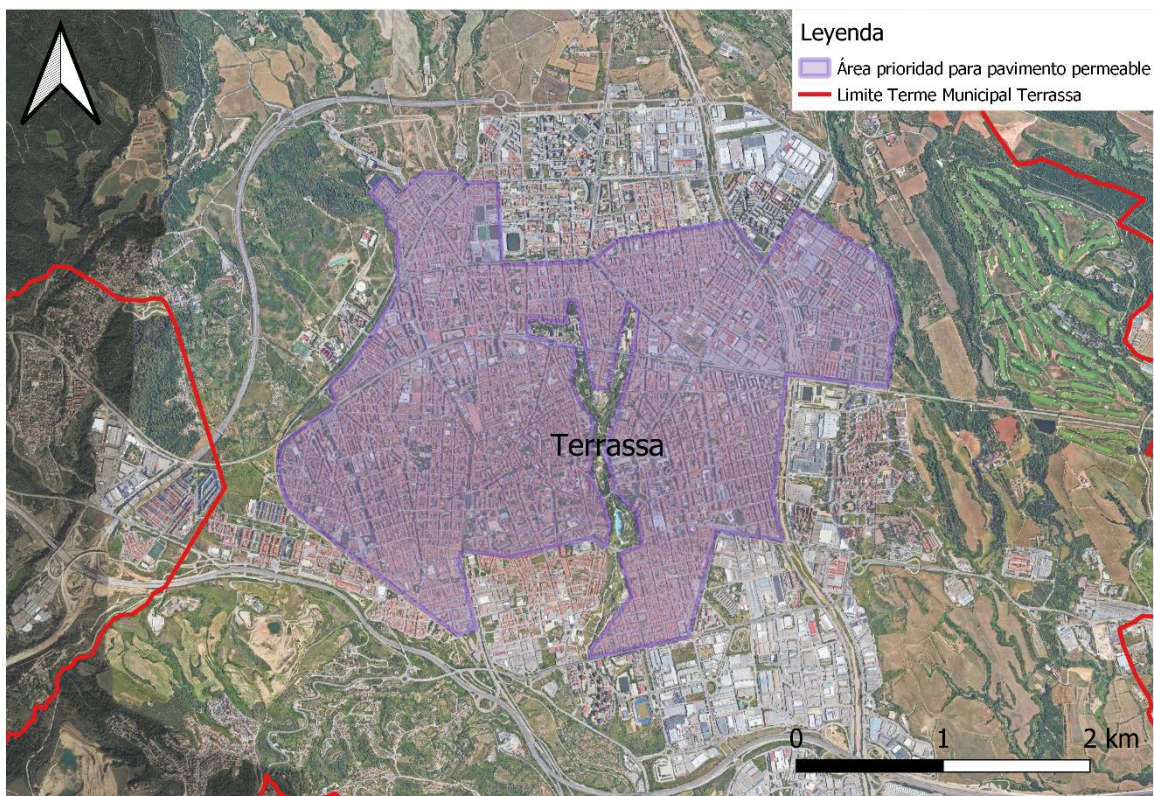
- Área opta para conductores verdes: Los requerimientos se especifican como una disponibilidad de una franja con anchura de al menos un metro sobre una longitud superior a 61 m (*Storey et al., 2018*). Esto limita su potencial de aplicación a unas zonas y calles específicos identificados y señalados en *Figura 24*. En realidad, se puede construir un *swale* más corto por supuesto, especialmente cuando este en conexión con otra instalación como una célula de bio-retención.
- Área opta para pavimento permeable: Prácticamente todas las superficies urbanas otros que edificios son convertible en pavimento permeable. Se propone prioridad a aparcamiento, aceros anchas y plazas por sus bajos costes de mantenimiento en comparación con carreteras y el potencial de dirigir drenaje hacia ellos para estimular infiltración. En *Figura 25* se ha señalado las zonas a cual se da prioridad porque hay menos espacio libre y donde se considera menos viable la implementación de células de bio-retención o conductores verdes. Aquí la concentración de escorrentía será mayor y el pavimento permeable funcionará como una alternativa excelente para proporcionar una distribución mejor de las técnicas de bajo impacto y posibilidad de infiltración.



**Figura 23:** Proyección de los áreas dentro de la zona urbana de Terrassa que se han considerado más óptima para la implementación de técnicas de bajo impacto relacionado con células de bio retención. Fuente: elaboración propia.



**Figura 24:** Proyección de los áreas dentro de la zona urbana de Terrassa que se han considerado más óptima para la implementación de técnicas de bajo impacto relacionado con conductores verdes. Fuente: elaboración propia.



**Figura 25:** Proyección de los áreas dentro de la zona urbana de Terrassa que se han considerado más óptima para la implementación de técnicas de bajo impacto relacionado con pavimento permeable. Fuente: elaboración propia.

- Instalaciones de retención subterráneas: Son aplicable debajo de superficies permeables o impermeables como aparcamientos, plazas y salidas de vehículos. También se puede instalar por debajo de edificios, aunque puede conllevar costes mayores por cual se ha descartado como opción conveniente. Para ello se considera la misma zonación de importancia relativa mostrado en *Figura 25*, sobre todo dando prioridad a los aparcamientos y plazas grandes.

Como propuesta general se propone que la ubicación preferible de todas las instalaciones sea en función de la proximidad de su objetivo, sea infiltración o suministro directo. Por ejemplo, que células de bio-retención se encuentran cerca de aparcamientos o superficies grandes de cual recibe agua, que los *swales* se encuentran adyacente a las carreteras impermeables más anchas y que estén en conexión con otras instalaciones, y que los recolectores de techos se encuentran más cercana a los parques y huertos para limitar la distancia de transporte.

## 7.5. Propuesta de caso de recogida de lluvia

En un intento de proporcionar una idea más concreta sobre cómo puede funcionar la implementación de estas técnicas combinadas para satisfacer en total o parcialmente la demanda de regadío de un parque municipal, se presenta en este apartado una propuesta de ejemplo para su aplicación en el caso del Parque de Sant Jordi. La superficie del parque, mostrado en *Figura 26*, ha sido calculado a 2,4 ha. La demanda del riego correspondiente al parque, siguiendo la estimación de un consumo de 1.750 m<sup>3</sup>/ha/año presentada en el *Apartado 5.4.*, es igual a 4.200 m<sup>3</sup>/año.



**Figura 26:** Propuesto de caso de un plan para recoger agua para los requerimientos de regadío del parque de Sant Jordi (Terrassa) a través de técnicas de bajo impacto en la cercanía del parque. Indicando los zonas en cual se ha considerado factible introducir las técnicas correspondientes. Fuente: elaboración propia.

En la *Figura 26*, se indican las áreas en el alrededor del parque cuales se convertirían en un área de captación de agua de lluvia, sea con recolectores, células de bio-retención o recolectores de techos. Los techos seleccionados presentan los techos de edificios más grandes o públicos como el Mercat de la Independencia en cual es más fácil captar grandes cantidades de agua, o edificios más cercanos como los dentro del mismo parque. Las áreas seleccionadas para convertir en células de bio-retención son los que actualmente no tienen una función otro que divisor de calles o ya son vegetados y a cuál se puede fácilmente dirigir agua de calles y otras superficies adyacentes. Las áreas en cual se implementarían pavimento permeable son áreas grandes de peatones como parte de la Rambla y la Placa del Progrés, otra vez priorizando las áreas más cercanas al parque.

Para estimar el rendimiento de captación de agua que pueden proporcionar estos técnicos se hace uso de lo anteriormente discutido en *Apartado 7.2*. En cuanto la captación en techos la cantidad captada es en función de la precipitación y el coeficiente de escurrimiento (*Apartado 7.2.1.*). Considerando que los eventos de precipitación en Terrassa generalmente ocurren fuera de las épocas más cálidas del año, aunque eventos en primavera y otoño si pueden alternar con insolación y calentamiento considerable, se ha escogido un coeficiente de escurrimiento intermedio de 0,85.

La estimación del potencial de las células de bio-retención es más complejo. Para obtener un buen balance entre capacidad de retención máxima y la captación de agua en el drenaje subterránea, se opta para una ratio entre área de drenaje y área de célula igual a 10, y células con una altura de estancamiento de alrededor de 40 cm. Esto implicaría que a partir de precipitaciones superior a 10 mm se empieza a producir flujo de drenaje, y retiene toda la escorrentía de precipitaciones de hasta entre 50 y 60 mm, a partir de cual se empieza a desbordar (*He & Davis, 2011*). Para proporcionar una aproximación se supone que 70% de la precipitación cae dentro de este rango en el año en consideración, de cual se llega a drenar aproximadamente 15% del volumen entrada (*Apartado 7.2.2.*), juntos esto proporciona un rendimiento de 10,5%.

Para el pavimento permeable se opta para un diseño con conexión entre el medio y subsuelo por la más elevada capacidad de retención y estimulación de recarga. Se escoge un rendimiento intermedio de 55% drenado relativa a la escorrentía (*Apartado 7.2.4.*). Además se dirige agua de superficies impermeable adyacentes al pavimento así que tiene un ratio entre área de drenaje y área de pavimento de 1,5.

*Tabla 8* expone el potencial de captación de cada técnico en función de la precipitación medio anual de 553 mm (*Santano Baena, 2022*). Juntos estas técnicas generarían aproximadamente 19.901 m<sup>3</sup> o 0,02 hm<sup>3</sup> de agua por año. En este escenario el agua captada supera la demanda del parque de 4.200 m<sup>3</sup>/año con mucho. Si se quiere captar una cantidad similar a la demanda del parque, según estas estimaciones, se podría alternativamente utilizar únicamente el pavimento permeable con drenaje o recolectores de techos.

Unidad	A (m <sup>2</sup> )	A <sub>drenaje</sub> (m <sup>2</sup> )	P anual (mm)	k	V <sub>entrada</sub> (m <sup>3</sup> /año)	η (%)	V <sub>captado</sub> (m <sup>3</sup> /año)
Pavimento permeable	20107	30161	553	0,8	13343	55	7339
Techos	22910	22910	553	0,85	10769	100	10769
Células de bio-retención	3860	38600	553	0,8	17077	10,5	1793
TOTAL	46877	91671	553	-	41188	-	19901

**Tabla 8:** Estimado potencial de agua captable a través de las técnicas de bajo impacto siguiendo la propuesta de captación para el parque de Sant Jordi (figura 26). Indicando para cada tipo de técnica: el área total identificado (A), el área de drenaje correspondiente (A<sub>drenaje</sub>), la precipitación anual (P), el coeficiente de escorrentía (k), el volumen de agua de entrada (V<sub>entrada</sub>), el rendimiento de captación, y el volumen final captable (V<sub>captado</sub>). Fuente: elaboración propia.

## 8. Plan para nuevas captaciones de agua subterránea

La demanda para el riego de los parques y huertos identificados, como expuesto en *Apartado 5.4.*, junto es estimada a 0,41 hm<sup>3</sup>/año al mínimo y 0,57 hm<sup>3</sup>/año óptimo (*Tabla 2*). Actualmente se capta un volumen anual de aproximadamente 2 hm<sup>3</sup> de pozos y minas municipales. Si el total de esta demanda sería abastecida por nuevas captaciones por pozos eso significaría un incremento de la extracción por pozos y minas municipales de aproximadamente 20% o 30% en respectivos escenarios. Cabe mencionar que esto no es la captación total real, ya que solo incluye las captaciones registradas y no incluye por ejemplo el agua captada para usos agrícolas.

Para la captación actual, aparte de las minas, se hace uso de unos 7 pozos en total que tienen una aportación total de 1,1 hm<sup>3</sup> anual (*Soler Serra et al., 2021*), igual a un promedio de 160.000 m<sup>3</sup> anualmente por pozo aproximadamente. Asumiendo que para la expansión de la captación se hace uso de pozos con un volumen de extracción similar, se necesitan 3 o 4 pozos en total. Solo la demanda para el riego de los parques se podría abastecer con dos pozos, constante con las estimaciones de la *Soler Serra et al., 2021*. La demanda para el regadío de los huertos estimado es similar al volumen captado en 1 pozo en escenario 1 y 2 pozos en escenario 2. Para compensar para pérdidas, márgenes de error en la estimación y la variabilidad de demanda, se debería considerar fuentes de agua adicionales o extracción de una aportación mayor en los pozos. En este apartado se contempla la viabilidad de instalación de estos pozos con dicho caudal en el municipio como fuente única para el abastecimiento objetivo.

### 8.1. Criterios

Para la elección de una ubicación adecuada para la instalación de nuevos pozos de abastecimiento se consideran varios criterios. Estos constituyen de unos criterios hidrogeológicos y otros criterios relacionados con la situación dentro del municipio y la situación relativa a las áreas objetivas.

Los criterios hidrogeológicos son los siguientes:

1. El caudal potencial extraíble del acuífero. El caudal extraíble debe ser suficiente para satisfacer la demanda previsto, para cual se ha estimado que requerían pozos con un caudal de 160.000 m<sup>3</sup>/año. Esta captación no debe invocar una sobreexplotación del acuífero y con la implementación de múltiples pozos se deben tener en cuenta la distancia entre ellos considerando el cono de descenso causado por la misma extracción.
2. La calidad del agua del acuífero. Como referencia de la calidad se toma el análisis de los datos disponibles de la red de la ACA y la comparación con los valores límites de propiedades fisicoquímicas del agua para un uso de regadío en el anillo verde, lo cual fue ejecutado por la *Soler Serra et al., 2021* en función de valores límites establecido en el trabajo del *Inventari dels terrenys agrícoles de l'anella verda i estudi de la viabilitat de possibles explotacions* de la Fundació Miquel Agustí (2019).
3. La piezometría. La extracción de agua del acuífero preferiblemente tiene lugar en la parte flujo abajo del acuífero en el municipio. Extracciones aguas arriba pueden provocar impactos negativos para toda la parte abajo del acuífero.



Los demás criterios a consideración son los siguientes:

1. La proximidad a pozos existentes. La existencia de pozos productivos cercanos con un caudal comparable al caudal propuesta es una buena indicación de un área productivo. Por otro lado, no se debe instalar nuevos pozos dentro un radio de cierta distancia de otro pozo activo, considerando los conos de descenso en nivel piezométrico causado por las extracciones. Por normativa esta distancia se ha determinado a 100 m (*Soler Serra et al., 2021*).
2. La proximidad a los parques y huertos municipales. Estos son los áreas objetivas que se quieren regar con el agua proveniente de los nuevos pozos. Más cerca las extracciones se encuentran a estas áreas más práctico será la gestión y menos costes de transporte proporcionaría.

## **8.2. Potenciales áreas de explotación**

El trabajo de *Estudios Hidrogeológicos sobre posibles nuevas captaciones en Terrassa* presentado por la Diputación de Barcelona (*Soler Serra et al., 2021*) cuenta con un inventario de potenciales zonas de captación en el municipio. La instalación de pozos debe tener lugar en terreno municipal o cual puede pasar a ser municipal.

## **8.3. Idoneidad de las áreas considerados para la captación**

En cuanto el estado cuantitativo del acuífero será preferible hacer las nuevas extracciones en el área correspondiente con el acuífero superficial cual cubre la parte central y este del municipio (*Apartado 4.2., Santano Baena, 2022*). Este acuífero cuenta con una elevada transmisividad y tiene una potencia de entre 10 y 30 metros, en contraste con el acuífero inferior neógeno, cual representa el único acuífero en las áreas al noroeste y suroeste de la ciudad. Donde se encuentra el acuífero superior también se encuentra el acuífero inferior por debajo, por lo cual se puede extraer agua de los dos niveles productivos con un pozo instalado aquí. Los datos de la ACA del nivel del agua en los acuíferos muestran ninguna tendencia o impacto negativo y la presión por extracciones regionales ha sido estimado de ser de ninguna preocupación con el orden de magnitud de explotación actual referente a la disponibilidad del recurso en el acuífero y su recarga (*Soler Serra et al., 2021*).

En términos de calidad se cuenta en general con un buen estado fisicoquímico del acuífero superior con excepción de valores localmente elevados de nitratos, aunque generalmente por debajo del límite (*Apartado 4.3.*). Esta contaminación puede ser debido a una contaminación local, posiblemente agrícola. Cuando hacen un pozo se debería hacer una medición del estado fisicoquímico en ese punto para comprobar la calidad del agua en ese punto. Se supone que el buen estado observado es representativo para todo el acuífero superficial en el municipio, aunque cabe señalar que estos puntos se encuentran todos al norte y este de la ciudad (*Figura 5*). No se descarta que debido a contaminación urbana el agua del acuífero al sur de la ciudad no alcanza los mismos estándares de calidad, especialmente considerando la dirección de flujo piezométrico predominante de norte a sur y la vulnerabilidad a contaminación superficial del acuífero (*Santano Baena, 2022*). Del acuífero inferior solo se tiene una medición como referencia de su estado fisicoquímico, cual es otro motivo para hacer los pozos explícitamente en las zonas que corresponden con el acuífero superior.

Dentro de la zona correspondiente con el acuífero superficial son preferible extracciones en la zona sur y este del municipio desde un punto de vista piezométrico. La distribución de los parques y huertos municipales, aunque relativamente dispersa sobre la ciudad, no es uniforme (*Figura 7*). Los huertos, cuales requieren más regadío por superficie en comparación con los parques, principalmente se concentran al margen sur de la ciudad. Desde aquí también se extienden las mayores superficies de parques hacia el centro de la ciudad. Este margen suroeste de la ciudad cerca de la riera de la Palau por lo cual sería una buena ubicación para instalar los pozos. Con extracciones de agua subterránea cercanas a un flujo es importante vigilar que las depresiones en nivel piezométrico causadas no son de tal magnitud que induce una alteración en el régimen de flujo local y la relación entre río y acuífero. Además, esta zona corresponde con el margen del acuífero superficial, y se ha de examinar el potencial de la capa productivo del acuífero en esta zona y el potencial impacto de extracción subterránea.

Otras zonas donde se concentran parques municipales y también se encuentran varias pequeñas zonas de huertos cercanas son el margen norte de y el margen sureste de la ciudad. Se podría optar para una distribución dividida de los nuevos pozos e instalar uno en estas zonas para un suministro más fácil de agua a los áreas objetivas de regadío cercanos. Por el mencionado motivo piezométrico no es preferible hacer un pozo en la zona norte, por lo cual se debe valorar los beneficios respecto a los inconvenientes de esta alternativa.

## 9. La viabilidad de explotar aguas superficiales dentro del propio Término Municipal

### 9.1. Utilización del agua almacenada en el pantano de Can Bogunyà

Se trata de un pequeño pantano conocido como Can Bogunyà o alternativamente Pantà Petit o Llac Petit de Terrassa. Este pantano recibe agua de una red hidrográfica de varios flujos que nacen en fuentes o por agua de lluvia, como mostrado en *Figura 27* (Soler Serra et al., 2021).

Según la *Soler Serra et al., 2021* no existe ningún tipo de concesión respecto al pantano, lo cual facilita legalmente la explotación de esta fuente. Aunque se han hecho una estimación poco segura del volumen almacenado a unos 18.000 m<sup>3</sup>, en realidad el volumen verdadero es desconocido tanto como la calidad del agua y el aforo de entrada. Por lo cual, cualquier propuesta de explotación concreta requiere un previo estudio minucioso de este cuerpo de agua.



**Figura 27:** red hidrográfica de los afluentes que terminan en el pantano de Can Bogunyà. Fuente: Soler Serra et al., 2021

## 9.2. Posibilidad de reiniciar el uso del pantano seco de Xoriguera

El pantano de Xoriguera era un antiguo embalse artificial construido a finales del siglo XIX por la empresa pública de minas de agua de Terrassa, con una capacidad de almacenar 1.200.000 m<sup>3</sup> de agua para el abastecimiento de la población de Terrassa (*Mina Pública d'Aigües de Terrassa; Santano Baena, 2022*). Sin embargo, durante la construcción del pantano se enfrentaron con considerables problemas técnicos y apenas haber iniciado su funcionamiento se empezaron a formar pequeñas fugas en la presa. A pesar de varios intentos de arreglar los fallos en la construcción durante las siguientes décadas no se podían evitar que por causas de mal funcionamiento del sistema de desagüe del pantano la presa finalmente colapsó después un periodo prolongado de precipitación fuerte que hizo desbordar el agua del pantano (*Mina Pública d'Aigües de Terrassa*). Desde entonces no se ha vuelto a construir ningún embalse de este tipo. Sin embargo, debido a su localización en el pie de montañas el potencial de captar sustanciales cantidades de agua superficialmente a través de embalses como el de Xoriguera es algo que puede ser de interés considerar. La topografía de la zona directamente al nornordeste de la ciudad es adecuado para construcción de una embalse de tamaño intermedia por sus vallas estrechas, que puede proporcionar una fuente significativa de agua poca contaminada. Por su origen de terreno montañoso poco alterado esta agua altamente probable es adecuada para el uso no potables como es el riego de los parques y huertos municipales, sin necesidad de depuración. Por lo tanto, sería relevante hacer estudios del terreno de esta región y posiblemente el antiguo pantano de Xoriguera para investigar la posibilidad de construcción de un nuevo embalse superficial, teniendo en cuenta fallas anteriores y los requerimientos para proporcionar un bien y seguro funcionamiento del pantano.

## 10. Discusión

### 10.1. Propuesta general

Frente al objetivo principal se ha corroborado que existen varias estrategias que potencialmente pueden ayudar a lograr una gestión más sostenible de los recursos hídricos de Terrassa. Específicamente, el objetivo concreto de satisfacer la demanda para el riego de los parques y jardines municipales utilizando agua de menor calidad, en cuanto la cantidad requerida puede ser proporcionado en su totalidad por nuevas fuentes sostenibles.

Hemos mostrado que indiscutiblemente hay suficiente agua de fuentes renovables disponible dentro del municipio de Terrassa, que puede ser utilizada para promover estas renovaciones sostenibles. Tal vez la más conveniente de estas fuentes renovables para explotación adicional es el agua del acuífero, cual como indicado en el *Apartado 8* puede fácilmente proporcionar la demanda objetiva del riego. Por otro lado, captación de agua de lluvia a través de técnicas de bajo impacto también puede aportar como fuente alternativa de agua, lo cual se ha expuesto en el *Apartado 7*.

La cuestión principal es como encontrar la viabilidad económica y la puesta en marcha de estas alternativas con el rendimiento necesario que pueden proporcionar, y si el agua generada es de suficiente calidad para los determinados usos. La más ideal sería el aprovechamiento óptimo del agua de lluvia para satisfacer en su totalidad la demanda del riego. De esta manera, se proporcionaría una fuente muy prometedora dentro del contexto de gestión hídrica circular, ya que mucha de esta agua es destinada a evaporar o terminar en la red de alcantarillado. En cuanto la cantidad total generable con estas técnicas, se ha mostrado ejemplarmente en el *Apartado 7.5* que está dentro del rango de lo posible. Sin embargo, esta estrategia se basa en un funcionamiento de un conjunto de muchas distintas unidades de captación, lo cual puede hacer compleja su implementación y mantenimiento. Según el material y la dificultad de integrar estas unidades en la ciudad puede llegar a ser relativamente costosos en comparación con otras fuentes, como son los pozos subterráneos.

Para examinar la viabilidad de esta estrategia se requiere un estudio ingeniero exhaustivo sobre la factibilidad de la integración de estas unidades en una red de suministro de agua. Por otro lado, proyectos como la planificación del Parque de la República ya han mostrado que, también en Terrassa, su aplicación es realística. Indiscutiblemente la realización de esta estrategia conlleva una considerable inversión inicial. Sin embargo, se ha argumentado que si se sigue la implementación sistemáticamente de estas técnicas, lo cual además cada vez será más eficiente según ya esté establecido, puede proporcionar un beneficio económico al largo plazo, tal como está explicado en el *Apartado 7.4*.

Además, cabe mencionar que en cuanto a la factibilidad del uso del agua de lluvia captada para el uso de riego se requiere un estudio específico de su calidad. En general las técnicas de bajo impacto han sido relacionadas con un importante funcionamiento depuradora y disminuciones significantes en las concentraciones de muchos contaminantes que son común en las zonas urbanas (*Scholz & Gabrowiecki, 2006; Storey et al., 2015*). Sin embargo, esto no necesariamente significa que el agua drenada o infiltrada hacia el subsuelo es de suficiente calidad para un uso de riego o que a infiltrar no puede llegar a contaminar el subsuelo o el acuífero.

Antes de construir cualquiera nueva unidad urbana de captación de agua de lluvia se debería examinar la calidad del agua generada referente a las normas de calidad determinadas para agua de riego, como establecidas por el *Inventari dels terrenys agrícoles de l'anella verda i estudi de la viabilitat de possibles explotacions (Fundació Miquel Agustí (2019))*. Si la escorrentía generada en un cierto lugar no satisface los requerimientos de calidad para el uso

de riego, aún se puede considerar un uso alternativo. Por ejemplo, el uso sanitario de inodoros como propuesta por *Lizárraga-Mendiola et al., 2018*.

Se sugiere que es más factible a corto plazo aumentar la extracción de agua del acuífero. Según la evaluación cualitativa y cuantitativa no habrá ningún problema para extraer la limitada cantidad de agua presentada por la demanda del riego municipal. Por lo tanto, se propone una combinación entre pozos nuevos y técnicas de captación de agua de lluvia para realizar el objetivo a corto plazo. Se propone la instalación de tres o cuatro pozos en la zonas correspondiente con el acuífero superficial, como discutido en el *Apartado 8*.

Si el potencial de la capa productiva de este acuífero es suficiente en el sur de la zona urbana y la calidad de su agua está comprobada de ser no impactado suficiente por contaminación proveniente de la zona urbana, se propone instalar al menos un pozo en esta zona. Respecto a la proximidad de zonas objetivas de riego y piezometría preferible esta será la zona ideal. Sin embargo, se opta para instalar también al menos otro pozo en la zona al norte de la zona urbana, donde también se encuentran varias zonas objetivas cerca. Aquí además se considera menos probable que haya contaminación de las aguas subterránea por fuentes urbanas, y el impacto para la piezometría de la zona sería marginal.

Se sugiere complementar estas captaciones subterráneas con una integración de varias técnicas de captación de agua, que pueden ser conectada a un almacén central o directamente a un almacén secundaria de cualquier zona objetiva de riego. En cuanto su localización se priorizan áreas fácilmente convertibles con costes mínimo y las cuales pueden generar una cantidad de agua considerable. Las áreas preferibles son las presentadas en la propuesta presentada en *Apartado 7.5*. Se sugiere que, en el centro de la ciudad existe un alto grado de ocupación de espacio, los pavimentos permeables y recolectores de techos pueden ser más eficiente y plausible que células de bio-retención. Colectores de techos son más eficiente en grandes edificios de material que facilita el escurrimiento de agua, y por aspectos legales puede ser más fácil su aplicación en edificios municipales. Por otro lado, también se necesita considerar el espacio requerido para el almacén del agua captado, o alternativamente el dirigir de esta agua hacia un almacén central. En cambio, en otras zonas de planificación espacialmente más amplia, como se encuentran en los márgenes de la ciudad o en barrios más modernos, células de bio-retención y conductores verdes pueden ser más beneficioso por la gran capacidad de retención y ventajas secundarias que tienen. Unas de estas ventajas son el aspecto estético y la mejora de calidad del escurrimiento que infiltra por estas células.

Se propone que, a medida que haya fundación, se vaya renovando paso a paso, de manera que las técnicas de captación de lluvia deberán ser cada vez más importantes en la suministración de agua para el riego. De esta manera se prevé que al largo plazo la combinación de los nuevos pozos y técnicas de captación de lluvia generan más agua que requerida para el objetivo. Además, se ha argumentado que las dos estrategias son vinculados en el ciclo hidrológico urbano, ya que varias de los técnicas de captación de lluvia también favorecen la infiltración. También se puede optar para instalar unidades sin sistema de drenaje subterránea, que en vez de captación favorecen la infiltración de agua hacia el acuífero, como expuesto en el *Apartado 7*.

Alternativamente, se ha argumentado en el *Apartado 9* que el terreno del municipio de Terrassa se hace adecuado para la construcción de embalses como se realizaren en el pasado, el cual podría proporcionar otra fuente de agua directa para usos no potables. Esto puede proporcionar una solución en el futuro, pero requiere una inversión considerable, tiempo de planificación y construcción, y estudios técnicos para asegurar que el funcionamiento seguro del embalse no sea comprometido como ha sido el caso en el pasado. Por lo tanto, no se considera una opción viable en el próximo futuro y no se integran en la actual propuesta.

## 10.2. Potencial para expansión futura

Si el estado cuantitativa y cualitativa del acuífero lo permite se puede complementar los recursos discutidos con una mayor expansión de la explotación subterránea. Esto puede proporcionar un recurso potente para usos alternativos de bajo requerimiento de calidad. Se podría considerar la sustitución del actual uso de agua potable en otros sectores, o utilizar estas fuentes alternativas para crear nuevas oportunidades.

Por ejemplo, se puede considerar la expansión de la actividad agrícola en el municipio. El *Inventari dels terrenys agrícoles de l'Anella Verda i estudi de la viabilitat de possibles explotacions* (Fundació Miquel Agustí, 2019), ha hecho un estudio de la idoneidad del terreno de la Anella Verda en la que se identifica 76 ha de terreno que puede ser adecuado para convertir en campos de cultivos. Considerando la misma demanda para cultivos de 5.000 m<sup>3</sup>/ha/año previamente aplicado (*Apartado 5.4.*), esto proporcionaría una demanda adicional de 0,38 hm<sup>3</sup>/año, lo cual se puede cumplir fácilmente con la instalación de 3 nuevos pozos, tal como se explica en el *Apartado 5.4.*

Si se quiere aumentar la captación de aguas subterráneas en más cantidad que lo planteado para fines alternativos de forma sostenibles, se debe tener mucho cuidado con el régimen variable del nivel de los acuíferos para evitar sobreexplotación como está explicado en el *Apartado 6.2.* Por otro lado, esta misma variabilidad también crea una oportunidad para captar mayores volúmenes de forma sostenible en los periodos en cual se produce excedentes hídricos y haya recarga del acuífero. Estos corresponden con los mismos periodos en cual se producen excedentes superficiales en la zona urbana captables a través las técnicas de bajo impacto.

La distribución temporal es un tema importante especialmente en el ambiente mediterráneo por la desequilibrada pluviometría y la gran importancia proporcional de intensas lluvias torrenciales. Por esta razón se podría optar que la zona de Terrassa no es la ideal para la captación de agua de lluvia debido a la dificultad de captar el agua cuando cae y las ausencias largas de esta fuente en las épocas que más se requiere. Sin embargo, se ha mostrado que indiscutiblemente puede proporcionar una fuente considerable en cantidad absoluta también en Terrassa, cual si bien gestionada tiene ventajas en múltiples aspectos. Todo esto indica que la eficiencia de la integración de ambas fuentes en una suministro sostenible, aparte del sistema de captación, también depende de la capacidad de almacenamiento en este sistema. De este manera se propone una transición de un sistema de extracción constante cada vez más hacia un sistema más ajustado al ciclo hidrológico natural en cual se capta el agua principalmente en los momentos que se genera excedentes y utilizarla en épocas que haya déficit.

La necesidad de seguir esta tendencia está justificada al aumentar cada vez más los impactos proporcionados por el cambio climático. La estacionalidad del clima mediterránea ha sido proyectada de ser cada vez más extremo y más desequilibrado (*IPCC, 2022*). Por lo tanto, se espera que la proporción de la precipitación que cae por lluvias intensas aumentará y los periodos de sequías y vulnerabilidad de los recursos hídricos serán más largas e intensas. Esto indica la importancia de optimizar la captación de justamente estos excedentes de agua y minimizar la explotación de aguas vulnerables.

## 11. Referencias

- AEMET. (s.f.). Metodología Balance Hídrico 2.
- Cao, S.L., Poduska, D., Zollinger, D.G. (1998). Drainage design and performance guidelines for uni ecostone permeable pavement. . *The Uni-Group USA*.
- Dierkes, C., Göel, P., Benze, W., Wells, J. (2000). Next generation water sensitive storm water management techniques. *Melbourne Water*.
- Drake, J.A.P., Bradford, A., Marsalek, J. (2013). *Review of environmental performance of permeable*.
- Freeborn, J.R., Sample, D.J., Laurie, J.F. (2012). Residential Stormwater: Methods for decreasing runoff and increasing Stormwater Infiltration.
- Guillette, A. (s.f.). Low Impact Developmente Technologies . *WDBG. Low Impact Development Center*.
- He, Z., Davis, A.P. (2011). *Process Modeling of Storm-Water Flow in a Bioretention Cell*.
- Lizarraga-Mendiola, L., Bigurra-Alzati, C.A., Paz-Casas, D.F., Montiel-Palma, S., González-Sandoval, M.R., Castañeda-Robles, I.E., López-León, L.D., Olgúin-Coca, F.J., Lagarda-García, F.O.;. (2017). Empleo de jal como cementante en la elaboración de un concreto. *Tópicos de Investigación en Ciencias de la Tierra y Materiales*.
- Lizárraga-Mendiola, L., Lagarda-García, F.O., Bigurra-Alzati, C.F. (2018). Uso de tecnologías de bajo impacto como alternativa para la restauración del ciclo hidrológico en zonas urbanas: Campus universitario de la UAEH como caso de estudio.
- Muerdter, C., ASCE, S.M., Özkök, E., Li, L., Davis, A.P., ASCE, F. (s.f.). Vegetation and Media Characteristics of an Effective Bioretention Cell.
- Muerdter, C., Özkök, E., Li, L., Davis, A.P. (2016). Vegetation and Media Characteristics of an Effective Bioretention Cell. *Journal for Sustainable Water Built Environment*.
- Olszewski, J.M., Davis, A.P. (2013). Comparing the Hydrologic Performance of a Bioretention Cell with Predevelopment Values. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*.
- Park, J.Y., Lim, H.M., Lee, H.I., Yoon, Y.H., Oh, H.J., Kim, W.J. (2013). Water Balance and Pollutant Load Analyses according to LID Techniques for a Town Development. *Environmental Engineering Research Division, Korea Institute of Construction Technology*.
- Santano Baena, G. Escribano Rodriguez de Robles, B. (2022). La viabilitat de la reutilització de l'aigua de la pluja i dels aqüífers pel reg dels horts urbans i parcs municipals de Terrassa. *Trabjao de prácticas de grado. Universitat de Barcelona, Observatori de l'Aigua de Terrassa*.
- Scholz, M., Grabowiecki, P. (2006). Review of permeable pavement systems. *Elsevier. Building and Environment*.
- Soler Serra, L., Meroño Lombera, D., Alà Salat, F., Rodríguez Asenjo, M., Milló Miralda, P. (2021). Estudi Hidrogeològic sobre possibles noves captacions a Terrassa (exp. núm. 2021 / 12451). *Diputació Barcelona. Oficina de Canvi Climàtic i Sostenibilitat Genèrica de Serveis de Medi Ambient. Àrea d'Acció Climàtica*.



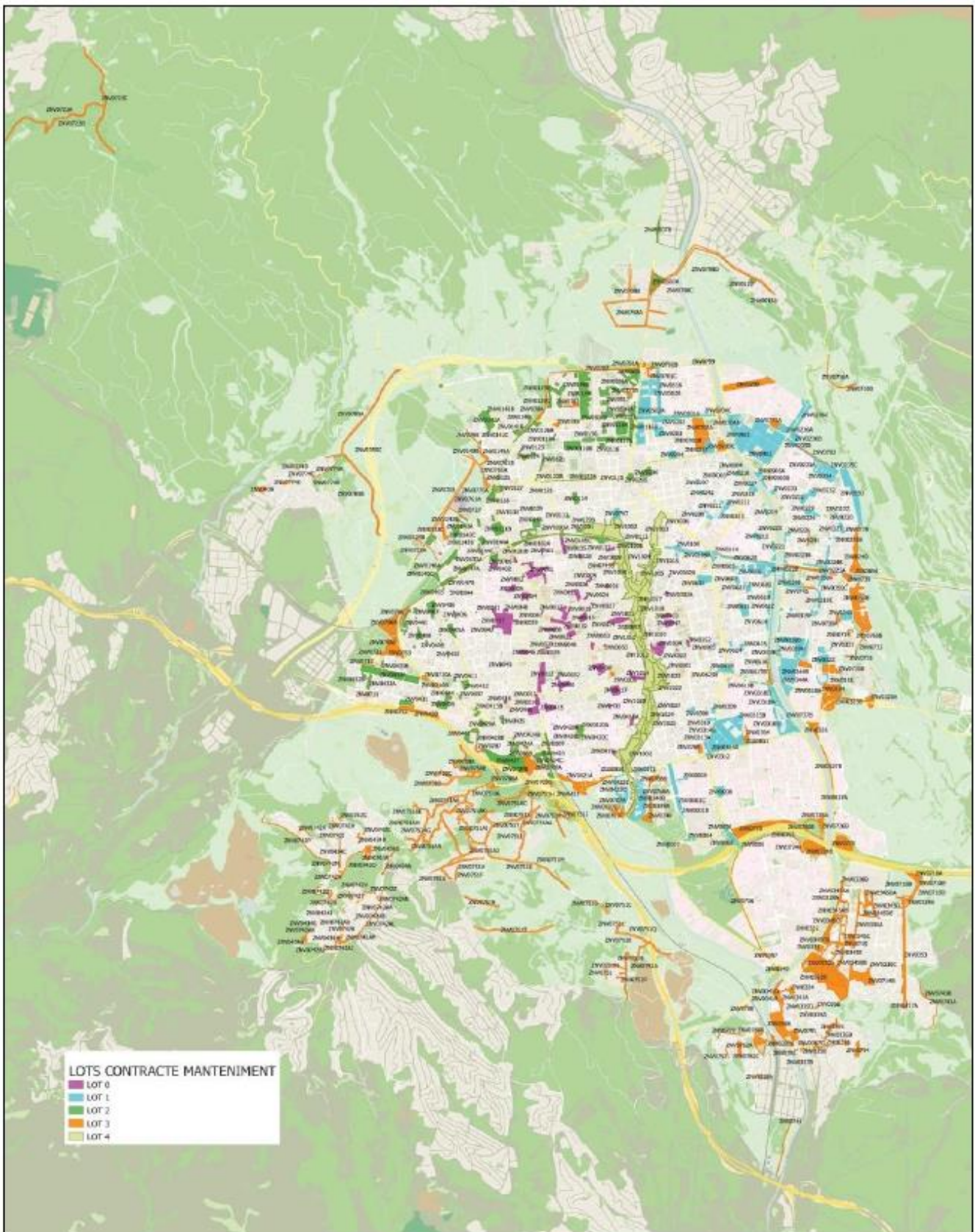
Storey, B.J., Li, M.H., McFalls, J.A., Yi, Y.J. (2015). Stormwater treatment with vegetated buffers. *American Association of State Highway and Transportation Officials Standing Committee of Environment*.

The International Panel on Climate Change (IPCC). (n.d.). <https://www.ipcc.ch/>.

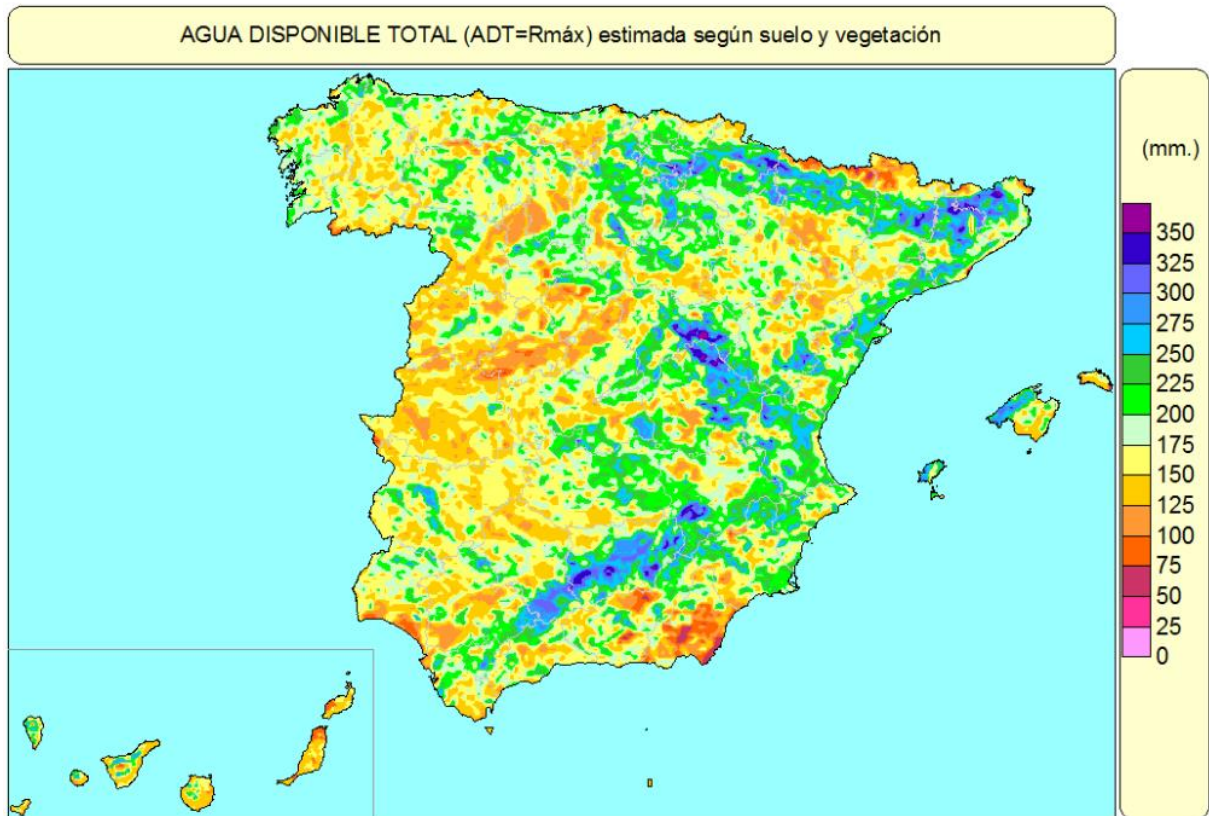
Water resource center, S. P. (s.f.). Design guidance provided for engineers and planners on how to properly develop a bioretention cell.



## Apéndices



Apéndice 1: Representación de la red de regadío municipal de la zona urbana de Terrassa. Fuente: Soler Serra et al., 2021.



**Apéndice 2:** Mapa de agua disponible total (ADT) de España según el tipo de suelo. Fuente: AEMET, Vigilancia Clima, Metodología Balance Hídrico 2.