



**Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica  
UNIVERSIDAD DE SEVILLA**

**TESIS DOCTORAL**

Programa de doctorado en Ingeniería Agraria, Alimentaria, Forestal y del Desarrollo Rural  
Línea de investigación: Tecnología de la producción vegetal

**RESPUESTA Y RECUPERACIÓN A LA SEQUÍA DE ESPECIES  
FORMADORAS DE CÉSPEDES UTILIZADAS EN CAMPOS DE  
GOLF EN ANDALUCÍA. MODELO DE GESTIÓN**

**Autor: Rafael Jesús Monje Jiménez**

**Directores: Dr. LUIS PÉREZ URRESTARAZU y Dr. GREGORIO EGEA CEGARRA**

**Tutor del Departamento: Dr. RAFAEL FERNÁNDEZ CAÑERO**

**1 de octubre de 2019**



# UNIVERSIDAD DE SEVILLA



## **Programa de doctorado en Ingeniería Agraria, Alimentaria, Forestal y del Desarrollo Rural**

**Línea de investigación: Tecnología de la producción vegetal**

**TÍTULO DE LA TESIS:** RESPUESTA Y RECUPERACIÓN A LA SEQUÍA DE ESPECIES FORMADORAS DE CÉSPEDES UTILIZADAS EN CAMPOS DE GOLF EN ANDALUCÍA. MODELO DE GESTIÓN.

**DOCTORANDO:** RAFAEL JESÚS MONJE JIMÉNEZ

### **INFORME RAZONADO DE LOS DIRECTORES DE LA TESIS**

El Dr. Luis Pérez Urrestarazu y el Dr. Gregorio Egea Cegarra,

#### **INFORMAN:**

Que el trabajo titulado ‘RESPUESTA Y RECUPERACIÓN A LA SEQUÍA DE ESPECIES FORMADORAS DE CÉSPEDES UTILIZADAS EN CAMPOS DE GOLF EN ANDALUCÍA. MODELO DE GESTIÓN’ ha sido realizado, bajo nuestra supervisión, por D. RAFAEL JESÚS MONJE JIMÉNEZ.

El propósito de la tesis es obtener información con el fin de gestionar frente la sequía el césped de los campos de golf de Andalucía. En este trabajo, además de recabar información para desarrollar un modelo de gestión que incluye la sequía, se han obtenido datos que justifican la resistencia a la falta de agua de una especie y un híbrido mayoritariamente utilizados en los campos de golf de Andalucía; así también se muestra el tiempo necesario para recuperar las cualidades mermadas del césped por sequía, una vez reiniciado el riego. Los resultados derivados de la tesis permitirán a los gestores de estos espacios deportivos disponer de información necesaria para el manejo del césped frente a una adversidad climática como es la sequía, o para el manejo del césped bajo un modelo de gestión. En ambos casos, se satisfacen los intereses de los gestores y usuarios, tal y como se ha visto reflejado en la firma de dos convenios de colaboración entre la Universidad de Sevilla y la Asociación Española de *Greenkeepers* (AEdG) y la Real Federación Andaluza de Golf (RFGA).

Esta Tesis se ha desarrollado correctamente en tiempo y en forma y los resultados obtenidos han dado lugar a dos artículos publicados en revistas de impacto internacional.

El primer artículo ha sido publicado en 2019 en la revista *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*. Vol. 145, Issue 6 (June 2019). American Society of Civil Engineers. SSN (print): 0733-9437. ISSN (online): 1943-4774. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0001392](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0001392). (Q3; IF 1.34). El segundo artículo se ha publicado en 2019 en la revista *Agricultural Water Management* 223 (2019) 105690. doi: 10.1016/J.AGWAT.2019.105690 (Q1; IF 3.542).

Los resultados de los trabajos de investigación también se han mostrado en otros medios de divulgación, como en la revista *Greenkeepers* n. 63 de junio de 2017, editada por la AEdG; y en el 37 Congreso Nacional de Riegos de 2017, registrado en el libro de actas del congreso (DOI: <http://dx.doi.org/10.25028/CN.Riegos.2017>), en el grupo: A) Investigación, desarrollo e innovación en riego y drenaje; con el título ‘Respuesta y recuperación a la sequía de *Cynodon dactylon*, var. Riviera en un campo de golf del sur de España. (Monje Jiménez, R.J., Egea, G., Pérez-Urrestarazu, L. (P). DOI: <http://dx.doi.org/10.25028/CNRiegos.2017.A04>

No hay que destacar ninguna circunstancia desfavorable.

Por lo que, consideramos que la originalidad, grado de innovación y calidad científica de la Tesis Doctoral que se presenta cumple los requisitos para ser defendida, y por todo ello, autorizamos la Presentación y Defensa de esta Tesis Doctoral para obtener el grado de Doctor.

Sevilla, a 1 de octubre 2019

Firma de los directores

Fdo. Luis Pérez Urrestarazu

Fdo. Gregorio Egea Cegarra

# UNIVERSIDAD DE SEVILLA



Programa de doctorado en Ingeniería Agraria, Alimentaria, Forestal y del Desarrollo Rural

**TÍTULO DE LA TESIS: RESPUESTA Y RECUPERACIÓN A LA SEQUÍA DE ESPECIES FORMADORAS DE CÉSPEDES UTILIZADAS EN CAMPOS DE GOLF EN ANDALUCÍA. MODELO DE GESTIÓN.**

**AUTOR: Rafael Jesús Monje Jiménez**

## **Tesis por compendio de artículos**

Esta tesis cumple el requisito establecido por la Universidad de Sevilla para su presentación como compendio de artículos, consistente en un mínimo de dos artículos publicados o aceptados en revistas incluidas en los tres primeros cuartiles de la relación de revistas del ámbito de la especialidad y referenciadas en la última relación publicada por el Journal Citations Report:

- 1. Monje-Jiménez, R.,** Egea Cegarra, G. y Pérez Urrestarazu, L. 2019. Turfgrass recovery after an induced drought period on a golf course fairway. A case study in southern Spain. *En: Journal of Irrigation and Drainage Engineering*. ASCE. Vol. 145. Núm. 6. June 2019. 05019005-1-05019005-11. 10.1061/(ASCE)Ir.1943-4774.0001392. Datos de 2018 (JCR): índice de impacto 1.340, posición 7/13 y 3<sup>er</sup> cuartil en el área temática de Agricultural engineering. SJR 2018: 0.55
- 2. Monje-Jiménez, R.,** Pérez Urrestarazu, L., Egea Cegarra, G. 2019. ‘Tifway’ bermudagrass recovery after drought periods of different durations under shallow sandy soil in a Mediterranean climate. *En: Agricultural Water Management*. ELSEVIER. Vol. 223. 20 Agosto 2019, 105690. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105690>. Datos de 2018 (JCR): índice de impacto 3.542, posición 9/89 y 1<sup>er</sup> cuartil en el área temática de Agronomy. SJR 2018: 1.4

El doctorando

Fdo. Rafael Jesús Monje Jiménez



# UNIVERSIDAD DE SEVILLA



## **Programa doctorado: Ingeniería agraria, alimentaria, forestal y del desarrollo rural sostenible**

Los trabajos experimentales que conforman la presente Tesis Doctoral han sido financiados por el Proyecto PRJ 201602875 '**Estudio de la respuesta al déficit hídrico de especies cespitosas en campos de golf y superficies deportivas**', con la colaboración de la Asociación Española de *Greenkeepers* y la Real Federación Andaluza de Golf.

Firma de los directores:

Fdo. Dr. Luis Pérez Urrestarazu

Fdo. Dr. Gregorio Egea Cegarra

Sevilla a 1 de octubre de 2019





## **Agradecimientos**

A mi esposa. A mis hijos. A todas las personas que me regalaron su amor y compañía.

Mi agradecimiento a los directores de esta tesis, por el ánimo constante que me han proporcionado en este trabajo. Por la ayuda recibida, mediante sus aportaciones y recomendaciones, mostrándome generosamente sus conocimientos técnicos y científicos. Por la comprensión y paciencia mostrada durante el transcurso de esta travesía, que roza el lustro, y por su regalo de amistad continua.



# ÍNDICE

|   |            |
|---|------------|
| <b>RESUMEN GENERAL.....</b>   | <b>1</b>   |
| <b>SUMMARY .....</b>  | <b>2</b>   |
| <b>CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL Y OBJETIVOS .....</b>   | <b>7</b>   |
| <b>1.1. Descripción del campo de golf .....</b>   | <b>7</b>   |
| <b>1.2. Interés económico de los campos de golf. ....</b>   | <b>9</b>   |
| <b>1.3. Interés medio ambiental de los campos de golf. ....</b>   | <b>10</b>  |
| <b>1.4. El césped. Su representación en el campo de golf. ....</b>  | <b>13</b>  |
| <b>1.5. Céspedes para zonas con limitada disponibilidad hídrica .....</b>   | <b>15</b>  |
| 1.5.1. Resistencia ante la falta de agua .....  | 19         |
| 1.5.2. Clasificación de los mecanismos de resistencia a la sequía .....   | 19         |
| 1.5.3. Factores que influyen en el daño del césped por falta de agua. ....  | 21         |
| <b>1.6. El riego y el campo de golf. ....</b>   | <b>23</b>  |
| 1.6.1. Fuentes de agua para uso en campos de golf. ....   | 24         |
| 1.6.2. Consumo de agua en el campo de golf.....   | 24         |
| 1.6.3. El uso del agua reutilizada en los campos de golf.....   | 28         |
| 1.6.4. Modelos de gestión del agua en el campo de golf.....   | 29         |
| <b>1.7. Objetivos de la Tesis Doctoral .....</b>  | <b>35</b>  |
| 1.7.1. Objetivo general.....  | 35         |
| 1.7.2. Objetivos específicos.....   | 35         |
| <b>1.8. Referencias .....</b>   | <b>36</b>  |
| <b>CAPÍTULO 2. RECUPERACIÓN DEL CÉSPED DESPUÉS DE UN PERIODO DE SEQUÍA<br/>INDUCIDA EN LAS CALLES DE UN CAMPO DE GOLF. UN CASO DE ESTUDIO EN EL SUR<br/>DE ESPAÑA.....</b>                  | <b>47</b>  |
| <b>2.1. Introducción.....</b>   | <b>47</b>  |
| <b>2.2. Turfgrass Recovery after an Induced Drought Period on a Golf Course Fairway: Case<br/>Study in Southern Spain. ....</b>   | <b>48</b>  |
| <b>CAPÍTULO 3. RECUPERACIÓN DEL HÍBRIDO ‘TYFWAY-419’, DESPUÉS DE UN PERÍODO<br/>DE SEQUÍA DE DIFERENTES DURACIONES EN UN SUELO ARENOSO POCO PROFUNDO<br/>EN UN CLIMA MEDITERRÁNEO .....</b> | <b>79</b>  |
| <b>3.1. Introducción.....</b>   | <b>79</b>  |
| <b>3.2. ‘Tifway’ bermudagrass recovery after drought periods of different durations under<br/>shallow sandy soil in a Mediterranean climate.....</b>  | <b>80</b>  |
| <b>CAPÍTULO 4. RESUMEN GLOBAL DE LOS RESULTADOS Y DISCUSIÓN. ....</b>   | <b>109</b> |
| <b>4.1. Resumen global de los resultados. ....</b>  | <b>109</b> |
| 4.1.1. Experimento 1. ....  | 109        |
| 4.1.2. Experimento 2. ....  | 109        |
| <b>4.2. Discusión general de los resultados.....</b>  | <b>110</b> |
| 4.2.1. Experimento 1 .....  | 110        |
| 4.2.2. Experimento 2. ....  | 115        |
| <b>4.3. Referencias. ....</b>   | <b>117</b> |
| <b>CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES GENERALES .....</b>   | <b>121</b> |

|  |            |
|--|------------|
| <b>Índice de figuras por capítulo.....</b> | <b>123</b> |
| <b>Índice de tablas por capítulo.....</b>  | <b>126</b> |
| <b>Lista de símbolos .....</b>             | <b>128</b> |
| <b>Lista de abreviaturas .....</b>         | <b>129</b> |

## RESUMEN GENERAL

La gestión del agua de los campos de golf demanda estrategias de riego con el fin de enfrentarse a periodos de sequía naturales o reducir voluntariamente el consumo de agua durante el año por escasez de suministro, interés económico o medioambiental. En este trabajo se evalúa la respuesta a la falta de agua, y posterior recuperación, de una especie como es *Cynodon dactylon* (L.) y de un híbrido, *Tifway* [*Cynodon dactylon* (L.) Pers. × *Cynodon transvaalensis* (Burr-Davy)], que forman césped y se establecen en las calles de la mayoría de los campos de golf en Andalucía. Para comprobar la respuesta de estas formadoras de céspedes, durante y después de la falta de riego, se han realizado dos estudios independientes.

Un primer estudio se ha desarrollado en un campo de golf donde se aplicó un modelo de gestión similar al referido en este trabajo y se evaluó la respuesta de *Cynodon dactylon* var. *Riviera* durante un período de sequía en verano de alrededor de 75 días, y durante la recuperación a la sequía. Los resultados han mostrado la resistencia a la falta de agua y la capacidad de recuperación de *Cynodon dactylon*, así como la viabilidad de aplicar una sequía inducida en el campo de golf, durante un periodo de bajo uso y alta evapotranspiración. La recuperación fue aceptable y fue capaz de reestablecer la calidad adecuada antes de comenzar el mayor uso de las instalaciones. Así también se ha comprobado que una sequía inducida afectó a la existencia de malas hierbas, reduciendo su proliferación. Los resultados se han publicado en *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*.

En un segundo estudio se ha evaluado el comportamiento del híbrido *Tifway* [*Cynodon dactylon* (L.) Pers. × *Cynodon transvaalensis* Burr Davy] bermuda, en condiciones desfavorables, en suelo arenoso y de poca profundidad, durante la recuperación de cuatro períodos de sequía de diferente duración (3, 5, 8 y 10 semanas). El césped también se sometió a otros factores limitantes, además de la sequía, como el riego deficitario previo al periodo sin riego, la reducida profundidad de la capa de enraizamiento, el tipo de suelo o la cantidad de fertilizante aplicado.

En el primer estudio, la fracción de cobertura verde y los atributos principales que determinan la calidad del césped se evaluaron durante dos ciclos de sequía / recuperación, realizados durante los meses de mayor demanda hídrica, y se ajustó a un modelo de gestión propuesto, contrastándose la viabilidad de aplicar el denominado Sistema de Calidad Estacional (SCE), en el que se propone la aplicación de una sequía inducida en periodos de utilización mínima y de mayor demanda hídrica. Así también los resultados obtenidos en este trabajo se podrán utilizar en la gestión de periodos de sequías naturales o en programas medioambientales, donde se incluya la restricción voluntaria del riego, conociendo el comportamiento del césped, especialmente en la recuperación, con el fin de gestionar el funcionamiento de la actividad deportiva después de la sequía. Esta estrategia de gestión del agua fue efectiva para el control de malas hierbas, especialmente *Digitaria* spp, y se muestra el camino para que se inicien otras investigaciones con el fin de controlar en post emergencia determinadas malas hierbas anuales de verano.

En el segundo estudio, se mostró que la duración de la sequía es determinante para la capacidad de recuperación de bermuda Tifway. Los períodos de sequía de verano de más de 5 semanas sin agua, no permitieron alcanzar al menos el 50% de la cubierta verde. La profundidad y el tipo de suelo mostraron ser factores limitantes de la capacidad de recuperación a la sequía de bermuda Tifway, como puede verse en la comparación con otros datos encontrados en la literatura para la misma especie / cultivar. Los datos recolectados por medio de metodologías alternativas para monitorear el desempeño del césped (cubierta verde y calidad visual), como el Análisis de Imagen Digital o el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada, fueron muy similares a los obtenidos por los métodos de observación tradicionales, reduciendo las horas de trabajo.

## **SUMMARY**

The water management of golf courses demands irrigation strategies in order to face periods of natural drought or voluntarily reduce water consumption during the year due to a shortage of supply, economic or environmental interest. This paper evaluates the response to the lack of water, and subsequent recovery, of a species such as

*Cynodon dactylon* and a hybrid, such as *Cynodon dactylon* x *Cynodon traanvalensis*, which form grass and are established in the fairways of most golf courses in Andalusia. To check the response of these lawns, during and after the lack of irrigation, two independent studies have been carried out.

A first study was performed in a golf course, where a management model was applied, similar to the one proposed in this work, and the response of *Cynodon dactylon* var. *Riviera*, during a period of drought in summer, about 75 days, and during recovery to drought. The results have shown the resistance to lack of water and the resilience of *Cynodon dactylon*, as well as the feasibility of applying an induced drought on the golf course, during a period of low use and high ET. Hence, an adequate quality of the grass was restored before the beginning of the greater use of the facilities. Thus it has also been proven that an induced drought affected the proliferation of weeds. The results have been published in the Journal of Irrigation and Drainage Engineering.

In a second study, the behavior of the Tifway [*Cynodon dactylon* (L.) Pers. × *Cynodon transvaalensis* Burt Davy] bermudagrass hybrid was evaluated, under unfavorable conditions, on sandy and shallow soil, during the recovery of four dry periods of different duration (3, 5, 8 and 10 weeks). The grass also underwent other limiting factors, in addition to drought, such as deficit irrigation prior to the period without irrigation, the reduced depth of the rooting layer, the type of soil or the amount of fertilizer applied.

In the first study, the fraction of green cover and the main attributes that determine the quality of the turf were evaluated during two drought / recovery cycles, carried out during the months of greatest water demand, and adjusted to a proposed management model, contrasting the feasibility of applying the so-called Seasonal Quality System (SCE), which proposes the application of an induced drought in periods of minimum use and increased water demand. Likewise, the results obtained in this work can be used in the management of periods of natural droughts or in environmental programs, where the voluntary restriction of irrigation is included, knowing the behavior of the lawn, especially in the recovery, in order to manage the operation of

sports activity after drought. This water management strategy was effective for the control of weeds, especially *Digitaria* spp, and shows the way for other investigations to be initiated in order to control certain annual summer weeds after the emergency.

In the second study, it was shown that the duration of the drought is decisive for the resilience of bermudagrass Tifway. The summer drought periods of more than 5 weeks without water did not allow reaching at least 50% of the green cover. The depth and type of soil proved to be limiting factors of the drought recovery capacity of Bermudagrass Tifway, as can be seen in the comparison with other data found in the literature for the same species / cultivar. The data collected through alternative methodologies to monitor lawn performance (green cover and visual quality), such as Digital Image Analysis or the Normalized Difference Vegetation Index, were very similar to those obtained by traditional observation methods, reducing working hours.



## **CAPÍTULO 1: Introducción general y objetivos.**

---





## **CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL Y OBJETIVOS**

En ocasiones los gestores de los campos de golf requieren de información para aplicarla en la gestión del riego, con el ánimo de reducir el consumo de agua; o puntualmente en el manejo del césped cuando existen dificultades de suministro de agua en el riego del campo, debiendo actuar con solvencia frente a una sequía imprevista. Incluso a veces se requieren estrategias para gestionar el riego en un modelo de gestión del campo, como es el caso de ‘Sistema de Gestión Medioambiental (SGMA)’, donde la reducción del gasto de agua sea un requisito. En cualquier caso, para actuar frente a una sequía, se hace necesario conocer previamente el comportamiento de una especie, *Cynodon dactylon* (L.), y un híbrido, Tifway [*Cynodon dactylon* (L.) Pers. × *Cynodon transvaalensis* (Burr-Davy)]; que forman el césped de la mayoría de la superficie de los campos de golf de Andalucía. Es por ello que se necesitan resultados prácticos, como los mostrados en los dos experimentos, que justifiquen la viabilidad de la gestión del césped en periodos de sequía.

El modelo de gestión (Monje, 2006), que se estudia, y que se ha referido en el resumen, y los principios en los que se fundamenta, se han aplicado y justificado mediante el experimento que se expone en el capítulo segundo, que se incluye en este trabajo. Además, se amplía información para aplicar en la gestión, con los datos resultantes de un segundo experimento, que se exponen en el capítulo tercero.

Los resultados de este trabajo se podrán utilizar, no solamente en este modelo de gestión sino también en otros modelos donde la reducción del riego en el campo de golf sea un requisito de un programa incluido en el Sistema de Gestión Medioambiental que se implante; o también servirán para enfrentarse a una sequía natural.

### **1.1. Descripción del campo de golf**

De un modo general, un campo de golf comprende un recorrido por el cual el jugador se desplaza con el fin de desarrollar el juego:

- Una salida o *tee*, de una superficie de alrededor de 100 m<sup>2</sup>.
- Un pasillo o calle, denominado *fairway*, de 35 a 50 m de ancho, donde debe caer la bola, formada por césped regularmente segado. Las calles presentan unos anchos que pueden estar entre 30-60 m, pueden totalizar, con una extensión de 10 a 25 ha para un campo de 18 hoyos (García-Verdugo y Monje, 1997).

- Una zona provista a cada lado de las calles, de diferente extensión, denominada *rough* y diferenciada de otras zonas por la altura de siega, y en ocasiones por las diferentes especies formadoras de la cubierta herbácea, que pueden incluir arbustos y árboles, denominadas *rough* y *semi rough*. La superficie que ocupará esta zona en un campo de golf, dependerá en gran medida del diseño y la superficie total del campo. Puede estar comprendida entre 15 o 40 ha para un campo de 18 hoyos. La función penalizadora del juego de esta zona se puede ver combinada con otras funciones de conservación y mejora medioambiental del entorno (Monje, 2002).

- Una zona denominada *Green*, con una superficie de césped cuya altura de siega es de 2 a 4 mm, y que queda situada al final del recorrido. Puede tener una extensión de entre 300 y 500 m<sup>2</sup>, y aquí se encuentra el hoyo, en el cual debe penetrar la bola, quedando señalado con una bandera. El *green* suele estar rodeado de uno o dos collarines o escalones de césped de diferente ancho cada uno (entre 50 cm a 1 m de ancho), con una altura de corte superior a la altura de siega del *green* pero inferior al de la calle denominado *antegreen* (García –Verdugo y Monje, 1997).

De modo general un recorrido, en un campo de golf de 18 hoyos, representa una distancia total de seis a siete kilómetros (normalmente entre 5.800 m y 6.400 m), pudiendo encontrar entre el *tee* y el *green* una serie de obstáculos que dificulten el juego, como son las trampas de arena (*bunker*) y los lagos (Beard y Kim, 1989). Para instalar un recorrido de 18 hoyos es deseable poder disponer de un terreno de al menos 40 hectáreas, aunque existen campos que llegan a tener una extensión de más de 60 hectáreas. Para un recorrido de 9 hoyos pueden ser suficientes 20 hectáreas (Monje, 2006).

**Tabla 1. Campos de golf por territorios (2015)**

| Continente    | Nº de campos |
|---------------|--------------|
| África        | 911          |
| América Norte | 18.145       |
| América Sur   | 663          |
| Asia          | 4.778        |
| Europa        | 7.403        |
| Oceanía       | 2.111        |

**Fuente:** Royal & Ancient Golf of ST Andrews. Golf Around the world (2015).

## 1.2. Interés económico de los campos de golf.

En España en 2016, el número de jugadores alcanzó los 277.892, en unos 359 campos, que han registrado 9.358.000 rounds. Las inversiones en los campos de golf han supuesto 53.400.000 euros al año, con una explotación que ascienden a 499.851.000 euros/año. También ha supuesto una facturación de las hostelerías subarrendadas en los campos de unos 90.000.000 euros al año. Así también la venta de maquinaria y material de juego para los campos ha generado 73.000.000 de euros al año. En actividades comerciales y de comunicación se han generado igualmente unos 48.645.000 de euros. En total el valor directo del golf en España ha alcanzado los 764.896.000 euros al año. El valor indirecto, considerando el valor inducido al inmobiliario y al turismo, ha alcanzado los 747.600.000 y 564.384.450 euros al año respectivamente, es decir unos 1.311.984.450 euros al año en total. Y ha supuesto un impacto económico anual de 2.076.880.450 euros, que ha generado 11.068 empleos directos en la industria del golf en España (Aymerich y Anabitarte, 2017). Según la Real Federación Española de Golf, el golf “crea puestos de trabajo”, además de generar riqueza, más de 2.000 millones de euros, y considera que ningún deporte genera tanto en turismo (RFEG, 2019). A nivel nacional, Andalucía lidera la oferta de golf (EPGTDA, 2010). Elias Bendodo,

presidente de la Diputación de Málaga entre 2011 y 2019, comunicó que “El golf es empleo y riqueza y que el impacto del golf en la provincia de Málaga es muy importante, alcanzando 1.410 millones de euros en producción directa e indirecta, con golfistas cuya estancia media es de 12,3 días y un gasto total de media de 1.800 euros (ElDiario.es, 2017). Mientras la demanda real andaluza se sitúa en 530 mil turistas de golf, la demanda potencial está por encima de los 6,5 millones de turistas. Andalucía mantiene su liderazgo indiscutible en la oferta de golf nacional con 102 campos del golf, acaparando entorno al 30% de la oferta nacional, y a gran distancia de Cataluña. La estancia media es de 10,8 días, con un desembolso por turista de 117,5 euros, el doble del contabilizado por un turista general. La inversión media por campo de golf es de 10 millones. Los ingresos por explotación en Andalucía en 2016 supusieron un total de 115 millones, siendo el promedio por campo de 2,9 millones de euros (CEA-Junta de Andalucía, 2017). Los campos de golf ofrecen una mejora en la calidad e imagen de la oferta turística; a lo que habría que añadir la inversión inducida por este deporte del golf (Priego de Montiano et al. 2006).

Para un campo de tipo medio, configurado por una superficie de 50 ha., de las cuales 24 son atribuidas a calles, una hectárea para *green* y otra para *tees*, se consideran unos gastos anuales entre 390.000 y 550.000 euros aproximadamente, considerando los totales por amortización, mantenimiento y seguros. Para esto se ha contabilizado un empleo medio de 22 trabajadores, de los cuáles 13 trabajadores estarían dedicados al cuidado del campo y el resto repartidos entre administración, tienda y vigilancia. Los presupuestos de los campos de golf de 18 hoyos en Andalucía oscilan entre 500.000 euros y 2.000.000 euros y la mayoría se encuentran entre 700.000 y 1.400.000 euros (Priego de Montiano et al. 2006); aunque, dependiendo del campo y el programa de mantenimiento, éstos se pueden reducir considerablemente, especialmente en el apartado de insumos.

### **1.3. Interés medio ambiental de los campos de golf.**

Los beneficios de los céspedes se pueden clasificar de acuerdo a sus propósitos funcionales, recreativos y estéticos (Beard y Green, 1994). Los céspedes funcionales

pueden incluir como beneficios el control de la erosión del suelo, la prevención de polvo, reducir la contaminación y el control de inundaciones. Los céspedes pueden reducir la contaminación de los recursos hídricos mediante la reducción de la escorrentía y la entrada de sedimentos en los tramos de río abajo. También funcionan como una capa de filtrado que evita que los nitratos y otros productos químicos lleguen a las aguas subterráneas (Turgeon, 1996). El césped en las carreteras absorbe gases tóxicos emitidos por los vehículos, proporcionando así un efecto de limpieza del aire (Turgeon, 1996). Los céspedes también reducen el ruido, deslumbramientos y problemas de polvo mediante las áreas que rodean los edificios (Beard, 1973). Así también, el césped proporciona una superficie recreativa de bajo costo para usos tanto de forma pasiva como activa (Beard y Green, 1994). Se utiliza comúnmente en los campos deportivos, oficinas circundantes, estacionamientos y parques y jardines públicos y privados.

**Tabla 2. Comparativo de creación empleo (empleados) en la agricultura de Regadío y en el mantenimiento de los campos de golf en la CCAA de Andalucía.**

|                    | CAMPOS GOLF | AGRICULTURA REGADÍO | DIFERENCIA |
|--------------------|-------------|---------------------|------------|
| 52 campos x 50 ha. | 2.500       | 2.500               | 0          |
| Empleo directo     | 1.144       | 167                 | 977        |
| Empleo indirecto   | 800         | 83                  | 717        |
| Empleo total       | 1.944       | 250                 | 1.694      |

**Fuente:** Valoración ambiental de los campos de golf. Gómez Lama et al. (1994)

Los céspedes son generadores de un gran número de acciones, positivas de algún modo para el medio ambiente. Su acción anti erosiva es bien conocida (Gross et al., 1991; Beard y Green, 1994). Los céspedes sanos y densos absorben la precipitación de forma seis veces más eficaz que un campo de trigo. Un césped consolidado puede absorber 10 a 12 veces más agua que céspedes jóvenes, aún después de dos años de crecimiento, previniendo la erosión (Beard, 2000). Este comportamiento es debido a que hasta el 90 % del peso de una planta formadora de césped está constituida por sus raíces y esto configura un dispositivo de prevención de erosión muy eficiente, que a la vez

elimina partículas de suelo que pueden contaminar los acuíferos (Beard y Green, 1994; Beard, 2000).

Así también, podemos considerar que el césped ayuda a mejorar la calidad del agua que entra en las capas acuíferas subterráneas, ya que su masa de raíces y la acción microbiana, establecida en el suelo y el césped, actúan como un filtro para capturar y degradar muchos tipos de agentes contaminantes (Schuyler, 1987).

Por otro lado, también mejora la calidad del aire. Un km<sup>2</sup> de césped absorbe unos 120 kg de SO<sub>2</sub> cada día (Beard, 2002) mientras que una hectárea de césped puede liberar más de 5.000 m<sup>3</sup> de oxígeno en un año. Un césped, con sólo dos hectáreas aproximadamente de superficie, absorbe el dióxido de carbono, el ozono, y otros agentes contaminantes atmosféricos, y liberan tanto oxígeno como para satisfacer las necesidades de una familia de cuatro miembros (Beard et al., 1994).

También el suelo donde se establece el césped retiene CO<sub>2</sub>. Aproximadamente en una superficie de unos 4000 m<sup>2</sup> del suelo, y en las calles y *greens* del campo de golf, se puede almacenar una tonelada de carbono cada año (Follet, 2002). El césped suele conformar un gran porcentaje de materia orgánica y de microorganismos, mejorando el suelo significativamente allá donde está establecido (Beard et al., 1994). Igualmente, la reducción de ruidos que una superficie conformada por césped proporciona es manifiesta, con el doble de reducción que realizaría un revestimiento de piedra (Turgeon, 2002). Se ha demostrado que las superficies con césped absorben los sonidos significativamente mejor que las superficies duras, como el pavimento, la grava o el suelo desnudo (Robinette, 1972). También el césped contribuye a moderar las temperaturas (Turgeon, 2002; Beard y Johns, 1985).

Funcionalmente, el césped sirve de barrera para controlar muchos de los animales no deseados. Así, su utilización disminuye la presencia de ratas, mosquitos, etc., en lugares donde se encuentran céspedes segados alrededor de las casas, naves, aeropuertos, fábricas, etc. (Beard et al., 1994). Un césped bien segado ofrece un hábitat menos favorable para insectos no deseados y vectores de enfermedades (Clopton y Gold,



1993). A estos muchos beneficios de las cubiertas cespitosas se puede añadir que la ubicación de un campo de golf mejora igualmente la calidad paisajística de la zona en la que se localiza. Incluso dentro de un núcleo urbano, estas superficies han realizado con su establecimiento el entorno, desde el punto de vista estético y urbanístico (Granados, 1997). A la vez, contribuyen a ser un refugio para el hábitat de la avifauna (Granados, 1997). Incluso estos espacios con césped pueden servir como iniciativa para la acometida de proyectos de reciclaje de aguas residuales, gracias a la reutilización de éstas para el riego del campo, evitando con esto los vertidos a los ríos o al mar (Monje, 2008).

#### **1.4. El césped. Su representación en el campo de golf.**

Los céspedes se clasifican en céspedes de estación cálida y estación fría. (Christians et al., 2011). Un césped de estación cálida se define como una especie con un crecimiento favorable durante los periodos cálidos, cuando las temperaturas oscilan entre 26,7 °C a 35,0 °C (Turgeon, 1996); y se mantiene latente durante el invierno (sobre todo en la zona de transición), poniéndose pajizo hasta la primavera, debido a la pérdida de clorofila (Christians et al., 2011). Los céspedes de estación cálida se distribuyen ampliamente en todos los climas cálido húmedo, cálido subhúmedo, y los climas cálidos semiáridos y se han utilizado en diversos grados en las zonas de transición (Beard, 1973). Los céspedes de estación cálida más comunes son bermuda (*Cynodon dactylon*), zoysia (*Zoysia japonica*), San Agustín (*Stenotaphrum secundatum*), centipedegrass (*Eremochloa ophiuroides*), bahiagrass (*Paspalum notatum*) (Beard et al, 1989) y seashore paspalum (*Paspalum vaginatum*) (Duncan y Carrow, 1999) o kikuyu (*Pennisetum clandestinum*). Así también, un césped de estación fría se define como una especie de césped adaptada al crecimiento favorable durante periodos de temperaturas frescas (15,6 °C a 23,9 °C) y pueden estar inactivo o dañado durante periodos de altas temperaturas (Turgeon, 1996). Las especies de estación fría se distribuyen ampliamente en climas húmedo fresco, sub-húmedo fresco, y los climas semiáridos y también se extienden a la zona de transición. Los céspedes de estación fría

más comunes son *Festuca arundinacea*, *Poa pratensis*, *Lolium perenne* y *Agrostis palustris*. (Beard, 1973).

**Tabla 3. Superficie media (ha) de césped utilizada en las diferentes zonas de un campo de golf público y privado de 18 hoyos en EEUU, entre 2005 y 2015.**

| <b>Público</b>  | <b>Superficie 2005</b> | <b>Superficie 2015</b> |
|-----------------|------------------------|------------------------|
| <i>Greens</i>   | 1,25                   | 1,30                   |
| <i>Tees</i>     | 1,25                   | 1,24                   |
| <i>Fairways</i> | 11,83                  | 11,38                  |
| <i>Roughs</i>   | 20,01                  | 19,40                  |
| C. Prácticas    | 2,64                   | 2,43                   |
| Viveros         | 0,36                   | 0,35                   |
| Alrededores     | 0,82                   | 0,69                   |
|                 |                        |                        |
| <b>Privado</b>  | <b>Superficie 2005</b> | <b>Superficie 2015</b> |
| <i>Greens</i>   | 3,08                   | 3,27                   |
| <i>Tees</i>     | 2,91                   | 2,90                   |
| <i>Fairways</i> | 28,7                   | 27,7                   |
| <i>Roughs</i>   | 52,3                   | 52,8                   |
| C. Prácticas    | 6,31                   | 5,91                   |
| Viveros         | 0,88                   | 0,85                   |
| Alrededores     | 2,27                   | 1,87                   |

**Fuente:** Gelernter et al. (2017)


La bermuda (*Cynodon* spp.) representaba casi el 93% de todo el césped de estación cálida en 2015 en EEUU, con el 34% de toda la superficie mantenida de césped en ese país; las razones más frecuentes para esa selección son el ahorro de agua y la mano de obra, así como una reducción en fertilizantes, fitosanitarios y energía (Gelernter et al., 2017). Aunque bermuda (*Cynodon* spp.) es el tipo de césped más

utilizado en EEUU, ha habido un aumento en la superficie cultivada de otros tipos de césped de estación cálida, como *Zoysia* spp. y *Paspalum vaginatum* Sw. (Gelernter et al., 2017).

### 1.5. Céspedes para zonas con limitada disponibilidad hídrica

La disminución de la ET de un césped no es sinónimo de resistencia a la escasez de agua. La resistencia a la escasez de agua puede presentarse conformando unas estructuras xeromórficas determinadas, desarrollando su sistema radicular. Así tenemos que especies como el *Cynodon dactylon* o la *Zoysia japónica* tienen un potencial de desarrollo radicular elevado que pueden explorar el suelo a mayor profundidad en busca de humedad (Monje, 2006). De este modo, especies como *Pennisetum clandestinum*, a pesar de tener una alta ET, pueden soportar grandes periodos de sequía y recuperarse una vez reiniciado el riego.

**Tabla 4. Requisitos hídricos de algunas especies formadoras de césped.**

| Especie   | Requisitos de agua  |
|---|---|
| <i>Poa pratensis</i><br><i>Fetuca arundinacea</i><br><i>Stenotaphrum sec.</i><br>Bermudas "Tif"<br><i>Zoysia</i><br><i>Eremochloa ophiuroides</i><br>Bermudas Comunes<br><i>Buchloe dactyloides</i> | Alto<br><br><br><br>Bajo |

**Fuente:** Turgeon (2002).

*Cynodon dactylon* (bermuda)

Esta formadora de céspedes es una especie comúnmente utilizada en países tropicales y subtropicales de todo el mundo. En Andalucía la gran mayoría de los campos de golf la utilizan en sus calles (Priego de Montano et al., 2006). Las bermudas (*Cynodon* spp.) son las formadoras de céspedes más utilizados en lugares cálidos y soleados del sur de los Estados Unidos (Richardson et al., 2010; Emmons, 1995). En nuestro país es utilizada en muchas regiones atlánticas y mediterráneas donde las pluviometrías escasean y es la especie que ocupa la gran mayoría de las calles de los campos de golf de Andalucía (Monje, 2006).

El género *Cynodon* contiene nueve especies y diez variedades botánicas (Harlan et al., 1970). Dentro de estas especies hay cientos de cultivares. El taxón bermuda *C. dactylon* var. *dactylon* y bermudas africanas (*C. transvaalensis*), y otros cruces entre las dos especies (híbridos interespecíficos o *C. dactylon* x *C. transvaalensis*) generalmente se consideran los más importantes económicamente para la industria del césped (Beard, 1973). *Cynodon dactylon* contiene tanto tetraploides como hexaploides (Wu et al., 2005) mientras que *Cynodon transvaalensis* es un diploide, ambos con amplia variabilidad genética y alta fertilidad. Las especies más utilizadas en la utilización y obtención de híbridos de este género son: *Cynodon dactylon* (bermuda común), *Cynodon transvaalensis* (bermuda africana) y *Cynodon bradleyi* (bermuda Bradley) (Double, 1996). Los cultivares híbridos, que por sus características son más apreciados que las especies puras, son principalmente: *Tifway* (Tifton 419), *Tifgreen* (Tifton 328), *Tifdwarf*, *Tiflawn* (Tifton 57) y *Texturf 10*; estos híbridos sólo se reproducen vegetativamente a razón de 150-350 l/100 m<sup>2</sup> de esquejes. Existen otras variedades mejoradas, que aparecen en el mercado, Piness-77, Arden-15, Sultan, Sahara II, Maya, Gobi, Riviera, Sovering, Mirage, Jacpot, Sundevil, Cheyenne y Guymon, entre otras (Dalmau, 2019; Fitó, 2019; Turgeon, 2002). En la Costa del Sol los céspedes más utilizados son los híbridos *Tifway* y *Tifgreen*, además de *Cynodon dactylon* común y algunas variedades mejoradas (Monje, 2002).

Las bermudas crecen mejor en suelos bien drenados con un pH entre 6.0 y 6.5 (Higgins, 1998). Tienen una tasa de crecimiento muy alta, por lo que se establecen y se recuperan muy bien de un deterioro, debido a su capacidad de propagarse rápidamente por estolones (tallos superficiales) y rizomas (tallos subterráneos) (Higgins, 1998). Al ser una especie perenne de clima cálido, su mejor desarrollo se observa cuando las temperaturas son altas y los inviernos suaves. Crece bien con moderadas lluvias. El factor más importante es la temperatura, que limita su adaptabilidad (Turgeon, 2002). El mayor crecimiento se puede observar cuando las temperaturas están entre 35 y 37 °C. Otros autores han comunicado que el mejor crecimiento de la bermuda se produce cuando las temperaturas medias diarias oscilan alrededor de los 23 a 24°C (Duble, 1996). Las temperaturas medias por debajo de 1-2°C matan las hojas y cuando rondan los 10°C el crecimiento se detiene y la hierba empieza a perder su color verde habitual, es decir empieza a decolorarse hasta llegar a tomar un color pajizo. Aunque otros autores han comunicado que el crecimiento de la bermuda se detiene por debajo de 16°C y pueden decolorarse de 7°C a 10°C (Emmons, 1995). Las temperaturas del suelo influyen también en el crecimiento del césped, así suelos con temperaturas que oscilen alrededor de 18-19°C, favorecen el crecimiento de las raíces, siendo el óptimo de 26-27°C (Turgeon, 2002).

La bermuda se reproduce por sus semillas y a través de sus estolones y rizomas. Tiene una tolerancia a la salinidad de más de 10 mmhos/cm. No es tolerante a la sombra y posee una agresividad muy alta (Double, 1996).

En un estudio realizado por Priego de Montiano et al. (2006), que mediante una encuesta recopila las especies formadoras de céspedes en las distintas zonas de los campos de golf en Andalucía, se muestra que la especie con mayor representación en las calles es *Cynodon dactylon* Tifway 419, establecida en un 35,85% de los campos de golf, le sigue *Cynodon dactylon* común y otras variedades, con un 18,87%. Según los autores, el 53% de la superficie total con césped del campo de golf corresponde a las calles, y el 66% de los campos de golf andaluces presentan *Cynodon dactylon* spp. en las calles como especie mono específica y el 18,88% de los campos incluyen *Cynodon dactylon* en mezclas (Priego de Montiano et al. ,2006). Actualmente se han desarrollado

bermudas ultra enanas, denominadas *Ultradwarf*, que se utilizan en *greens* en EEUU, soportando siegas muy bajas y aptas para el juego en *green*, aunque en España es aún incipiente su utilización, y pocos campos de golf en Andalucía la incluyen, como Golf ‘Finca Cortesín’ en Estepona, que recientemente ha establecido la variedad Mini Verde en *greens*.

La bermuda requiere menos agua que la mayoría de las otras especies formadoras de césped (Keeley y Fagerness, 2001), la capacidad de recuperarse de la sequía, gracias a los estolones y rizomas, cuando el agua está disponible, hace que estas especies sean tolerantes a la sequía (Duble, 1996). Se puede mantener, con cierto grado de calidad, con unas pluviometrías de 600 mm anuales, no obstante, al ser una especie que resiste muy bien la escasez de agua, puede pasar los meses de mayor necesidad hídrica sin aportes de agua, presentando un estado de latencia (Turgeon, 2002). Aunque esta práctica le supone un deterioro en las características funcionales y visuales, suele retomar su aspecto habitual a las pocas semanas de reiniciar el riego, si el suministro se realiza adecuadamente. Sin embargo, y a modo general, cuando las precipitaciones no llegan a los 500 mm año, es recomendable el aporte de agua para mantener un cierto grado de calidad, especialmente durante los meses de primavera- verano, ya que los requerimientos en otros periodos no suelen existir o tienen una demanda mínima (Beard, 1973). La tolerancia al calor y la sequía de la bermuda, fue apreciada por los primeros superintendentes de los campos de golf porque requería poco o ningún riego durante el verano (Dunn y Diesburg, 2004).

La bermuda es una cespitosa que necesita, para alcanzar determinado nivel de calidad, cierto grado de fertilización. Los aprovechamientos de fertilizantes se consiguen mejor cuando la planta está activa vegetativamente (Duble, 1996). Existen variedades de bermuda con mayores necesidades nutritivas que otras. La bermuda común tiene una menor necesidad de nitrógeno que los híbridos; siendo Tifgreen, dentro de estos últimos, los que mayores aportes de nitrógeno requieren para mantener un verde oscuro. Tifway es menos exigente, ya que posee un color verde oscuro natural (Carrow, 1996).

### *1.5.1. Resistencia ante la falta de agua*

Los efectos del cambio climático pueden afectar al crecimiento y supervivencia de los céspedes, al igual que otros cultivos (Izaurre et al., 2011). La supervivencia de un cultivo es la capacidad para sobrevivir a la sequía, con independencia del rendimiento que produce (Levitt, 1980). En un cultivo como el césped, la producción, es decir el crecimiento de la planta, es sinónimo de calidad del césped (manteniendo los parámetros demandados por los jugadores), considerando principalmente el color y la densidad. Una estrategia para reducir las necesidades de riego, así como a periodos con falta de agua en el césped, es utilizar cultivares resistentes a la sequía (Carrow et al., 1990).

### *1.5.2. Clasificación de los mecanismos de resistencia a la sequía*

El estrés hídrico de una planta es debido a que la demanda de agua es mayor que la cantidad de agua que se encuentra disponible en el suelo y puede captar la planta. La demanda viene determinada por la transpiración, la humedad relativa y la temperatura, entre otros factores. Desde el punto de vista agronómico podemos definir la sequía como la falta de humedad que afecta el normal crecimiento y desarrollo de la planta. La falta de agua disminuye el crecimiento y merma la cualidades funcionales y visuales de los céspedes. Sin embargo, en los céspedes la reducción de la producción no es comparativa como la reducción de la producción que pudiera suceder en los cultivos convencionales, ya que al césped se le podrá exigir determinado grado de calidad y en determinado periodo, siempre subjetivamente; y a los cultivos agrícolas se le exige producción y calidad en las cosechas (Monje, 2008).

La tolerancia a la sequía es un rasgo cuantitativo complejo influenciado por muchos factores genéticos y ambientales (Ceccarelli et al., 2004). Varios mecanismos han sido adoptados por las plantas frente a la sequía, pudiendo ser tolerantes al estrés hídrico, adaptándose a la reducción de agua mediante los estomas; así como con el aumento de la captación de agua mediante el desarrollo de sistemas radiculares gruesos,

extensos y profundos; y por la acumulación de osmolitos, es decir aminoácidos como prolina, glutamato, glicina-betaína y azúcares, que intervienen en la prevención de la desintegración de la membrana (Prasanth et al. 2015).

Las plantas pueden presentar diferentes características adaptativas para tratar el estrés por déficit hídrico, como una mayor plasticidad de la raíz, raíces más profundas, una mejor extracción de agua, disminución del crecimiento de la hoja y / o área reducida de la hoja, pubescencia de la hoja mejorada, enrollamiento / plegado de la hoja, y reducción del número de estomas en respuesta a la sequía (Duncan y Carrow, 1999; Huang, 2008).

Los mecanismos de resistencia a la sequía incluyen evitación de la deshidratación, tolerancia a la deshidratación y escape de la sequía (Levitt, 1980; Beard, 1989). La primera estrategia de resistencia al déficit hídrico considera que las especies vegetales presentarían un comportamiento hídrico estable o regulador, es decir regularían la transpiración evitando tensiones excesivas en el xilema (estrategia evitadora). En el segundo caso, las especies resistentes serían “conformistas” (estrategia tolerante) (Levitt, 1980). La tercera estrategia, aunque no es considerada por algunos investigadores como estrategias de auténtica resistencia a la falta de agua, sería la que se manifiesta cuando las plantas completan su ciclo vital antes de la llegada del estrés hídrico, pudiendo pasar el período desfavorable en forma de semilla (estrategia de escape o elusiva de la sequía); dentro de esta última estrategia de escape se pueden incluir a determinadas acciones, por parte de las especies, como puede ser el entrar en una dormancia o latencia vegetativa parcial durante el período de sequía.(Levitt, 1980). Es el caso de las gramíneas que poseen rizomas, como *Cynodon dactylon*, *Zoysia*, *Pennisetum clandestinum* o *Buchloe dactyloides* y otras. Sin embargo, en las dos primeras estrategias, las plantas soportan el período de sequía en estado vegetativo activo (Levitt, 1980).



*1.5.3. Factores que influyen en el daño del césped por falta de agua.*

El estrés hídrico está asociado con una disminución en la calidad visual, crecimiento radicular, tasa de crecimiento, potencial hídrico foliar, estabilidad de la membrana celular, tasa de fotosíntesis, tasa de ET y acumulación de hidratos de carbono (Carrow, 1996). El estrés hídrico que daña los céspedes puede ser caracterizado como crónico o agudo (Beard, 1989). El estrés hídrico crónico, resultante de una sequía, está más extendido en la naturaleza y va ligado a un déficit de agua progresivo; mientras que el estrés hídrico agudo está más comúnmente asociado con los céspedes que con otros tipos de vegetación espontánea. Normalmente se produce durante un pico de demanda evaporativa en pleno verano en céspedes segados a baja altura, donde el sistema radicular está severamente limitado. El estrés hídrico agudo ocurre incluso en los céspedes donde existe una adecuada humedad del suelo, pero donde la tasa de transpiración excede la capacidad de las plantas de absorber humedad a través del sistema radicular. Sin embargo, el estrés hídrico de pleno verano puede ser confundido con el simultáneo estrés por calor (Beard, 1989). De este modo es muy posible que, en algunas situaciones de estrés hídrico agudo, los estomas se cierren y el enfriamiento por transpiración deje de funcionar. En este caso, el césped puede morir por el estrés por calor, originariamente inducido por el estrés hídrico.

Debemos considerar que, aunque una especie cespitosa presente gran resistencia a la falta de agua, el efecto de la sequía en el césped dependerá de una serie de factores que influenciarán, en mayor o menor grado, en el daño que pudiera causar la sequía a la planta formadora de césped, principalmente la intensidad y la duración de la sequía (Monje, 2006). Estos factores pueden ser:

- Duración de la sequía. La falta de agua puede durar desde una semana hasta varios meses y el período durante el cual se produzca esta falta de agua también será determinante. No afectará por igual si se produce la sequía cuando la planta se encuentre en plena actividad o durante un periodo de baja actividad o incluso cuando sufra letargo (Gibeault y Coekerham, 1985). La planta puede mantener las cualidades funcionales o visuales con la humedad retenida en el suelo, aportada durante los meses

de lluvia o por el riego. Existen especies de clima cálido o estación cálida que se pueden recuperar de largos períodos de sequía, como *Cynodon dactylon* y sus híbridos, que pueden sufrir períodos estivales de dos o tres meses sin agua, con temperaturas altas y condiciones severas, y experimentar una buena recuperación al ser regados con posterioridad (Monje, 2000).

- Condiciones del clima durante la sequía. Las condiciones climáticas que predominen durante el periodo de sequía serán importantes para que la planta pueda poner en práctica sus mecanismos de defensa. Así la temperatura afectará a la pérdida de humedad de la planta durante la transpiración, debido al calentamiento de las hojas y a la evaporación del suelo. El viento facilitará la pérdida de humedad en la planta. También la humedad relativa del ambiente jugará un papel importante de la resistencia a la sequía; Igualmente la radiación solar, principalmente la intensidad, será un factor que también influirá en forma negativa en los posibles daños que pueda sufrir la planta (Monje, 2006).

- Genotipo. La constitución genética de las especies y variedades formadoras de césped es un factor de bastante importancia en la resistencia a la sequía. Los genotipos recurrirán a sus modificaciones anatómicas, morfológicas, fisiológicas, fenológicas y bioquímicas para contrarrestar los efectos negativos que la sequía puede dejar en la planta (Gibeault y Coekerham, 1985).

- Etapa fenológica en la que ocurre la sequía. Se ha observado que el efecto de la sequía depende de la etapa fenológica en la cual ocurra, siendo la planta, por regla general, bastante resistente durante la formación de tallos y menos resistente durante el período de floración, aunque dependerá fundamentalmente de los genotipos (Levitt, 1980).

- Pre-acondicionamiento en la planta. Si la planta ha soportado una situación de sequía de diferente intensidad y duración en un anterior período o ha sido manejada bajo criterios de bajo consumo de agua, etc., puede tener una mejor resistencia a la falta de agua, pues sus mecanismos de defensa se han desarrollado. En este caso, el déficit de humedad afectará en menor proporción que si fuera la primera vez que la planta se enfrentase a la falta de agua (Shearman y Beard, 1973).

- Características del suelo. Las características fisicoquímicas del suelo donde se establece el césped influirán en la resistencia a la sequía, principalmente la textura. Si ésta es arenosa ocurrirá un sobrecalentamiento y lógicamente acelerará la pérdida de

humedad del suelo cuando no se aporte agua, bien por lluvias o por el riego. Además, esta clase de suelo presenta una menor capacidad para retener agua. También influye bastante el contenido de materia orgánica ya que retiene humedad, y si el suelo es pobre en materia orgánica será menor la retención de humedad (Gibeault et al., 1985).

Se ha expuesto que la falta de agua o déficit hídrico es una tensión o estrés que actúa sobre las plantas; esta tensión puede producir dos tipos de respuesta que tienden a evitar o prevenir la tensión, es decir se manifiestan mecanismos evitadores, y mecanismos o adaptaciones que permiten soportar o resistir el estrés, llamados mecanismos tolerantes. Las respuestas o mecanismos para afrontar esta situación por las plantas se conocen como estrategias, y estas estrategias son características de cada especie (Larcher, 1995). Y debido al déficit de humedad las plantas reaccionan de diferente forma para contrarrestar estos efectos. Normalmente el césped disminuye el crecimiento y se modifican algunas cualidades y, si el déficit es demasiado severo y continuo, y la planta no cuenta con mecanismos de resistencia a la sequía, puede morir (Monje, 2008).

## **1.6. El riego y el campo de golf.**

La dependencia del agua para riego en los cultivos es conocida, siendo el 68% del agua que se consume en nuestro país la que se utiliza en el riego de cultivos agrícolas. España ocupa el primer puesto en la Unión Europea, con 3,63 millones de hectáreas regadas para este fin (MAGRAMA, 2018). El consumo de agua de los campos de golf en España es poco significativo, pero la concentración de campos de golf en determinadas zonas, ya de por sí deficitarias en recursos hídricos, podría implicar problemas locales de sostenibilidad de los mismos (Rodríguez-Díaz et al., 2007). Aunque el uso de aguas residuales depuradas es una garantía para los campos de golf, también existen otras alternativas que pueden ser valoradas.

Las especies formadoras de céspedes que se encuentran en la mayoría de la superficie de los campos de golf de Andalucía son especies de estación cálida (C4), ya que requieren menos agua de riego que las especies de estación fría (C3); son más

eficientes en la fotosíntesis y capaces de continuar con la producción de carbohidrato y otros elementos que van a repercutir en su crecimiento y apariencia aun cuando sus estomas estén parcialmente cerrados. Lo contrario ocurre con las especies formadoras de céspedes de estación fría, que se encuentran en la mayoría de los *greens*, y tienen, por regla general, una menor eficiencia en el proceso de fotosíntesis y no pueden producir suficientes carbohidratos. (Beard, 2002)

#### *1.6.1. Fuentes de agua para uso en campos de golf.*

Hace dos décadas el 50% de los campos se abastecía con sus propios pozos, un 39.29% utilizaba aguas residuales y el 10.71% la captaba de arroyos y ríos (Borrego, 2002). Las restricciones legales impuestas en 2008 en Andalucía, y vigentes en la actualidad, han obligado a los campos de golf a buscar opciones alternativas de agua para el riego, empleando fuentes no convencionales, siendo la reutilización de aguas residuales la más utilizada. El porcentaje de campos de golf regados con agua regenerada está en torno al 55% del total, lo que traducido en cifras de demanda de agua supone que se están utilizando casi 34 hm<sup>3</sup> al año (Rodríguez-Díaz et al., 2007). En un estudio sobre el uso del agua y los sistemas de riego, realizado por la Real Federación Española de Golf, la Asociación Española de *Greenkeepers*, la Asociación Española de Gerentes del Golf, la Asociación Española de Campos y la PGA de España (mediante 408 encuestas, de las que se obtuvieron 237 contestaciones), el porcentaje de campos de golf con menos de 18 hoyos que utilizan agua reciclada es de un 76,2 % ; y el de campos de golf con 18 hoyos o más, un 57,3 % (110 campos del total de 18 hoyos o más), utilizan agua reciclada. (RFEG, 2019).

#### *1.6.2. Consumo de agua en el campo de golf.*

El principal inconveniente al que se enfrentan los campos de golf es, sin duda, el problema del agua y el consumo de recursos hídricos, que afecta la imagen de los campos de golf, habida cuenta de su escasez sobre todo en la zona mediterránea (Borrego, 2002). Pero no todo el campo se riega igual. Un campo de golf en Andalucía presenta una serie de zonas, que debido a las especies que tienen establecidas pueden

requerir diferentes aportes de agua durante el año, incluso existen zonas que pueden no regarse. Comenzando un recorrido de un campo de golf, nos encontraremos por regla general, en primer lugar, con el *tee*, que suele incorporar un césped formado por bermuda, que a su vez se ve afectado por resiembras sistemáticas de *Lolium*, con el fin de regenerar el césped debido al desgaste por el uso; es decir puede considerarse una especie de estación cálida y otra especie de estación fría. Siguen las calles o *fairway*, que utilizan bermuda de una forma general. A los laterales de las calles se encuentran los *roughs*, que bien pueden incorporar una prolongación con misma especie utilizada en calles, es decir bermuda, pero segada a mayor altura, u otras especies autóctonas, o mezclas de varias, que pueden abarcar toda la extensión próxima hasta los límites del campo, segada a diferentes alturas o incluso sin segar. Y, por último, el *green*, que presenta una especie como *Agrostis* spp., de estación fría. Estas zonas del campo presentan diferente superficie y programa de riego, principalmente por causa de la especie que la forma, ya que las especies de clima fresco demanda más agua que las de estación cálida. Por ello, el riego en los campos de golf puede aplicarse de forma distinta en las diferentes zonas que los forman (Tabla 5). A su vez en estas zonas podemos encontrar diferentes especies formadoras de césped, que requieren diferentes volúmenes de agua, teniendo en cuenta sus necesidades fisiológicas y su uso.

**Tabla 5. Distribución superficial de zonas regadas en campos de golf (18 hoyos) en EEUU.**

| <b>Zona del campo</b> | <b>% de la superficie total regada en el campo</b> |
|-----------------------|--|
| <i>Greens</i>         | 4,6  |
| <i>Tees</i>           | 4,2  |
| <i>Fairways</i>       | 38,0   |
| <i>Rough</i>          | 41,9   |
| Campo Prácticas       | 6,9  |
| Alrededores club      | 4,3  |
| <b>Total</b>          | <b>99,9</b>  |

**Fuente:** Throssell et al. (2009)

El riego en el campo se suele realizar mediante una programación basada en tres métodos. Uno, que se basa en la inspección visual del terreno; otro, que se basa en el balance de agua del suelo, es decir mediante el cálculo de entrada y salida del agua del suelo; y otro, basándose en la medida de la humedad del suelo con instrumentos apropiado, como sondas de humedad o tensiómetros.

Rodríguez-Díaz et al. (2007) en un estudio realizado en 289 campos de golf en España, mostró que el área total regada alcanzaba las 9.890 ha, comparada con los 3,3 millones de hectáreas de regadío (del Campo, 2002), lo que supone un 0,3% de la superficie regable. Entre los campos de golf españoles, se mostró la existencia de grandes diferencias de consumos de agua entre los campos encuestados, siendo el área media irrigada por campo de 34,2 ha, donde los *greens* y los *tees* representaron solo el 11% de la superficie total irrigada; superficie que se aproxima a la establecida por Throssell et al. (2009), con 8,8 ha. Con estos datos se puede suponer que, aunque los *greens* y los *tees* presentan un mayor requerimiento de agua, debido a las especies y a su utilización, al ocupar una mínima parte del campo no requieran tanto volumen de agua como las calles y *roughs*; y aunque pueden utilizar especies que requieren menos agua, ocupan una gran extensión, hasta el 90% de la superficie jugable del campo de golf (Throssell et al., 2009). La media de consumo de un campo de golf de 18 hoyos puede estimarse entre 1.500 y 2.000 m<sup>3</sup>/día en los meses de mayor necesidad, pudiendo consumir una media mínima entre 150.000 y 2.000 m<sup>3</sup>/año; con unos consumos medios en las zonas más cálidas, como la Costa del Sol, que superan los 240.000 m<sup>3</sup>/año (Durán et al. 2001), aunque no exceden los consumos de 360.000 m<sup>3</sup>/año (Gómez-Lama et al., 1994). El consumo de agua en los campos de golf también se ha comunicado en varias publicaciones; un estudio de Rodríguez Díaz et al. (2007), referente a la demanda de agua de riego de los campos de golf, mostró también que existe una gran variabilidad en el consumo de agua de riego, que fluctúa entre 2.000 y 17.000 m<sup>3</sup> por ha, con un consumo promedio de 280.440 m<sup>3</sup> por campo de golf, considerando una demanda media de agua de 8.200 m<sup>3</sup> por ha (Rodríguez Díaz et al., 2005). Cantidades que coinciden con los consumos de agua, que según Morell (2002) y Gómez Lama et al. (1994), pueden alcanzar volúmenes anuales entre 8.000 y 8.500 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. Sin embargo, otros autores han mostrado consumos máximos que no superaban los 5.000 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (Tabla 6).

**Tabla 6. Consumo estimado de agua en el riego de un campo de golf según diversos autores.**

| <b>Autores</b>               | <b>Consumo (m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>)</b> | <b>Lugar</b>              |
|------------------------------|---|---------------------------|
| Duran et al. (2001)          | 2.500 – 5.000   | Andalucía                 |
| Rico et al. (1998)           | 4.500 – 6.000   | España                    |
| Morell (2002)                | 7.500 – 8.000   | Andalucía                 |
| Gómez-Lama et al. (1994)     | 8.500   | Andalucía                 |
| Blanquer Criado (2002)       | 9.000-12.000  | España                    |
| Davies et al. (2004)         | 4.080   | EEUU (Colorado)           |
| Díaz et al., 2007            | 8.200   | España-Costa mediterránea |
| Sanz Magallón (2005)         | 7.563   | España                    |
| Morell (2002)                | 8.000   | España                    |
| Rodríguez Díaz et al. (2007) | 8.200   | Promedio España           |

**Fuente:** Elaboración propia

Igualmente, Rodríguez Díaz et al. (2007) estimó el consumo total de agua para todos los campos de golf en España, excluyendo las Islas Canarias, en 76.5 millones de m<sup>3</sup>. En la mayoría de las provincias, las demandas totales fueron inferiores a 1 millón de m<sup>3</sup>. Siendo las más altas demandas en las provincias que tienen la mayoría de los campos de golf, como Málaga (11.8 millones de m<sup>3</sup>), Madrid (8 millones de m<sup>3</sup>), Cádiz (5.5 millones de m<sup>3</sup>), Mallorca (4.9 millones de m<sup>3</sup>) y Barcelona (4.6 millones de m<sup>3</sup>).

En el estudio de la Real Federación Española de Golf (RFEG. 2019), el 82% del total de los campos de golf (de los 192 campos de golf con 18 hoyos o más que fueron encuestados) exhibieron una media del volumen de agua consumida anualmente por el riego, que se sitúa entre 30.000 y 200.000 m<sup>3</sup>; observándose que 71 campos consumen más de 300.000 m<sup>3</sup>; 65 campos consumen entre 200.000 y 300.000 m<sup>3</sup>, 28 campos entre 100.000 y 200.000 m<sup>3</sup>, y 25 campos de golf consumen menos de 100.000 m<sup>3</sup>.

### *1.6.3. El uso del agua reutilizada en los campos de golf*

El uso cada vez más generalizado de aguas depuradas en los campos de golf, contribuye a minimizar los efectos sobre el entorno de estas instalaciones (Espejo, 2004). Desde la publicación del Decreto 43/2008, de 12 de febrero, que regula las condiciones de implantación y funcionamiento de campos de golf en Andalucía, modificado parcialmente por el Decreto 309/210, en la implantación de un campo de golf se deberá contar con la preceptiva autorización o concesión del organismo de cuenca competente para el riego del campo de golf, y siempre de acuerdo con las disposiciones establecidas al respecto en los correspondientes planes hidrológicos de cuenca. Los campos de golf deberán ser regados con aguas regeneradas respetando la normativa sobre la reutilización de aguas depuradas. Cuando no exista caudal suficiente de agua residual disponible, el organismo de cuenca podrá conceder o autorizar otros recursos hídricos según lo dispuesto en el Plan Hidrológico de cuenca. No obstante, existen casos puntuales, como los calificados en ‘campos de golf de interés turístico’, que podrán usar agua procedente de otras fuentes distintas a las aguas residuales, siempre que el organismo de cuenca lo autorice, como complementario al riego de *greens* y al lavado general de las calles, de modo que permita mantener el nivel de calidad del campo y quede asegurada su competitividad turística (BOJA, 2008).

La normativa también incluye obligaciones relacionadas con el ciclo del agua y la gestión del agua. Así, el Decreto 43/2008, de 12 de febrero, en su artículo 18 y 20, se relacionan una serie de prescripciones entre las que se pueden distinguir las siguientes (BOJA, 2008):

- *Los campos de golf dispondrán de una red separativa de recogida de aguas pluviales y residuales, debiendo estas últimas reconducirse, en su caso, hacia la estación depuradora correspondiente. Las aguas pluviales se reutilizarán mediante un sistema de drenaje que aproveche y se adapte a las escorrentías naturales de la zona.*
- *Deberán instalarse sistemas inteligentes de riego que aseguren la correcta gestión del recurso, según las condiciones climáticas de la zona.*



- *El riego se deberá reducir únicamente a las zonas de juego y realizarse en horario que asegure que el agua en forma de aerosol no alcance directamente a las personas, debiendo emplearse agentes acumuladores de agua cuando sean convenientes en función de las características del terreno.*
- *Se definirá un sistema de gestión del césped, con el objetivo de conservar los suelos, el agua, la energía y otros recursos naturales durante la construcción y el mantenimiento de los campos de golf. El contenido de este sistema deberá incorporarse a la documentación técnica del proyecto junto a la que, en su caso, establezca la normativa de prevención y control ambiental.*

En Andalucía más de la mitad de las instalaciones regaban con agua reutilizada, proveniente de estaciones de agua residuales (Priego de Montiano et al., 2006) y con la ventaja de ofrecer un mayor rendimiento frente a otras actividades agrícolas (Mujeriego, 1995). Esto supone múltiples beneficios, como la disminución de los costes de tratamiento y de vertido del agua residual y una reducción del aporte de contaminantes a los cursos naturales de agua, (Mujeriego, 1995). Además, utilizando esta fuente, se asegura el suministro de agua y no supone consumo adicional de los recursos hídricos, ayudando además a recargar los acuíferos por percolación (Miranda y Muñoz, 2007). Por otro lado, mediante el empleo de aguas residuales se elimina la competencia con otros usos del agua como el agrícola, para el cual no se pueden utilizar (Blanquer, 2002).

No obstante, se debe considerar que estas aguas presentan en algunos casos niveles altos de salinidad, incluso para los céspedes y en especial para los que forman el *green* de los campos. También hay que añadir que los costes de suministros superan en algunos casos los costes de otras alternativas (Monje, 2006). Además, aunque se consiga una reducción importante en el volumen de agua aplicado, en algunos casos puede que no repercuta de forma ostensible sobre el coste total del riego, debido al canon fijo establecido por las empresas suministradoras.

#### *1.6.4. Modelos de gestión del agua en el campo de golf.*

Con el fin de optimizar el riego y ahorrar agua en los campos de golf se han divulgado numerosas prácticas culturales y sistemas de riego, desde la aplicación de

agentes humectantes hasta el colorizing, considerando la aireación, verticut, antitranspirantes, siega, fertilización, mantenimiento de las instalaciones de riego y otras operaciones (Gibeault et al., 1985; DaCosta y Huang 2006).

En cuanto a la gestión del riego, se han de determinar las necesidades de riego, habitualmente se realiza mediante un balance hídrico y calculando los requerimientos de agua a partir de los datos suministrados por estaciones meteorológicas *in situ*. El riego deficitario también puede incluirse dentro de los programas de riego con el claro fin de ahorrar agua (Hejl et al, 2016).

No obstante, no existen muchos estudios que propongan un periodo sin riego con el fin de reducir el consumo de agua y energía, o con el fin de incluirlo como programa en un SGMA. Tampoco se ha discutido en profundidad sobre la respuesta de *Cynodon dactylon* frente a la sequía, bajo la ausencia total de agua durante largos periodos.

Con el fin de reducir el consumo de agua, las prácticas culturales pueden ayudar a optimizar el riego (Carrow, 2005) ya que, como se ha comentado con anterioridad, algunas de las plantas formadoras de césped pueden sobrevivir a la sequía (Harivandi y Gibeault, 1990). Así también, la gestión del riego en el campo de golf puede seguir determinados modelos con el fin de ahorrar costes o enfrentarse a periodos con restricciones de agua, o incluso para incorporar la gestión del riego en un SGM. De este modo, podemos encontrar desde modelos como el denominado ‘Florida Friendly Landscaping’ (utilizado en jardinería) (University of Florida, 2019) o el expuesto por Gross (2012), donde se reduce la superficie de riego en algunas zonas del campo de golf.

A la hora de considerar la reducción o suspensión del riego, se deben mantener unos criterios para que el manejo realizado no influya en la capacidad de juego, de modo que se mantenga una cubierta de césped uniforme y con buena densidad, donde el color del césped puede pasar a un segundo plano, ya que la estética no influye en la calidad de la superficie de juego (Moeller, 2013).

#### 1.6.4.1. Modelo del riego deficitario

Este es un modelo frecuentemente utilizado, en mayor o menor grado ya que en ocasiones, el reducir el uso del agua es una cuestión de supervivencia económica para muchos campos de golf. Se plantean en estas situaciones reducir el riego en los *tees*, calles y *roughs* mientras se proporciona el agua necesaria para mantener los *greens*, que deben presentar una alta calidad y las especies que lo forman no suelen resistir la falta de agua. En el caso de que el campo no tenga especies resistentes a la sequía se hace necesaria una renovación completa. También resulta importante la comunicación con los golfistas, informando que los estándares de mantenimiento del campo se centrarían en proporcionar condiciones firmes y rápidas en las calles y con menos agua, y que el color del césped puede verse afectado. Se suele reducir gradualmente la cantidad de agua aplicada, en un porcentaje relacionado con la evapotranspiración (ET), que puede alcanzar desde el 50 hasta el 75% de la ET (Bastug y Buyuktas, 2003; Marchione y Fracchiolla, 2016), pudiendo presentar un aspecto aceptable incluso aportando hasta del 30% de la ET (Hejl et al. 2016). Esta reducción se puede aplicar en periodos alternos o en verano, obteniendo con esto un ahorro económico (Gross, 2012).

También es posible abordar el riego deficitario mediante la disminución del volumen aportado o de la frecuencia. De este modo, se ha utilizado esta estrategia para favorecer la tolerancia de las plantas formadoras de césped a un posterior estrés por sequía, ya que induce a un mayor crecimiento de las raíces (Beard, 1973; Doss et al., 1960); mostrándose por otro lado que el riego ligero y frecuente reduce la profundidad radicular (Shearman y Beard, 1973).

La reducción del riego que necesita el césped puede dar resultados diversos, en cuanto a calidad visual y en algunos casos funcional. Kneebone et al. (1992) definieron los requisitos hídricos del césped de un campo de golf como los necesarios para alcanzar los requerimientos de calidad funcional y visual del césped. Por esto se debe considerar que la superficie puede variar de color, tornando a pajizo, de forma uniforme o heterogénea o cambiar su dureza. Biran et al. (1981) mostró que la reducción del riego

hasta el comienzo de marchitamiento temporal produce una disminución significativa en el consumo de agua por el césped.

Las prácticas del riego deficitario (regar menos del 100% de la ET) favorecen la conservación del agua, pudiendo alcanzar un ahorro de agua en el riego del césped entre el 20 y el 40% (Feldhake et al., 1984), incluso hasta el 80% (Fu et al., 2007). Así, Quackenbush y Phelan (1965) informaron que, si el césped se somete a condiciones de estrés hídrico durante períodos cortos, podría mantener una buena apariencia regando aproximadamente con la mitad de sus requerimientos hídricos.

Algunos resultados de experimentos con riego deficitario en céspedes de bermudas, como los realizados en Dallas por Wherley et al. (2014), mostraron que en un suelo arcilloso (clima subtropical húmedo), se requiere del 15 al 19% de ETo para mantener la calidad. Así también Fu et al. (2004), en un experimento realizado en Manhattan, mostraron que con un riego dos veces a la semana el césped de bermuda requirió el 60%, de la ETc para mantener la calidad. Igualmente, Gibeault et al. (1985), en California, con un clima estepario semiárido, y un suelo franco arenoso, mostraron que la bermuda variedad 'Santa Ana' se mantuvo aceptablemente con un riego deficitario del 60% de la ETo. Igualmente, Qian y Engelke (1999), en Dallas, TX, clima subtropical húmedo, y en un suelo arcilloso, mostró que bermuda Tifway requiere un riego de entre 12 a 25% de la ETo. Otros estudios en la Universidad de California, en Riverside, indicaron que *Pennisetum clandestinum* (kikuyugrass) conserva un buen color y crecimiento cuando se riega al 75% de ET (Gross, 2012).

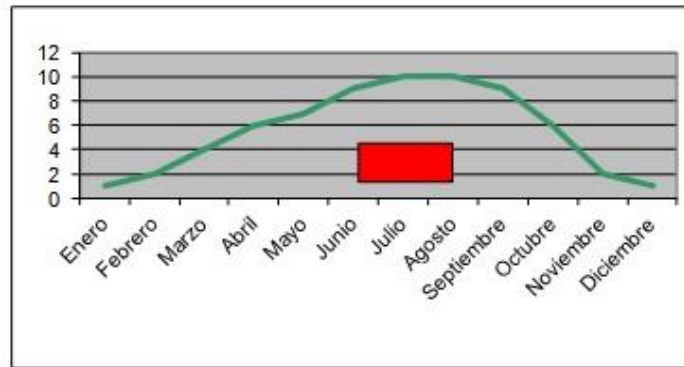
#### 1.6.4.2. Sistema de Calidad Estacional. SCE.

Es este un sistema que podemos incluir en el programa de mantenimiento de una superficie de césped, y con el que podemos ahorrar un gran porcentaje de insumos, entre éstos, y como elemento principal, el agua. Este modelo se puede aplicar mediante un programa de riego, donde se incluyan periodos sin aporte de agua, de menor o mayor duración; y se puede integrar en los diversos Sistemas de Gestión Ambiental a los que pueden optar los campos de golf, tanto genéricos (ISO-14001 y EMAS) como

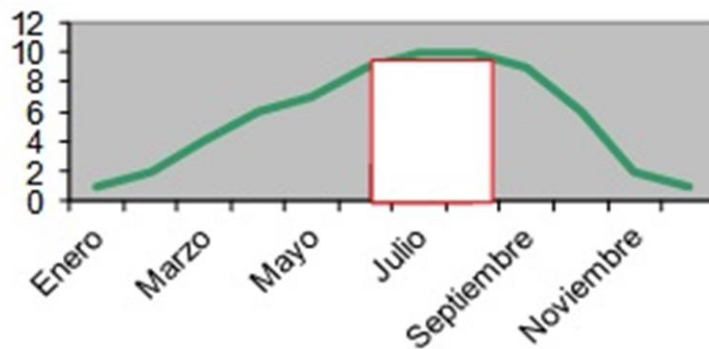
específicos, (modelo Audubon, Biogolf, Biosphere Golf, Committed to Green, GEO, Q-Plus y UNE 188001). Para incluir este sistema en un programa de mantenimiento, debemos considerar que las especies de clima cálido demuestran mayor actividad durante los meses con altas temperaturas, es decir desde mediados de abril hasta principios de octubre, alcanzando su máximo de crecimiento durante los meses de julio y agosto y cuando existe un consumo de recursos alto, es decir requieren un mayor número y frecuencia de labores culturales, riego y siega principalmente. Las especies de clima frío ofrecen diferente crecimiento y actividad y en este modelo de gestión no es recomendable incluirlas.

Consideraremos también que en el campo de golf u otra superficie de césped puede existir un período en el que la utilización de la zona es reducida. Para determinar este periodo de utilización debemos controlar la entrada de usuarios (en el caso del campo de golf mediante el *greenfee*) y establecer un periodo de utilización mínima, determinado principalmente por las personas que frecuentan o utilizan ese espacio o por los ingresos que la superficie genera durante un periodo de tiempo. Una vez determinado los periodos de utilización mínima, se estudiará si en ellos se produce un consumo elevado de recursos; por ejemplo, el agua, valorando la ETo de la zona.

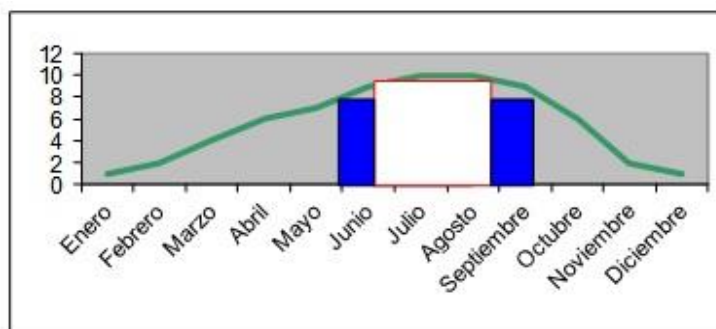
¿Cuándo debemos empezar a disminuir y/o suspender los aportes de agua?; ¿cuándo debemos reiniciar de nuevo el riego? Deberíamos empezar a reducir el riego, o suprimirlo totalmente, cuando se prevea el inicio del periodo de utilización mínima. En cuanto al reinicio del riego, se debe realizar siempre durante el periodo de actividad vegetativa, con el fin de establecer una recuperación de la calidad deteriorada a la mayor brevedad. El período de recuperación debería ser experimentado en cada caso para obtener unos resultados óptimos. Nunca debería iniciarse el periodo de recuperación cuando el periodo de actividad de la planta sea descendente, ya que se corre el riesgo de no alcanzar el restablecimiento de la calidad deseada una vez entrado el otoño (Monje, 2008).



**Figura 1.** Crecimiento potencial de especies C4 (línea verde). Patrón de crecimiento: 0 = menor crecimiento (latencia). 10 = mayor crecimiento (alta actividad). Rectángulo rojo: periodo de baja utilización. Fuente: Elaboración propia.



**Figura 2.** Crecimiento potencial de especies C4 (línea verde). Patrón de crecimiento: 0 = menor crecimiento (latencia). 10 = mayor crecimiento (alta actividad). Rectángulo blanco: periodo de calidad baja. Fuente: Elaboración propia.



**Figura 3.** Crecimiento potencial de especies C4 (línea verde). Patrón de crecimiento: 0 = menor crecimiento (latencia). 10 = mayor crecimiento (alta actividad). Rectángulos azules: periodo de transición variable. Fuente: Elaboración propia.

## 1.7. Objetivos de la Tesis Doctoral

### 1.7.1. Objetivo general

El objetivo general de esta tesis doctoral es el estudio del comportamiento frente a la sequía de una especie y un híbrido formadores de césped, utilizados mayoritariamente en los *fairways* de los campos de golf en Andalucía, con el fin de conocer su respuesta en periodos de sequía.

### 1.7.2. Objetivos específicos

Los objetivos específicos de esta tesis son:

- (i) Valorar la calidad del césped, formado por *Cynodon dactylon* (L.) var. Rivera, durante un periodo de sequía (0% ETo), iniciado después de un régimen de déficit hídrico continuo, y durante el periodo de recuperación de la sequía, en calles y *rough* del campo de golf (Capítulo 2).
- (ii) Evaluar la capacidad de recuperación del híbrido Tifway [*Cynodon dactylon* (L.) Pers. × *Cynodon transvaalensis* Burt Davy] bermuda, cultivado en condiciones extremas (poca profundidad radicular y suelo arenoso) y con bajo mantenimiento (fertilización y siega reducida) en periodos de sequía con diferentes duraciones (Capítulo 3).
- (iii) Valorar la aplicación de un modelo de gestión del campo de golf.
- (iv) Comparar diferentes metodologías para evaluar la calidad del césped (evaluación visual, análisis de imagen digital y detección proximal) (Capítulos 2 y 3).
- (v) Estudiar la influencia que puede tener un período de sequía a la hora de controlar malas hierbas, con el fin de suplir la aplicación de herbicidas específicos en los campos de golf (Capítulo 2).

## 1.8. Referencias

Aymerich F. y J. Anabitarte, J., 2017. Golf Business Partners. *El impacto económico del golf en España*. <http://www.rfegolf.es/>

Biran, I.; Bravdo, B.; Bushkin-Harav, I. y Rawitz, E., 1981. *Water Consumption and Growth Rate of 11 Turfgrasses as Affected by Mowing Height, Irrigation Frequency, and Soil Moisture*. *Agronomy Journal* 73: 85-89.

Beard, J.B., 2002. *Turf Management for Golf Courses*. 2nd edition. Chelsea, Michigan, United States Golf Association-Ann Arbor Press.

Beard J.B. y Robert, L. 1994. *The Role of Turfgrasses in Environmental Protection and Their Benefits to Humans Green*. *J. Environ. Qual.* 23 (May-Jun):452-460 (1994).

Beard, J.B. y Johns, D., 1985. *The comparative heat dissipation from tree typical urban surfaces: Asphalt, concrete and a bermudagrass turf*. *Texas turfgrass res.* P.125-133. *Texas Agric. Exp. Stn. PR-4329*. College Station.

Beard, J.B., 1973. *Turfgrass: Science and Culture*. p. 132-165. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, N.J.

Blanquer Criado, D., 2002. *El golf mitos y razones sobre el uso de los recursos naturales (ordenación del territorio, espacios de ocio y desarrollo rural)*. Valencia: Tirant lo Blanch.358 P.

BOJA, 2008. *DECRETO 43/2008, de 12 de febrero, regulador de las condiciones de implantación y funcionamiento de campos de golf en Andalucía*. 27/02/2008. Junta de Andalucía. 41: 9-16 <https://juntadeandalucia.es/boja/2008/41/d1.pdf>.

Borrego Domínguez, S., 2002. *Campos de golf y turismo*. Estudio de Málaga y su provincia. Marbella, Spain: Turismo Andaluz.

Carrow, R. N., 2005. *Can we maintain turf to customers satisfaction with less water?* *Agricultural Water Management*. 80:117-131.



Carrow, R. N., 1996. *Drought resistance aspects of turfgrasses in the southeast: Root-shoot responses*. Crop Sci. 36 (3): 687–694.

Carrow, R.N. y Duncan, R.R., 1998. *Salt-Affected turfgrass sites: Assessment and management*. Ann Arbor Press. Chelsea, Mich. ISBN: 1-57504-091-3

Carrow, R.N.; Shearman, R.C. y Watson, J.R., 1990. *Turfgrass*. Eds: Stewart, B.A. and D.R. Nielsen, Irrigation of Agriculture Crops. ASA, CSSA and SSSA, pp. 250–85, Madison, WI

CEA-Junta de Andalucía, 2017. *Nuevas tendencias en el turismo de golf: Visión /Horizonte 2020*. Confederación de Empresarios de Andalucía – Junta de Andalucía. Consejería de Turismo y Deportes.

Ceccarelli, S.; Grando, S.; Baum, M. y Udupa, S.M., 2004. *Breeding for drought resistance in a changing climate*. Challenges and Strategies for Dryland Agriculture. Eds S. C. Rao & J. Ryan. CSSA. ASA and CSSA. Madison, WI. 32: 167–190.

Clopton, R.E. y Gold, R.E., 1993. *Distribution, seasonal and diurnal activity patterns of Eutrombicula alfreddugesi in a forest edge ecosystem*. J. Med. Entomol. 30:47-53.

Christians N.E., 2011. *Fundamentals of Turfgrass Management*. John Wiley & Sons. Hoboken, New Jersey. ISBN 1118025431. 408 pp.

DaCosta, M. y Bingru, H., 2006. *Deficit Irrigation Effects on Water Use Characteristics of Bentgrass Species*. Crop Sci. Turfgrass Science. 46:1779–1786. doi:10.2135/cropsci2006.01-0043. Crop Science Society of America.

Davies, S.; Watson, P.; Thilmany, D.; Cramer, A.; Wilson., J.; Elzi, P. y Prosser, N., 2004. *Golf in Colorado: An Independent Study of the 2002 Economic Impact and Environmental Aspects of Golf in Colorado*. Report to the Colorado Golf Association. <http://www.golfhousecolorado.org/cga/index.html>

Díaz, J.A.; Knox, J.W. y Weatherhead, E.K., 2007. *Competing demands irrigation wáter: golf and agriculture in Spain*. Irrigation and Drainage, 56 (5), 541-549.

Doss, B.D.; Ashley, D.A.; Bennett, O.L., 1960. *Effect of Soil Moisture Regime on Root Distribution of Warm Season Forage Species*. Agronomy Journal 52: 569-572.

Duble, R.L., 1996. *Turfgrasses: Their Management and Use in the Southern Zone*. 2nd Ed. p. 40-90. Texas A&M Univ. Press. College Station. TX.

Duncan, R.R. and Carrow, R.N., 1999. *Turfgrass molecular genetic improvement for abiotic/edaphic stress resistance*. *Adv.Agron.* 67:233-305.

Dunn, J. y Diesburg, K., 2004. *Grass species*. p.11-39. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ Durán, J.J.; Fernández, M.L.; López-Geta, J.A.; Mateos, R.M. y Robledo, P. 2001. *Las aguas subterráneas y los campos de golf. Una aproximación integradora*. Instituto Geológico y Minero de España. [http://aguas.igme.es/igme/publica/sim\\_aguas\\_almeria/comunicacion4.pdf](http://aguas.igme.es/igme/publica/sim_aguas_almeria/comunicacion4.pdf).

ElDiario.es, 2017. *Andalucía Costa del Sol, golf y negocio*. Málaga. Acceso el 19/09/2017. [https://www.eldiario.es/andalucia/deporte/Andalucia-Costa\\_Sol-golf-negocio\\_0\\_688381164.html](https://www.eldiario.es/andalucia/deporte/Andalucia-Costa_Sol-golf-negocio_0_688381164.html). Acceso 20/08/2019. [Acceso 12 enero 2018].

Emmons, R. 1995. *Turfgrass Science and Management*. 2nd Ed. Delmar Publishers, Thompson Publishing, Inc. Albany, NY. P. 39-61.

Espejo Marín, C., 2004. *Campos de golf y medio ambiente. Una interacción necesaria*. *Cuadernos de Turismo*, 14: 67-111. ISSN: 1139-7861

EPGTDA. Empresa Pública para la Gestión y el Turismo del Deporte en Andalucía. Consejería de Turismo, Comercio y Deporte. Junta de Andalucía, 2010. *La demanda de turismo de golf en Andalucía*. [Acceso 12 enero 2018]. [https://www.turismoandaluz.com/estadisticas/sites/default/files/golf\\_2010.pdf](https://www.turismoandaluz.com/estadisticas/sites/default/files/golf_2010.pdf).

Feldhake, C.M.; Danielson, R.E. y Butler, J.D., 1984. *Turfgrass evapotranspiration. II. Response to deficit irrigation*. *Agron. J.* 76:85-89.

Follet, R., 2002. *Assessing Soil Carbon Sequestration in Turfgrass Systems Using Long-Term Soil Testing Data*. *Agronomy Journal*. 94: 930-935.

Fu, J.; J. Fry and B. Huang., 2007. *Tall fescue rooting as affected by deficit irrigation*. *HortScience*. 42:688-691.

Fu, J.; Fry, J. y Huang, B., 2004. *Minimum water requirements of four turfgrasses in the transition zone*. *HortScience* 39:1740–1744.

García-Verdugo, J.C. y Monje, R.J., 1997. *Céspedes en Campos de Golf. Su Mantenimiento y Otras Consideraciones*. Málaga, Ed. Junta de Andalucía. Sevilla. Consejería de Agricultura y Pesca. Servicio de Publicaciones y Divulgación.

Gelernter, W.D.; Larry J.S.; Mark E.J. y Brown, C.D., 2017. *Documenting Trends in Land-Use Characteristics and Environmental Stewardship Programs on US Golf Courses*. Crop, Forage and Turfgrass Management - Applied Turfgrass Science. 3: 1. cftm2016.10.0066. doi:10.2134/cftm2016.10.0066. [cftm\\_2016-10-0066\\_supplement1.pdf](#)

Gibeault V.A. y Cockerham, S.T., 1985. *Turfgrass Water Conservation*. Cooperative Extension. University of California. Division of Agriculture and Natural Resource.

Gibeault, V.A.; Meyer, J.L.; Youngner, V.B. y Cockerham, S.T., 1985. *Irrigation of turfgrass below replacement of evapotranspiration as a means of water conservation: Performance of commonly used turfgrasses*. F. Lemaire, editor, Proceedings of the 5th International Turfgrass Research Conference, Avignon, France. 1–5 July 1985. Institut National de la Recherche Agronomique, Paris. p. 347–356.

Gómez-Lama López, M.; Priego de Montiano, R.; Recio Espejo, J.M. y Berbel, J., 1994. *Valoración ambiental de los campos de golf de Andalucía*. Córdoba, Spain: Monografías Universidad de Córdoba. ISBN 84-7801-229-X

Granados, M., 1997. *Guía de gestión medioambiental de los campos de golf. Criterios medioambientales para la planificación, diseño, construcción y mantenimiento*. Consejería de Medio Ambiente. Sevilla, Consejería de Medio Ambiente.

Gross, P.J., 2012. *Case Studies in Water Use Reduction from California*. USGA Green Section. Golf Use of water. Solution for a more sustainable game.

Gross, C.M.; Angle, J.S.; Hill, R.L. y Welterlen, M.S., 1991. *Runoff and sediment losses from tall fescue under simulated rainfall*. J. Environ. Qual. 20:604-607

Harivandi, M.A. y Gibeault, V.A., 1990. *Managing turfgrass during drought*. California Turfgrass Culture. 40:1-4.

Hejl, R.W.; Wherley, B.G.; White, R.H.; Thomas, J.C.; Fontanier, C.H., 2016. *Deficit irrigation and simulated traffic on 'Tifway' bermudagrass summer performance*

*and autumn recovery*. Crop Sci. 56, 809–817. <https://doi.org/10.2135/cropsci2015.03.0197>.

Higgins, J., 1998. *Bermudagrass Lawns*. Alabama Coop. Ext. Sys. ANR-29. Alabama A&M Univ. and Auburn Univ.

Huang, B., 2008. *Mechanisms and strategies for improving drought resistance in turfgrass*. Acta Hort. (ISHS) 783:221-228. Disponible en: [http://www.actahort.org/books/783/783\\_22.htm](http://www.actahort.org/books/783/783_22.htm). [Acceso 12 enero 2018]

Izaurrealde, R.C.; Thomson, A.M.; Morgan, J.A.; Fay, P.A.; Polley, H.W. y Hatfield, J.L., 2011. *Climate impacts on agriculture: Implications for forage and rangeland production*. Agron. J. 103:371– 380. doi:10.2134/agronj2010.0304

Keeley, S. y M.J. Fagerness, 2001. *Bermudagrass Lawns*. Horticulture Report. Kansas State Univ. Agric. Exp. Stn. and Coop. Ext. Ser.

Kneebone, W.R.; Kopec, D.M. y Mancino, C.F., 1992. *Water requirement and irrigation*. p. 441-472. In D. Waddington et al. (ed.) *Turfgrass Agron. Monogr. 32*. ASA, CSSA, SSSA. Madison WI.

Levitt, J., 1980. *Responses of Plants to Environmental Stresses*. Volume II: Water, Radiation, Salt and other Stresses. 2nd edition. Academic Press. New York.

Marchione, V. y Fracchiolla, M., 2016. *Performance of warm-season turfgrasses under different water regimes in the Mediterranean climate conditions of Southern Italy*. Italian Journal of Agronomy. Vol 11:766. 158-163. doi: 10.4081/ija.2016.766.

MAGRAMA. Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente., 2018. <http://www.mapama.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/gestionsostenible-regadios/> [Acceso 1 enero 2018].

Miranda Páez, E. y Muñoz Luque, P., 2007. *Evolución y problemática del agua reciclada en la Costa del Sol Occidental*. Marbella: Mancomunidad de Municipios de la Costa del Sol Occidental y ACOSOL.

Moeller A., 2013. *Irrigate for Playability and Turf Health, Not Color*. United States Golf Association. Green Section Record Vol. 51 (2). TGIF Record Number 214701. <http://gsrpdf.lib.msu.edu/ticpdf.py?file=/article/moeller-irrigate-1-25-13.pdf>

Monje, R.J., 2006. *Manejo de céspedes con bajo consumo de agua*. 2ª ed. Sevilla, Consejería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía.

Monje, R.J., 2002. *Mantenimiento de campos de golf*. Sevilla, Consejería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía - Mundi Prensa.

Monje, R.J., 2008. *Céspedes ornamentales y deportivos*. Sevilla, Consejería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía.

Morell, I., 2002. *Algunos Aspectos Ambientales de los Campos de Golf*. pp. 79- 84. In Blanquer, D. (dir.). IV Congreso de Turismo, Universidad y Empresa. La Diversificación y la Desestacionalización del Sector Turístico. Tirant lo Blanch. Valencia.

Mujeriego, R., 1995. *Usos integrales: las aguas residuales y su utilización en agricultura y espacios de ocio*. Bru Ronda, C. y Santafé Martínez, J.M. (dirs.). *Agua y espacios de ocio*. Alicante: Universidad de Alicante y Fundación Caja de Ahorros del Mediterráneo, 181-198.

Prasanth, K; Anil, S. y Jayasheela, D.S., 2015. *Drought resilient breeding in vegetable crops: A Review*. International Journal of Advanced Research, Volume 3, Issue 4, 1126-1130. ISSN 2320-5407. [http://www.journalijar.com/uploads/589\\_IJAR-5609.pdf](http://www.journalijar.com/uploads/589_IJAR-5609.pdf).

Priego de Montiano, R.; Gómez-Lama, M. y Recio, J.M., 2006. *El golf y su entorno en Andalucía*. Málaga. Ed. Cajamar - Real Federación de Golf de Andalucía.

Qian, Y.L. y Engelke, M.C., 1999. *Performance of five turfgrasses under linear gradient irrigation*. HortScience 34:893–896

Quackenbush, T.H. y Phelan, J.T., 1965. *Irrigation water requirements of lawn*. J. Irrig. Drain. Div. Am. Soc. Civ. Eng. 91, 11–19.

RFEG. Real Federación Española de Golf, 2019. *El uso del agua en los campos de golf en España*. <http://www.rfegolf.es>. [Acceso 1 julio 2019].

Richardson, M.; Karcher, D. y McCalla, J., 2010. *Drought tolerance of 15 bermudagrass cultivars*. Arkansas Turfgrass Report 2009, Ark. 579:112-115.

Rico Amorós, A.M.; Jorge Olcina Cantos; Vicente Paños Callado; Carlos Javier Baños Castiñeira, 1998. *Depuración, desalación y reutilización de aguas en España*. Oikos-Tau. Estudio Regional. Barcelona. ISBN 84-281-0955-9

Robinette, G.O., 1972. *Plants, people and environmental quality*. U.S. Dep. Interior, National Park Service and Am. Soc. Land. Archit. Foundation, Washington,DC.

Rodriguez Diaz, J.A.; Knox, J.W. y Weatherhead, E.K., 2007. *Competing demands for irrigation water: golf and agriculture in Spain*. Irrigation and drainage. 56: 541–549. www.interscience.wiley.com. DOI: 10.1002/ird.317.

Bastug, R. y Buyuktas, D., 2003. *The effects of different irrigation levels applied in golf courses on some quality characteristics of turfgrass*. Irrig. Sci. 22: 87-93. DOI: 10.1007/s00271-003-0073-7

Sanz-Magallón, G., 2005. *Una aproximación al valor del agua utilizada en los campos de golf de las comarcas de Levante y Sureste*. Estudios Agrosociales y Pesqueros, 205, 99-123

Semillas Dalmau, 2019. *Semillas especies*. Acceso web. [Acceso 6 de mayo 2019], <https://www.semillasdalmau.com/productos/semillas-de-cesped/clima-calido/cynodon-dactylon/>.

Semillas Fitó, 2019. Acceso web. [http://www.semillasfito.es/es/productos/areas-verdes/clima\\_calido/index.htm](http://www.semillasfito.es/es/productos/areas-verdes/clima_calido/index.htm). [Acceso 6 de mayo 2019].

Shearman, R.C. y Beard, J.B., 1973. *Environmental and Cultural Preconditioning Effects on the Water Use Rate of Agrostis palustris Huds., Cultivar Penncross*. Crop Science 13: 424-427.

Schuyler, T., 1987. *Controlling urban runoff: A practical manual for planning and designing urban BMPs*. Metropolitan Washington Council of Governments, Washington,DC.

Throssell, C.S.; Lyman, G.T.; Johnson, M.E.; Stacey, G.A. y Brown, C.D., 2009. *Golf course environmental profile measures water use, source, cost, quality, and*

*management and conservation strategies*. Appl. Turfgrass Sci. doi:10.1094/ATS-2009-0129-01-RS

Turgeon, A.J., 1996. *Turfgrass Management*. 4th edition. Saddle River, New Jersey, Prentice Hall, Inc. Upper.

Turgeon, A.J., 2002. *Turfgrass Management*. 6th edition. New Jersey, Prentice Hall, Saddle Brook. University of Florida UF/IFAS.

Florida-Friendly Landscaping Program, 2019. Center for Landscape Conservation and Ecology. <https://ffl.ifas.ufl.edu/> [Acceso 1 julio 2019].

Wherley, B.; Heitholt, J.; Chandra, A. y Skulkaew, P., 2014. *Supplemental irrigation requirements of zoysiagrass and bermudagrass cultivars*. Crop Sci. 54:1823–1831. doi:10.2135/cropsci2013.11.0753.

Wu, Y.Q.; Taliaferro, C.M.; Bai, G.H. y Anderson, M.P., 2005. *Genetic diversity of Cynodon transvaalensis Burt-Davy and its relatedness to hexaploid C. dactylon (L.) Pers. as indicated by AFLP markers*. Crop Sci. 45:848-853.





## **CAPÍTULO 2: Recuperación del césped después de un periodo de sequía inducida en las calles de un campo de golf. Un caso de estudio en el sur de España.**

---





## CAPÍTULO 2. RECUPERACIÓN DEL CÉSPED DESPUÉS DE UN PERIODO DE SEQUÍA INDUCIDA EN LAS CALLES DE UN CAMPO DE GOLF. UN CASO DE ESTUDIO EN EL SUR DE ESPAÑA

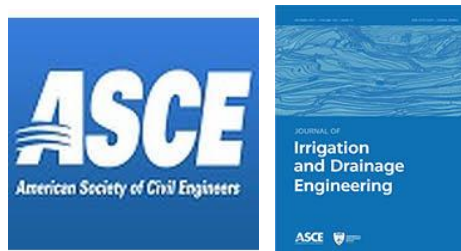
### 2.1. Introducción

En este capítulo se muestra un caso de estudio relativo a la aplicación de un modelo de gestión, que se ajusta al denominado Sistema de Calidad Estacional (Monje, 2006), en un campo de golf construido en 2007, en el que por motivos de suministro de agua (debido a la falta de efluente en depuradora), se suspende el riego totalmente durante el periodo de restricciones de agua en la totalidad de las calles del campo de golf. Esta sequía inducida se produce durante la época de mayores necesidades hídricas y coincide con el período de menor uso de las instalaciones. Este modo de riego se realiza desde hace varios años con el fin de reservar el limitado caudal que diariamente se puede captar durante el verano, para reiniciar con posterioridad el riego a finales del periodo estival. En este capítulo se expone en modo artículo científico el manejo y la respuesta a la sequía de una especie establecida mayoritariamente en las calles o *fairways* de los campos de golf de Andalucía, como es *Cynodon dactylon*.

**Título:** Turfgrass Recovery after an Induced Drought Period on a Golf Course Fairway: Case Study in Southern Spain.

**Autores:** Rafael J. Monje Jiménez, Gregorio Egea y Luis Pérez Urrestarazu

**Publicación:** Journal of Irrigation and Drainage Engineering. American Society of Civil Engineers. Revista indexada en JCR (Journal Citation Report).



**Estado actual:** *Publicado*. Volumen 145, Issue 6, 2019. (DOI: 10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0001392). ISSN (print):733-9437. ISSN (online):1943-4774.  
[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0001392](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0001392)

## **2.2. Turfgrass Recovery after an Induced Drought Period on a Golf Course Fairway: Case Study in Southern Spain.**

**Abstract:** The water management of golf courses is an issue of concern in drought-prone areas that demand irrigation strategies aimed at reducing turfgrass water consumption. Deficit irrigation and summer drought are water-saving strategies that are being assessed at a research level to cope with water shortages. In this work, the response of *Cynodon dactylon* (L.) var. Riviera to an induced period of severe summer drought of around 75 days and the subsequent recovery was assessed at a golf course in southern Spain. The green cover (GC) fraction and the main turf quality attributes were compared during two drought/recovery cycles to well-watered turfgrass. The results show that the deficit irrigation applied before the drought period decreased the quality of the turfgrass and led to fast turfgrass quality impairment during the drought interval, reaching the lowest quality level around 40 days after the beginning of the drought period. Once irrigation recovery started, GC and turf quality levels similar to those observed before the deficit irrigation period were reached after 30 days. Also, this water management strategy was effective for the control of weeds, especially *Digitaria* spp.

**Author keywords:** Deficit irrigation; Turfgrass; Quality assessment; Weeds.

### **Introduction**

Water consumption in golf courses is becoming an issue of concern in many countries, especially in those with scarce water resources. Water consumption of golf courses varies with multiple factors: soil, geographic location, climate, orientation, water quality, field size, species selection, and maintenance program (Barrett 2003; Graves and Cornish 1998; Monje Jiménez, 2002). The average water consumption of a golf course in Andalusia (southern Spain) was estimated at 310,000 m<sup>3</sup>/year, approximately 7,200 m<sup>3</sup>/ha/year (Priego de Montiano et al., 2006). However, this figure is quite uncertain as other authors found it to vary in the range of 6,000–11,000 m<sup>3</sup>=ha=year (Borrego Domínguez, 2002; Espejo Marín, 2004; Espejo Marín and Cànoves, 2011; Gómez-Lama López and Priego de Montiano, 1994; Rodríguez-Díaz et al., 2011). However, in

Spain, the water used to irrigate golf courses only represents less than 0.5% of the total resources diverted for agriculture (Rodríguez Díaz et al., 2007). In addition, some efforts to conserve freshwater resources have been made, such as an increased use of water of alternative origins (wastewater reuse and desalination), the implementation of deficit irrigation programs (Hejl et al., 2016; Wherley et al., 2014) or the use of humectants and growth regulators (Schiavon et al. 2014a). In this regard, deficit irrigation is being considered as an option in some golf courses (Hejl et al., 2016), given the actual and projected scenarios of water scarcity and the high cost of the resource in some cases. Other management strategies such as suppressing irrigation in the most unfavorable season (which often coincides with a decline in the influx of players) can also be considered as an adaptive irrigation management option to save water (Fontanier et al., 2017), so long as the economic performance of the golf course and turfgrass survival are not compromised. This hypothesis is possible due to forced summer dormancy, that is, the ability of turfgrass to survive without water for a certain period of time in summer (Steinke et al., 2011). Knowing the conditions in which these measures can be carried out is essential and should be assessed in thorough field-based studies of turfgrass response to severe summer drought, either unintentional or deliberately imposed. There are numerous studies related to deficit irrigation for warm-season turfgrass species. Yet only a few of them (Chai et al. 2010; Domenghini et al. 2013; Leksungnoen et al. 2012; Merewitz et al., 2010; Severmutlu et al., 2011; Steinke et al., 2011) have evaluated the complete absence of irrigation and subsequent recovery characteristics. Among the warm-season species available, bermudagrass (*Cynodon* spp.) is one of the most widely established turfgrasses in sports fields and public parks in many cities in southern Europe. In addition, bermudagrass is generally considered to have superior drought resistance to other warm-season turfgrass species (Carrow 1996; Qian and Fry 1997; Steinke et al. 2013; Zhou et al. 2013), although its ability for recovering from drought has not been widely studied. Severmutlu et al. (2011) conducted a research to evaluate the drought resistance of bermudagrass and others warm season species under Mediterranean conditions during a 90-day period of drought. Bermudagrass quality was acceptable up to 30 days of drought and exhibited greater resistance, when compared to the other species studied. Steinke et al. (2011) found that eight bermudagrass cultivars subjected to a 60-day drought without irrigation did not

survive when they were established in a shallow soil with a depth of 10 cm. However, when soil depth was not limited, more than 80% of the cover was restored after applying recovery irrigation. While in these studies the drought period was initiated after a well-irrigated period, in the present work, the drought period was preceded by a period of deficit irrigation of 13 and 36 days in 2015 and 2016, respectively. Also, during the postdrought recovery period, deficit irrigation is used again from the second week of recovery, while in other experiments the applied irrigation volume for recovery was equal to or exceeded the plant requirements.

A particular irrigation management in which soil water availability is drastically reduced could also be suitable for weed control, especially if the drought stress occurs in the first stages of weed growth. This could serve as an alternative to other strategies such as mowing height control or scheduled application of fertilizers (DeBels et al., 2012). Weed control, especially in the case of crabgrass and other summer weeds, represents an important problem in sports fields and public parks (Dernoeden et al. 1993), mainly due to proliferation of this species and the restrictions on the use of herbicides (Cox et al., 2017).

The objective of this work was to assess the viability of including an induced summer drought as part of the water management program in a golf course. In particular, this study was designed to evaluate the scenario that Gross (2013) presented, according to which the turfgrass under drought conditions, due to lack of water supply, remains inactive during the summer months and the golf course prioritizes areas such as greens and tees until the arrival of autumn rains that facilitate recovery. For this, the impact of severe summer drought and the ability of bermudagrass to recover an acceptable quality under the climatic conditions of a case study area were quantified. We hypothesize that bermudagrass is able to completely recover from a drought period, which will also serve as a control method for weeds. Therefore, the specific objective of this study was to assess the quality of turfgrass grown in the fairways and rough during two drought/recovery cycles. A secondary objective was to quantify the impact of drought on weeds.

## Materials and Methods

### *Description of the Experimental Site and Climatic Data*

The experiment was conducted during 2015 and 2016 at the Hato Verde golf course (37°33'38.41" N, 6°06'03.35" W; altitude: 175 m), located near the city of Seville (Andalusia, Spain). The golf course has 18 holes and a total extension of 46 ha with around 24 ha of irrigated fairways. The turfgrass grown in the fairways was seeded in August 2006 with *Cynodon dactylon* var. Riviera and considered fully established in 2007. Soil samples taken to measure the turfgrass root system depth revealed an average root depth of 0.5 m. The climate of the study area is included in the phytoclimatic subregion IV2 "Subtropical Genuine Mediterranean" (Allué Andrade 1990), characterized by moderate temperature fluctuations during the year, warm and dry summers and rainfall occurring normally from late September to May. Table 1 gives the climatic data recorded during the experimental period at a nearby weather station (37.5144N, -6.064W) belonging to the Andalusia government located 6 km from the golf course. Monthly averaged daily mean temperature ( $T_{av}$ ) varied within the range from 9.4°C (January) to 29.9°C (July) and 11.5°C (December) to 29.6°C (July and August) in 2015 and 2016, respectively. The corresponding relative humidity values ( $RH_{av}$ ) showed more interannual differences, with 2016 presenting higher  $RH_{av}$  values during winter/spring, probably due to the higher rainfall that occurred during this period in 2016 as compared to 2015 (Table 1). Reference crop evapotranspiration ( $ET_0$ ) presented monthly mean values within the range from 1.1 mm/day (December) to 7.4 mm/day (August) and 1.1 mm/day (January and December) to 7.8 mm/day (August) in 2015 and 2016, respectively. Annual effective rainfall was 244 mm in 2015 and 400 mm in 2016, being minimum or almost non-existent during the June–September period in both experimental years (Table 1).

Fertilization was performed according to the usual management practices of the golf course with three applications per year. An ammonium sulphate-based mineral fertilizer was applied in April and June in irrigated areas for an N rate of 6.3 g/m<sup>2</sup>.

The third fertilizer application was made with a nitrogen, phosphorus, and potassium (NPK) complex (24:0:0) at a rate of 4.8 g/m<sup>2</sup> of N. Trace amounts of Mg, S, Fe, Mn, Zn, and S were also applied in the third application. During the drought periods, no fertilizers were supplied on the fairways and roughs in any of the experimental years. The sprinkler irrigation system of the golf course uses water from a nearby wastewater treatment plant. The sprinklers, which are arranged in a triangular pattern and allocated 16–18 m apart, have a mean application rate of 10 mm/h. An average uniformity coefficient of 82% was measured by the technicians for the golf course. The irrigation system was controlled by means of a computer-based control system (Nimbus II, Rain Bird, Azusa, California).

The native soil of the golf course's fairways was determined to be deep enough for turfgrass rooting to be unrestricted. Soil samples taken in the first 50 cm of the soil profile showed that the soil is a clay loam soil (sand 31.75%, silt 34.68%, and clay 33.57%) with a pH of 8.4 and a bulk density of 1.45 g/cm<sup>3</sup>. No mowing was done during the drought and recovery periods (see the section entitled “Experimental Design and Irrigation Treatments,” later in this paper). From January to the onset of the drought periods, and partly due to the establishment of *Poa annua* (L.) during the first months of the year, the fairways were mowed weekly at a height of 16 mm whereas the roughs were mowed every three weeks at a height of 51 mm. The experimental plots were not mown during the recovery periods. Once the fairways and roughs attained a satisfactory level of quality after the drought and recovery periods, the fairways and roughs were mown again on a weekly basis until the end of the year. No treatments (e.g., pesticides, herbicides) were required to be applied in the fairways during the experimental period.

### ***Experimental Design and Irrigation Treatments***

The experiments were conducted in two test zones, one placed in the middle third of the fairway, toward the green, and the other one in the fringe of the 12<sup>th</sup> hole of the Hato Verde golf course.



A 4-m wide by 7-m long plot was established in the space allocated for the assays in the fairway zone. This experimental plot was divided into 28 subplots of 1 m<sup>2</sup> surface area, organized in four rows with seven subplots per row. They were separated from each other by a 0.3-m wide border in order to avoid interactions among them. During the experimental period, all subplots were irrigated following the irrigation scheduling criteria carried out in the golf course for all fairways (TD1), except in 2015 when five subplots (randomly selected) were submitted to a different irrigation treatment (TD2).

The experimental plot established in the fringe had a surface area of 4 m<sup>2</sup> and was divided into four subplots of 1 m<sup>2</sup> that were irrigated following the irrigation scheduling criteria carried out for the greens of the golf course. Since the greens were irrigated to maintain optimum turfgrass quality, the fringe experimental subplots were considered as a control treatment (TCTL).

The treatments TD1 and TD2 were not irrigated during the period from mid-November to the end of May, following the current irrigation scheduling criteria of the golf course (Fig. 1). Irrigation of TD1 started on May 31, 2015, and May 25, 2016, in which the areas received 1.5 mm every other day until June 11, 2015, and June 29, 2016, when irrigation was withheld for 80 days (2015) and 72 days (2016). The extent of drought was controlled by the golf course technicians, who withheld irrigation during the months of higher evaporative demand and lower golf course activity. Irrigation during the recovery period consisted of irrigating at a rate of 5 mm/day during 14 (2015) and 15 (2016) days and then applying a rate of 1.5 mm every other day until November 15 in both years. TD2 was only established during the first experimental year (2015). It was similar to TD1 but the recovery period was initiated 21 days earlier than in TD1 (drought period of 59 days). In TD2 daily irrigation events were supplied at a rate of 8 mm/day during the first 21 days of the recovery period, 5 mm/day during the subsequent 14 days and 1.5 mm every other day until November 15. During the period of study (June to mid-November), TCTL was irrigated 6 days a week at a rate of 1.5 mm.

**Table 1.** Climatic data recorded during the experimental period.  $T$ ,  $RH$ ,  $u$ ,  $G$ ,  $ET_0$  and  $P_{eff}$  denote, respectively, air temperature, relative humidity, wind speed at a height of 2 m, solar radiation, reference crop evapotranspiration calculated with the FAO-56 Penman-Monteith equation (Allen et al. 1998) and effective rainfall, which was assumed to be 70% of total precipitation. The subscripts max, min and av denote, respectively, daily maximum, daily minimum and daily average.

|                                   | Year | Jan  | Feb  | Mar  | Apr  | May  | Jun  | Jul  | Aug  | Sep  | Oct  | Nov  | Dec  |
|-----------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| $T_{max}$                         | 2015 | 16.0 | 17.1 | 22.3 | 24.4 | 31.4 | 33.6 | 39.5 | 36.0 | 31.1 | 24.9 | 22.0 | 19.5 |
| °C                                | 2016 | 16.4 | 17.7 | 20.2 | 22.6 | 26.5 | 34.7 | 38.9 | 38.6 | 34.4 | 27.2 | 19.6 | 17.2 |
| $T_{min}$                         | 2015 | 3.7  | 5.3  | 8.0  | 11.7 | 14.3 | 17.2 | 20.6 | 20.3 | 16.3 | 15.1 | 9.7  | 8.1  |
| °C                                | 2016 | 7.6  | 7.2  | 6.1  | 10.3 | 12.8 | 17.4 | 21.2 | 21.6 | 17.8 | 14.9 | 8.8  | 6.9  |
| $T_{av}$                          | 2015 | 9.4  | 10.9 | 14.6 | 17.6 | 22.6 | 25.4 | 29.9 | 27.7 | 23.0 | 19.4 | 15.2 | 13.1 |
| °C                                | 2016 | 11.7 | 12.1 | 12.5 | 16.0 | 19.2 | 25.7 | 29.6 | 29.6 | 25.7 | 20.5 | 13.7 | 11.5 |
| $RH_{max}$                        | 2015 | 93.4 | 86.7 | 87.8 | 90.4 | 81.8 | 71.8 | 65.7 | 69.8 | 79.7 | 91.6 | 88.9 | 89.8 |
| %                                 | 2016 | 97.7 | 92.0 | 91.8 | 92.9 | 89.6 | 73.5 | 68.6 | 65.6 | 72.8 | 85.4 | 91.3 | 93.8 |
| $RH_{min}$                        | 2015 | 47.8 | 40.0 | 35.7 | 37.3 | 20.4 | 21.4 | 14.8 | 22.4 | 27.1 | 49.1 | 44.0 | 49.7 |
| %                                 | 2016 | 65.5 | 50.3 | 36.2 | 42.7 | 35.1 | 20.3 | 18.1 | 17.0 | 22.7 | 40.7 | 49.2 | 56.5 |
| $RH_{av}$                         | 2015 | 73.9 | 64.5 | 63.5 | 66.2 | 49.7 | 44.2 | 37.2 | 45.1 | 54.7 | 73.4 | 68.5 | 72.2 |
| %                                 | 2016 | 86.0 | 74.2 | 68.2 | 71.0 | 63.8 | 44.5 | 40.9 | 39.5 | 45.6 | 64.6 | 73.4 | 78.0 |
| $u$                               | 2015 | 1.4  | 1.9  | 1.5  | 1.3  | 1.0  | 1.1  | 1.3  | 1.6  | 1.7  | 1.3  | 1.1  | 0.8  |
| m s <sup>-1</sup>                 | 2016 | 1.4  | 1.9  | 1.3  | 1.3  | 1.4  | 1.5  | 1.7  | 1.7  | 1.4  | 1.3  | 1.1  | 1.0  |
| $G$                               | 2015 | 10.2 | 12.4 | 17.5 | 20.6 | 26.7 | 26.6 | 28.7 | 23.5 | 19.6 | 11.9 | 11.8 | 8.5  |
| MJm <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> | 2016 | 8.0  | 11.2 | 18.9 | 19.7 | 23.2 | 29.9 | 28.4 | 25.9 | 20.7 | 13.4 | 9.6  | 8.9  |
| $ET_0$                            | 2015 | 1.3  | 2.2  | 3.2  | 3.9  | 5.5  | 6.0  | 7.4  | 6.3  | 4.8  | 2.4  | 1.7  | 1.1  |
| mm d <sup>-1</sup>                | 2016 | 1.1  | 1.9  | 3.0  | 3.5  | 4.7  | 7.1  | 7.8  | 7.3  | 5.1  | 2.8  | 1.5  | 1.1  |
| $P_{eff}$                         | 2015 | 45   | 3    | 24   | 40   | 2    | 3    | 0    | 0    | 5    | 69   | 39   | 14   |
| mm                                | 2016 | 28   | 17   | 16   | 54   | 104  | 0    | 1    | 0    | 8    | 85   | 61   | 26   |

**Note:** T = air temperature; RH = relative humidity; u = wind speed at a height of 2 m; G = solar radiation; and  $ET_0$  = reference crop evapotranspiration calculated with the FAO-56 Penman-Monteith equation (Allen et al. 1998);  $P_{eff}$  = effective rainfall, which was assumed to be 70% of total precipitation. Subscripts max, min and av = daily maximum, daily minimum, and daily average, respectively.

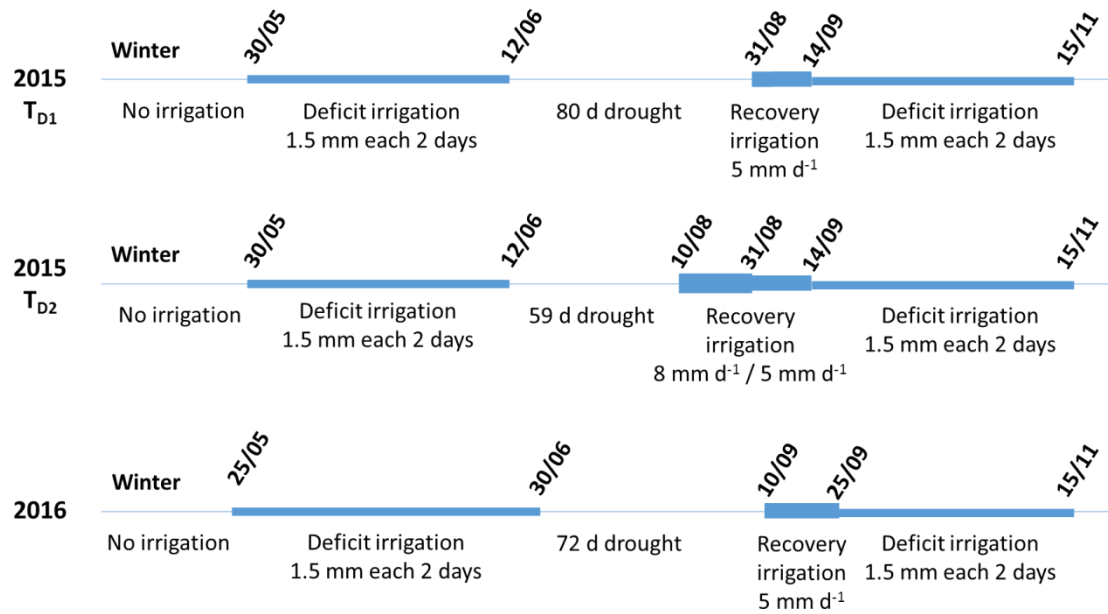
All the irrigation plots were irrigated by the sprinkler irrigation system of the Hato Verde golf course, except the TD2 subplots that were manually irrigated during the first 21 days of the recovery period, when the TD1 subplots were still under drought conditions and sprinkler irrigation could not be operated. Two rain gauges (Oryx, model

8011000) were installed in the experimental plots to determine the irrigation and rainfall water inputs. Fig. 2 shows the cumulative turfgrass water requirements (ET<sub>c</sub>) for 2015 and 2016 calculated by the crop coefficient method (Allen et al., 1998) using a constant crop coefficient value of 0.6 throughout the year, as was suggested by Meyer and Gibeault (1987) for this warm-season turfgrass species. Together with the cumulative ET<sub>c</sub>, the cumulative effective rainfall (P<sub>eff</sub>) plus irrigation applied (I) in TD1 were also presented for both experimental years.

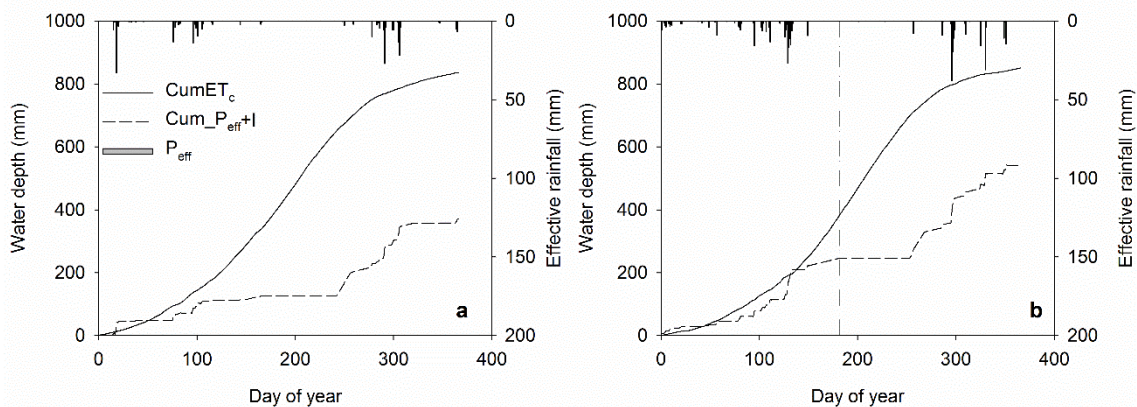
### **Turfgrass Quality Assessment and Soil Water Measurements**

Turfgrass quality was assessed every 7–10 days in all the experimental plots during the irrigation, drought, and recovery periods of 2015 and 2016. Turfgrass quality is a measure of aesthetics (i.e., color, density, uniformity, texture, smoothness, and growth habit) and functional use (Turgeon, 1991). The visual rating system developed by the National Turfgrass Evaluation Program (NTEP) (Morris and Shearman 2014) was used to evaluate visual color (VC) and overall turfgrass quality (OTQ) on the basis of turfgrass color, uniformity, and density. The NTEP rating scale for VC varies in the range 1–9; 1 equaling straw brown and 9 equaling dark green (Ghali et al. 2012). Similarly, the NTEP OTQ is also based on a 1–9 rating scale; 1 being poorest or dead and 9 being outstanding or ideal turf. An OTQ of 6 or higher is generally considered acceptable (Schiavon et al., 2014b).

In addition to the visual turfgrass assessment whose quality ratings may be affected by many factors that may impact accuracy and consistency (Bell et al., 2002), the OTQ was also assessed with a handheld optical sensor (GreenSeeker, Trimble, Sunnyvale, California). The GreenSeeker sensor emits light at about 660 and 780 nm (red and infrared light, respectively) generated by sensor integrated light emitting diodes and measures the amount of each type of light that is reflected back from the plant. The reflected light is then used to calculate the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), which is related to turfgrass color, density, and green cover (GC) fraction (Trenholm et al., 1999). This therefore provides an indirect valuation of OTQ (Bell et al. 2009). Since the Green-



**Fig. 1.** Study timeline during 2015 (TD1 and TD2) and 2016. Dates denote beginning and end of each period; there is a short description of each phase below lines (No irrigation, deficit irrigation, drought, and recovery).



**Fig. 2.** Effective rainfall ( $P_{eff}$ ), cumulative crop evapotranspiration (Cum  $ET_c$ ) and cumulative  $P_{eff}$  plus irrigation depth (Cum  $P_{eff} + I$ ) applied in TD1 during (a) 2015; and (b) 2016 irrigation seasons. Vertical lines delimit drought period in TD1.

Seeker sensor is an active sensor emitting radiation in the direction of the target, its NDVI measurements are unaffected by sunlight (Bell et al., 2002).

The GC fraction, i.e., the fraction of ground covered by green vegetation, was evaluated in all the experimental plots with a quadrat frame of rectangular square tubes ( $110 \times 15$  mm) and a size of  $1 \text{ m}^2$  ( $1 \times 1 \text{ m}$ ). The square frame was divided with strings into a  $10 \times$

10-cm grid. The quadrat frame was used to visually assess the green turfgrass cover by estimating the percentage of dry cover, GC, and bare soil.

Gravimetric soil moisture was measured periodically during the drought and recovery periods by taking a soil sample at 15-cm depth with a hand auger in three randomly selected plots for each of the treatments. Soil samples were placed in sealed plastic bags, taken to the laboratory, weighed with a high precision digital electronic scale (AND-FX-3000, Moretti), oven-dried at 120°C for 48 h and reweighed for dry weight determination.

### **Weeds Assessment**

The percentage of surface area covered with *Digitaria* spp. (crabgrass), both *sanguinalis* (L.) and *ischemum* (Schreber) Muhl., and other weeds (e.g., *Poa annua* L.) was evaluated in the experimental plots at weekly intervals with the same quadrat frame described in the previous section.

### **Statistical Analyses**

Treatment effect on turf quality attributes was evaluated through one-way Analysis of Variance (ANOVA). For those sampling dates in which the homoscedasticity assumption was violated, the variable being assessed was transformed by applying logarithmic, square root, square power, or reciprocal transformation. Linear and nonlinear regressions were used to fit lines to the relationships between turf quality attributes. All the statistical analyses were performed with the statistical package Statgraphics (Statgraphics Centurion XVI).

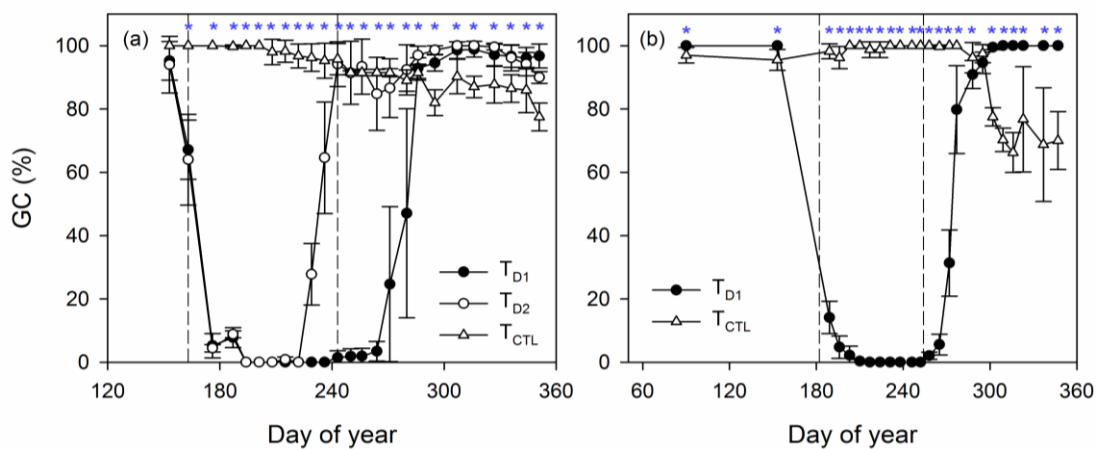
## Results

### *Deficit Irrigation Period*

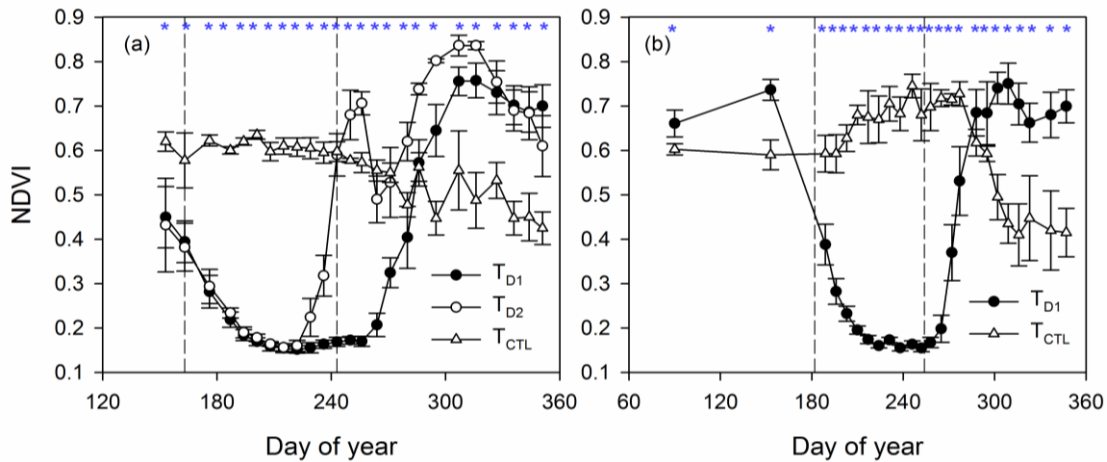
The turfgrass could not maintain a high quality during the deficit irrigation period, as denoted by the GC and NDVI values at study conclusion; i.e., around 65% and 0.4, respectively, in both years of study (Figs. 3 and 4). The OTQ and VC values at the end of the period were around 1–3 and 3–5, respectively (Figs. 5 and 6). During this period, irrigation represented 21% and 19% of total turfgrass water requirements in 2015 and 2016, respectively.

### *Drought Period*

In 2015, the drought period started with average values of GC, NDVI, OTQ, and VC of 65%, 0.39, 2.8, and 5.7, respectively (Figs. 3–6). Twenty-five days after the beginning of the drought, only 40% of the plots exceeded 10% of GC, with an average GC of 7.7%, NDVI of 0.22, OTQ of 1, and VC of 2.6. After a week, all the plots presented 100% of dry cover, an NDVI of 0.16, and both an OTQ and a VC of 1. These values did not change until the beginning of the recovery period. During the same period, TCTL showed GC values over 95% until the end of the period, having NDVI values between 0.57 and 0.63 and OTQ and VC values between 7 and 8.



**Fig. 3.** Green cover (GC) fraction in (a) 2015; and (b) 2016. Vertical lines delimit the drought period in TD1; asterisks note significant differences among treatments for that particular sampling day ( $P < 0.05$ ).



**Fig. 4.** NDVI in (a) 2015; and (b) 2016. Vertical lines delimit drought period in TD1; asterisks note significant differences among treatments for that particular sampling day ( $P < 0.05$ ).

In 2016 (Figs. 3–6), the turfgrass reached average GC, NDVI, OTQ, and VC values of 15%, 0.39, 2.25, and 4.8, respectively, one week after the onset of the drought period. Two weeks after withholding irrigation, the average GC, NDVI, OTQ, and VC values were 5%, 0.28, 1, and 3.75. Twenty-five days after the beginning of the drought, the GC was null and NDVI was 0.26, the rest of the period ranged between 0.15 and 0.17. These NDVI values are similar to those obtained in 2015. During the same period, TCTL showed values of around 100% of GC, over 0.6–0.7 of NDV and both OTQ and VC around 7.

The drought period did not start with soil at its field capacity, but with gravimetric soil moisture values that barely reached 8% in the upper 15 cm of the soil profile. During the dry period the average monthly soil water content showed values between 3.7% and 7.4% while in TCTL plots it fluctuated from 15.4% to 18% (Fig. 7).

### ***Recovery Period***

In 2015, 37 days after the onset of the recovery period, TD1 reached average GC, NDVI, OTQ, and VC values of 47%, 0.4, 3.0, and 4.6, respectively. After a week, TD1 plots reached average GC, NDVI, OTQ, and VC values of 93%, 0.57, 3.7, and 6.1, respectively, while the corresponding values 64 days after the onset of the recovery

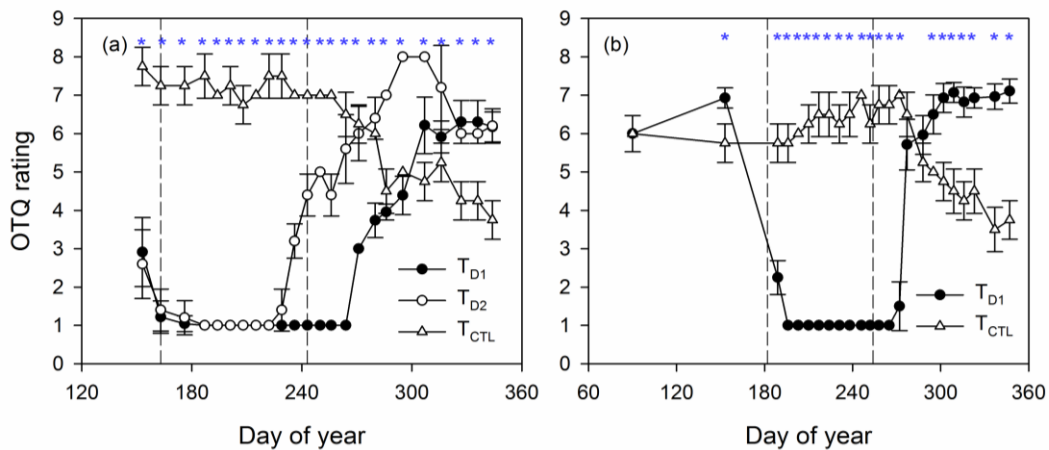
period were 98%, 0.76, 4.4, and 7.5, respectively. It is important to highlight that on that date TCTL plots had a GC around 90%, a mean NDVI of 0.56, an OTQ of 5, and a VC of 4.5. Those values, worse than the ones observed in TD1 plots, were due to the fact that more *Digitaria sanguinalis* was present in the TCTL plots. When this weed became necrotic, NDVI and VC were notably affected, though GC was also reduced by 10% (Fig. 3). Substantial differences were observed in the values obtained in TD2. Two weeks after starting the recovery irrigation, the GC in TD2 was already 64.6% with a mean NDVI of 0.32 while TD1 did not even reach a GC of 5% two weeks after the recovery irrigation. After one week (21 days after irrigation resumed), the GC of TD2 plots was above 90%, half the days required in TD1 to attain the same level. The same happened with the NDVI, OTQ, and VC, whose mean values 21 days after the onset of the recovery period were 0.59, 3.2, and 5.2, while TD1 required double that time to reach a similar value. Also, TD2 exceeded a VC and an OTQ of 8 (73 and 85 days from starting irrigation, respectively), turf quality values that were never reached in TD1. As shown in Fig. 1, the differences between TD1 and TD2 were that the drought period was reduced by 21 days in TD2 and that irrigation was applied at a rate of 8-mm/day during the initial three weeks of the recovery period of TD2, representing 211% of total turfgrass water requirements. In the subsequent recovery stages, which are coincident in both TD1 and TD2 treatments, irrigation represented 166% and 55% of total water requirements.

In 2016, an average GC of around 50% was reached 20 days after resuming irrigation, having NDVI, OTQ, and VC values of 0.45, 3.6, and 4.4, respectively. Fifty days from the beginning of the recovery period, the GC was almost completed, with mean NDVI, OTQ and VC values of 0.74, 6.9, and 7.0, respectively. As observed in 2015, *Digitaria sanguinalis* was present in the TCTL plots at this stage, which presented poorer turf quality attributes than TD1, with mean GC, NDVI, OTQ, and VC values of 90%, 0.5, 4.75, and 5.25, respectively. Fig. 8 shows the turfgrass appearance during the different stages of the deficit irrigation-drought recovery cycle in 2016.

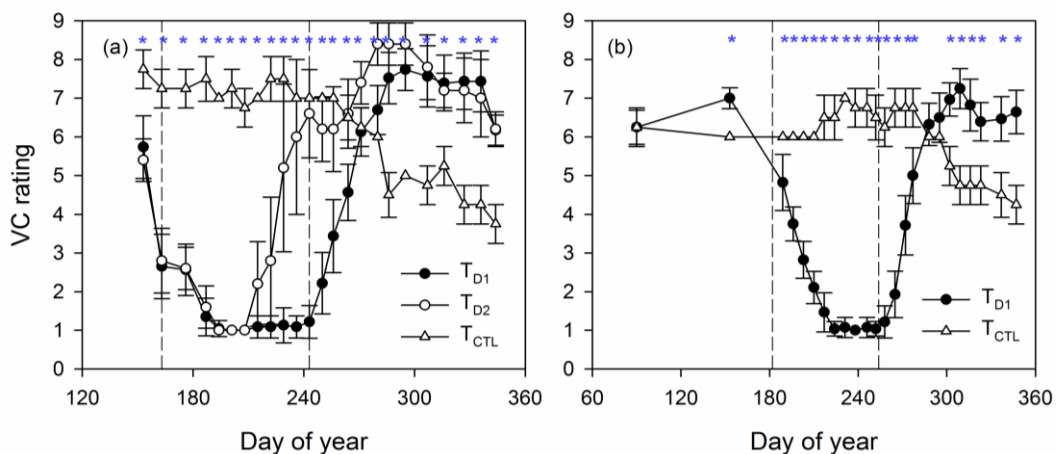


**Relationship between Turfgrass Quality Attributes**

The relationships of the NDVI with the GC, OTQ, and VC when all values are pooled together (Fig. 9) show that the VC and OTQ are linearly related to the NDVI, whereas the GC shows a sigmoidal response. The GC versus NDVI relationship showed the highest level of agreement ( $R^2 \approx 0.96$ ;  $P < 0.0001$ ), although the range of NDVI in which GC varies is rather narrow ( $\sim 0.3-0.5$ ). Increments of NDVI above 0.5 were therefore not related to GC variations but to other turf quality factors. The relationship between the NDVI and the VC was stronger ( $R^2 \approx 0.91$ ;  $SEE \approx 0.68$ ;  $P < 0.0001$ ) than that of the NDVI with the OTQ ( $R^2 \approx 0.86$ ;  $SEE \approx 0.91$ ;  $P < 0.0001$ ).



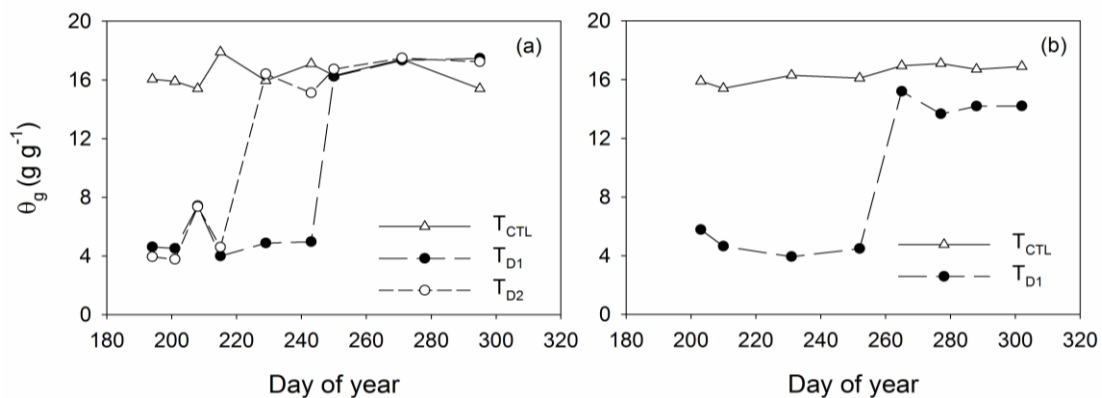
**Fig. 5.** OTQ in (a) 2015; and (b) 2016. Vertical lines delimit drought period in TD1; asterisks note significant differences among treatments for that particular sampling day ( $P < 0.05$ ).



**Fig. 6.** Evolution of VC in (a) 2015; and (b) 2016. Vertical lines delimit drought period in TD1; asterisks note significant differences among treatments for that particular sampling day ( $P < 0.05$ ).

### *Impact of Irrigation Management on Weed Proliferation*

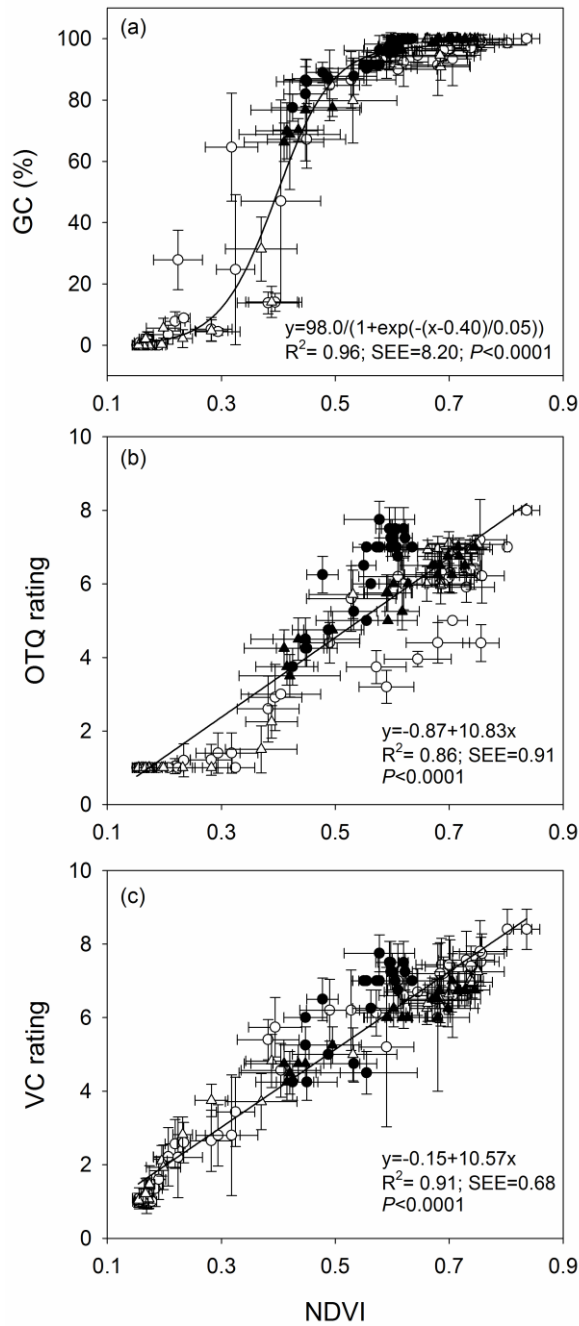
Irrigation management had a big impact on weed proliferation. During both years of study, the control plots (TCTL) were colonized by *Digitaria* spp., a summer weed, until reaching nearly full coverage in the autumn (Fig. 10). As a consequence, the turf quality attributes progressively decreased as *Digitaria* spp. expanded in TCTL plots (Figs. 3–6). In the drought-exposed plots, there was no presence of *Digitaria* spp. in either of the years of study and irrespective of the duration of the drought period in 2015, indicating that the summer drought was an effective control measure of this weed species. The opposite was observed with the weed *Poa annua*. While *Poa annua* was not present in the control plots, probably because of the presence of *Digitaria* spp., the drought exposed plots experienced a proliferation of *Poa annua* during the recovery period, reaching a coverage percentage of 10–15% at the end of the recovery period in both years of study (Fig. 10). The proliferation of *Digitaria* spp. had a negative impact on turf quality in TCTL. On the contrary, the presence of *Poa annua* had a positive impact on the turf quality of the drought-exposed plots, contributing to a faster recovery of the GC and the NDVI in these plots.



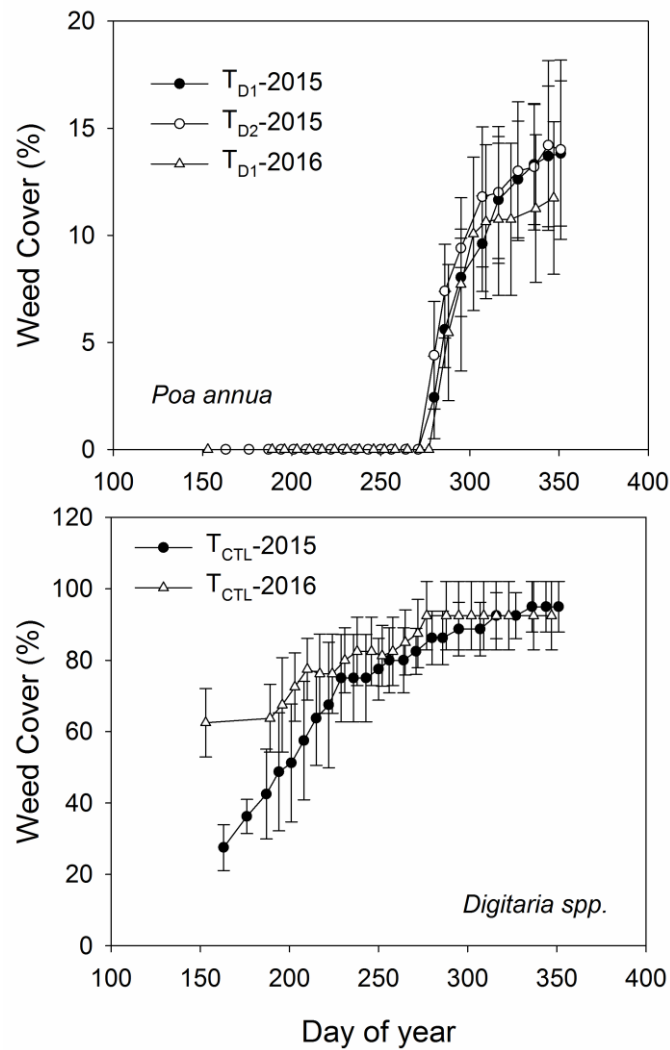
**Fig. 7.** Seasonal dynamics of gravimetric soil moisture content ( $\theta_g$ ) in (a) 2015; and (b) 2016.



**Fig. 8.** Turfgrass appearance during different periods of cycle deficit irrigation, summer drought and recovery in 2016. (Images by Rafael Monje-Jiménez.)



**Fig. 9.** Relationship between NDVI and turf quality attributes: (a) GC fraction; (b) OTQ rating; and (c) VC rating. Error bars denote standard deviation of mean; TD includes TD1 (2015 and 2016) and TD2 (2015) data; SEE = Standard Error of Estimate.



**Fig. 10.** Seasonal time course of the percentage of surface area covered with (a) *Digitaria spp.*; and (b) *Poa annua* in drought and control plots, respectively. Error bars denote standard error of mean.

## Discussion

This study aims to determine whether the severe drought imposed to the turfgrass (bermudagrass) during the summer period might be an interesting alternative for golf courses of arid and semiarid areas, e.g., noncoastal interior areas in southern Spain, for which summer represents the period with lower economic incomes and higher water use and cost.

The fact that the induced summer drought is preceded in our case study by a deficit irrigation period, instead of well-watered conditions (Severmutlu et al., 2011), implies that the soil water conditions at the onset of the drought are not optimal and may compromise the turfgrass response to summer drought and its subsequent recovery. In this regard, the turfgrass quality at the onset of the drought period was somewhat worse than that reported by Hejl et al. (2016) and Wherley et al. (2014), who indicated that irrigation of bermudagrass could be reduced, maintaining acceptable quality conditions, to a minimum of 30% of  $ET_0$ . This corresponds to 18% of total water requirements considering a  $K_c$  of 0.6, which is in the same order of magnitude as the amount of water applied in this study during the water deficit period. However, it is important to note that these percentages may be biased as total water requirements of bermudagrass might be somewhat underestimated in the summer months when a year-round  $K_c$  is used (Hejl et al., 2016).

The GC reduction observed during the drought period was faster than that reported for the same species by other authors. For example, Steinke et al. (2011) stated that, on average, bermudagrass lost 50% of the GC 30 days after irrigation cutoff, although this value could oscillate between 20 and 50 days depending on the cultivar. In an experiment conducted in two locations, Severmutlu et al. (2011) showed that the “Riviera” cultivar reached around 50% of GC 30 and 12 days after the onset of water deprivation at each of the experimental locations. These values contrast with the drought response observed under our experimental conditions, in which the turf had lost 100% of the GC 25 days after the beginning of the drought period. The explanation for the faster decay of GC can be found in the suboptimal soil moisture conditions existing at the onset of the irrigation cutoff, which influenced the impairment of grass quality attributes. In fact, the turfgrass quality at the beginning of the drought period (Figs. 3–6) was already below optimal (NDVI: 0.39, OTQ: 2.8), as compared to average values found in the well-watered bermudagrass Riviera cultivar (OTQ and NDVI values of 7.25 and 0.77, respectively) (Bell et al. 2009). In any case, minimum GC and VC values of 50% and 5, respectively, are often considered acceptable (Steinke et al. 2011).

Although leaf firing provides a good assessment of the general resistance of grass to drought (Beard and Sifers, 1997; Carrow, 1996), the rate of drying of turfgrass leaves cannot always be considered a measure of the drought resistance of turfgrasses. According to Schmidt (1973) and Carrow (1996), the degree of damage due to drought depends on soil, plant, and atmospheric factors, but also on the drought duration and the plant water status at the beginning of the drought. In our case study, the GC at the beginning of the drought period barely exceeded 60% due to the existing climatic conditions and the previous deficit irrigation to which the fairways were subjected. The soil water content at the beginning of the drought was probably the cause of the accelerated senescence of the leaves. However, the results obtained during the recovery period indicate that the presence of suboptimal soil moisture conditions prior to the drought period is not a factor negatively affecting turf recovery in autumn. In any case, more research is needed to assess whether the irrigation management carried out would have generated the same turf response in a more sandy soil, with less water retention but with more aeration and less compaction and therefore greater possibility of root exploration.

There were some differences between both years of the study. In 2016 the turfgrass decayed faster during the drought period than in 2015. This can be explained by the fact that ET<sub>0</sub> in 2016 was 51% and 15% higher than in 2015 during the first and second weeks of drought, respectively. A year-on-year difference was observed in the number of days needed to recover 50% of GC in TD1, since in 2015 it was reached about 40 days after the onset of the recovery whereas in 2016 only 21 days were needed. This difference could be due to the 11.4 mm of rain that fell on the fourth day of recovery in 2016, which likely favored the rapid recovery of the turf. The interyear difference was smaller in the case of the days required to reach 100% of GC (64 days in 2015 versus 50 days in 2016). As Carrow (1996) suggests, the interannual variations observed in the turfgrass responses to drought may be related, among others things, to the duration of drought periods. In our case study, the drought period in 2016 was eight days shorter and the recovery started 10 days later than in 2015, which led to a mean reduction of about 10% in the evaporative demand of the first three weeks of the recovery period in 2016. In a previous drought experiment conducted with bermudagrass that was

subjected to 60 days of drought and 60 days of recovery, Hejl et al. (2016) showed that the turf recovered more than 80% of GC in the first year of their experiment whereas, in the second year, there was a significant delay in the recovery, reaching a GC of only 30% at the end of the 60-day recovery period. This suggests a possible cumulative effect of drought conditions. In our experiment, the favorable response of the grass is not related to the periodicity of the drought, since the same irrigation model has been carried out over the last six years.

Severmutlu et al. (2011) showed that this species reached 50% of GC 21 and 45 days after the beginning of recovery irrigation in two different locations (in clay and sandy soil, respectively). These results are similar to ours, though it must be taken into account that, in our experiment, deficit irrigation was applied both before the drought period and after the third week of recovery, representing different management conditions than those present in previous experiences.

Grass recovery after drought is contemplated as an indicator of drought resistance (Beard and Sifers, 1997). Therefore, *Cynodon dactylon* var. Riviera can be considered to have an excellent drought response given that it has been able to recover an acceptable quality level once the irrigation was restarted after a period of drought greater than 70 days and preceded by a deficit irrigation period. Other authors also found superior drought resistance of the Riviera cultivar compared to other bermudagrass cultivars (Severmutlu et al., 2011). The fact that the response to drought of *Cynodon dactylon* var. Riviera has surpassed that of previous works conducted with the same species may be due to a beneficial adaptive response resulting from applying deficit irrigation before drought.

When the duration of the drought period was reduced, a faster turfgrass recovery was observed, showing far better results in terms of GC and turf quality attributes during the first stages of recovery. Nevertheless, the date of the onset of the recovery period did not affect the final cover and quality attributes of the turf. Remarkably, the summer drought had a positive impact on the recovery of GC and the OTQ as compared to well-watered turfgrass, mainly due to the presence of *Digitaria* spp. in well-watered plots.



To the best of our knowledge, there are no studies in the literature using drought for weed control. However, given the positive effect observed in this work, it can be a promising research line for those turfgrass species able to withstand severe drought stress, such as bermudagrass.

The performance of NDVI as an index to assess turf quality impairment under drought and its recovery was also evaluated. Both VC and OTQ were significantly correlated with NDVI, although the latter was somewhat weaker. Other authors also found tight relationships of the NDVI with the OTQ and the VC (Bell et al., 2002; Fitz-Rodríguez and Choi, 2012; Jiang and Carrow, 2007; Trenholm et al., 1999). However, since the OTQ is based on a combination of color, density, uniformity, texture, and biotic and abiotic stresses, our results suggest that the NDVI is a reliable indicator of the VC but has its limitations in predicting the OTQ variations, at least for the experimental conditions of this study.

Although in this case study drought is induced by necessity due to limitations in water availability, it is expected that adaptive irrigation management models (Fontanier et al., 2017) can incorporate this practice in those golf courses where summer is a period of low activity and high water consumption, so that the turfgrass can recover quickly in autumn under more favorable humid conditions. Water limitation was probably the main methodological limitation of this work, as it prevented the evaluation of turf recovery with higher doses of irrigation. In any case, the turf quality levels reached after the recovery are considered satisfactory and confirm the applicability of the irrigation strategy carried out on the golf course.

The implementation of this irrigation strategy, as it has an effect on aesthetics, could affect the users' perception and desire to play on a course with brown areas. Nevertheless, the impact on the golf course studied in this work is less, as the hottest months of the year are considered low season, receiving a very small number of users. On the other hand, users of these spaces, especially ornamental grasses, tend to show a

certain understanding of these summer drought practices in which grass acquires a straw color in areas with scarce water resources (Monteiro, 2017).

## **Conclusions**

The turfgrass recovery after a period of deficit irrigation followed by an induced summer drought is assessed using as a case study a golf course in southern Spain. Given the results obtained, *Cynodon dactylon* var. Riviera presented an excellent response to drought and a remarkable quality recovery despite the deficit irrigation period applied before the onset of the drought interval.

This period of water deficit prior to drought decreased the quality of the turfgrass and increased the GC loss rate in the drought period, as compared to previous experiments. Nonetheless, it did not impede an adequate turfgrass cover and quality recovery. Reducing the duration of the drought period resulted in a faster recovery, showing far better results of cover and turf quality attributes during the first stages of recovery. Nevertheless, the onset of the recovery period did not affect the final cover and quality attributes of the turf.

Remarkably, the summer drought had a positive impact on the GC and the OTQ as compared to well-watered turfgrass, mainly due to the presence of *Digitaria* spp. in well-watered plots. This strategy can be also used for the water management of parks and other green infrastructure in which bermudagrass is present, especially when water availability is reduced in summer.

## **Acknowledgments**

This work was part of the research project PRJ201602875 “Performance assessment and recovery of different grass species after a period of water shortage” financed by the Spanish Association of Greenkeepers and the Royal Golf Federation of Andalusia which we are grateful to. We also want to thank the personnel of the Hato Verde Golf Course, especially Mr. Darío J. Caparros Aragón for the data provided and their support.

Finally, our gratitude to Antonio Amaro Ampliato and José A. García Mora who helped in the field data acquisition.

## References

Allen, R. G., L. S. Pereira, D. Raes, and M. Smith, 1998. FAO irrigation and drainage paper No. 56: Crop evapotranspiration. Rome: Food and Agriculture Organization.

Allué Andrade, J. L., 1990. Atlas fitoclimático de España: Taxonomías. Madrid, Spain: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias (in Spanish).

Barrett, J., 2003. 'Golf course irrigation: Environmental design and management practices. New York: Wiley.

Beard, J. B., and S. I. Sifers, 1997. "Genetic diversity in dehydration avoidance and drought resistance within the *Cynodon* and *Zoysia* species." *Intl. Turfgrass Soc. Res. J.* 8: 603–610.

Bell, G. E., D. L. Martin, K. Koh, and H. R. Han, 2009. "Comparison of turfgrass visual quality ratings with ratings determined using a handheld optical sensor." *HortTechnology* 19 (2): 309–316. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.19.2.309>.

Bell, G. E., D. L. Martin, S. G. Wiese, D. D. Dobson, M. W. Smith, M. L. Stone, and J. B. Solie, 2002. "Vehicle-mounted optical sensing: An objective means for evaluating turf quality." *Crop Sci.* 42 (1): 197–201. <https://doi.org/10.2135/cropsci2002.1970>.

Borrego Domínguez, S., 2002. Campos de golf y turismo. Estudio de Málaga y su provincia. Marbella, Spain: Turismo Andaluz.

Carrow, R. N., 1996. "Drought resistance aspects of turfgrasses in the southeast: Root-shoot responses." *Crop Sci.* 36 (3): 687–694. <https://doi.org/10.2135/cropsci1996.0011183X003600030028x>.

Chai, Q., F. Jin, E. Merewitz, and B. Huang, 2010. "Growth and physiological traits associated with drought survival and post-drought recovery in perennial turfgrass

species.” *J. Am. Soc. Hortic. Sci.* 135 (2): 125–133.  
<https://doi.org/10.21273/JASHS.135.2.125>.

Cox, M. C., S. S. Rana, J. R. Brewer, and S. D. Askew, 2017. “Goosegrass and bermudagrass response to rates and tank mixtures of topramezone and triclopyr.” *Supplement, Crop Sci.* 57 (S1): 310–321. <https://doi.org/10.2135/cropsci2016.05.0439>.

DeBels, B. T., S. E. Griffith, W. C. Kreuser, E. S. Melby, and D. J. Soldat, 2012. “Evaluation of mowing height and fertilizer application rate on quality and weed abundance of five home lawn grasses.” *Weed Technol.* 26 (4): 826–831.  
<https://doi.org/10.1614/WT-D-12-00062.1>.

Dernoeden, P. H., M. J. Carroll, and J. M. Krouse, 1993. “Weed management and tall fescue quality as influenced by mowing, nitrogen, and herbicides.” *Crop Sci.* 33 (5): 1055–1061. <https://doi.org/10.2135/cropsci1993.0011183X003300050036x>.

Domenghini, J. C., D. J. Bremer, J. D. Fry, and G. L. Davis, 2013. “Prolonged drought and recovery responses of Kentucky bluegrass and ornamental groundcovers.” *HortScience* 48 (9): 1209–1215. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.48.9.1209>.

Espejo Marín, C., 2004. “Campos de golf y medio ambiente: Una interacción necesaria.” *Cuadernos de turismo* 14: 67–111.

Espejo Marín, C., and G. Cànoves, 2011. “Política de usos del agua en los campos de golf en España.” *Documents d’anàlisi geogràfica* 57 (2): 255–277.  
<https://doi.org/10.5565/rev/dag.278>.

Fitz-Rodríguez, E., and C. Y. Choi, 2012. “Monitoring turfgrass quality using multispectral radiometry.” *Trans. ASAE* 45 (3): 865–871.  
<https://doi.org/10.13031/2013.8839>.

Fontanier, C., B. Wherley, R. White, J. Aitkenhead-Peterson, and D. Chalmers, 2017. “Historical ETo-based irrigation scheduling for St. Augustinegrass Lawns in the South-Central United States.” *Irrig. Sci.* 35 (4): 347–356.  
<https://doi.org/10.1007/s00271-017-0544-x>.

Ghali, I. E., G. L. Miller, G. L. Grabow, and R. L. Huffman, 2012. "Using variability within digital images to improve tall fescue color characterization." *Crop Sci.* 52 (5): 2365. <https://doi.org/10.2135/cropsci2011.10.0553>.

Gómez-Lama López, M., and R. Priego de Montiano, 1994. Valoración ambiental de los campos de golf de Andalucía. Córdoba, Spain: Monografías Universidad de Córdoba, Universidad de Córdoba.

Graves, R. M., and G. S. Cornish, 1998. *Golf course design*. New York: Wiley.

Gross, B. Y. P., 2013. "Developing a drought-emergency plan." *Green Sect. Rec.* 51 (14): 1–5.

Hejl, R.W., B. G. Wherley, R. H. White, J. C. Thomas, and C. H. Fontanier. 2016. "Deficit irrigation and simulated traffic on 'Tifway' bermudagrass summer performance and autumn recovery." *Crop Sci.* 56 (2): 809–817. <https://doi.org/10.2135/cropsci2015.03.0197>.

Jiang, Y., and R. N. Carrow, 2007. "Broadband spectral reflectance models of turfgrass species and cultivars to drought stress." *Crop Sci.* 47 (4): 1611–1618. <https://doi.org/10.2135/cropsci2006.09.0617>.

Leksungnoen, N., P. G. Johnson, and R. K. Kjelgren, 2012. "Physiological responses of turfgrass species to drought stress under high desert conditions." *HortScience* 47 (1): 105–111. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.47.1.105>.

Merewitz, E., W. Meyer, S. Bonos, and B. Huang, 2010. "Drought stress responses and recovery of Texas x Kentucky hybrids and Kentucky bluegrass genotypes in temperate climate conditions." *Agron. J.* 102 (1): 258–268. <https://doi.org/10.2134/agronj2009.0328>.

Meyer, J. L., and V. A. Gibeault, 1987. "Turfgrass performance when under irrigated." *Appl. Agric. Res.* 2: 117–119.

Monje Jiménez, R. J., 2002. *Mantenimiento de campos de golf*. Madrid, Spain: Consejería de Agricultura y Pesca, Ediciones Mundi Prensa.

Monteiro, J. A., 2017. "Ecosystem services from turfgrass landscapes." *Urban For Urban Green* 26 (Aug): 151–157. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.04.001>.

Morris, K. N., and R. C. Shearman, 2014. “NTEP turfgrass evaluation guidelines.” Accessed February 1, 2018. <https://www.ntep.org/ntep/pdf/ratings.pdf>.

Priego de Montiano, R., M. Gómez-lama López and J. M. Recio Espejo, 2006. *El golf y su entorno en Andalucía*. Málaga, Spain: Cajamar–Real Federación de Golf de Andalucía.

Qian, Y., and J. D. Fry, 1997. “Water relations and drought tolerance of four turfgrasses.” *J. Am. Soc. Hortic. Sci.* 122 (1): 129–133. <https://doi.org/10.21273/JASHS.122.1.129>.

Rodríguez Díaz, J. A., J. W. Knox, and E. K. Weatherhead, 2007. “Competing demands for irrigation water: Golf and agriculture in Spain.” *Irrig. Drain.* 56 (5): 541–549. <https://doi.org/10.1002/ird.317>.

Rodríguez-Díaz, J. A., E. K. Weatherhead, J. García Morillo, and J. W. Knox, 2011. Benchmarking irrigation water use in golf courses. A case study in Spain. *Irrig. Drain.* 60 (3): 381–392. <https://doi.org/10.1002/ird.578>.

Bastug, R. and Buyuktas, D., 2003. ‘The effects of different irrigation levels applied in golf courses on some quality characteristics of turfgrass’. *Irrig. Sci.* 22: 87-93. DOI: 10.1007/s00271-003-0073-7

Schiavon, M., B. Leinauer, M. Serena, B. Maier, and R. Sallenave, 2014a. “Plant growth regulator and soil surfactants’ effects on saline and deficit irrigated warm-season grasses. I: Turf quality and soil moisture.” *Crop Sci.* 54 (6): 2815–2826. <https://doi.org/10.2135/cropsci2013.10.0707>.

Schiavon, M., B. Leinauer, M. Serena, B. Maier, and R. Sallenave, 2014b. “Plant growth regulator and soil surfactants’ effects on saline and deficit irrigated warm-season grasses. II: Pigment content and superoxide dismutase activity.” *Crop Sci.* 54 (6): 2827–2836. <https://doi.org/10.2135/cropsci2013.10.0708>.

Schmidt, R. E., 1973. “Drought stress on turf.” *USGA Green Sect. Rec.* 11 (5): 7–10.

Severmutlu, S., N. Mutlu, E. Gurbuz, O. Gulsen, M. Hocagil, O. Karaguzel, T. Heng-Moss, R. C. Shearman, and R. E. Gaussoin, 2011. “Drought resistance of warm-

season turfgrasses grown in Mediterranean region of Turkey.” *HortTechnology* 21 (6): 726–736. <https://doi.org/10.21273/HORTTECH.21.6.726>.

Steinke, K., D. Chalmers, J. Thomas, and R. White, 2011. “Bermudagrass and buffalograss drought response and recovery at two soil depths.” *Crop Sci.* 51 (3): 1215–1223. <https://doi.org/10.2135/cropsci2010.08.0469>.

Steinke, K., D. R. Chalmers, R. H. White, C. H. Fontanier, J. C. Thomas, and B. G. Wherley, 2013. “Lateral spread of three warm-season turfgrass species as affected by prior summer water stress at two root zone depths.” *HortScience* 48 (6): 790–795. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.48.6.790>.

Trenholm, L. E., R. N. Carrow, and R. R. Duncan, 1999. “Relationship of multispectral radiometry data to qualitative data in turfgrass research.” *Crop Sci.* 39 (3): 763. <https://doi.org/10.2135/cropsci1999.0011183X003900030025x>.

Turgeon, A. J. 1991. *Turfgrass management*. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.

Wherley, B., J. Heitholt, A. Chandra, and P. Skulkaew, 2014. “Supplemental irrigation requirements of zoysiagrass and bermudagrass cultivars.” *Crop Sci.* 54 (4): 1823–1831. <https://doi.org/10.2135/cropsci2013.11.0753>.

Zhou, Y., C. J. Lambrides, and S. Fukai, 2013. “Drought resistance of bermudagrass (*Cynodon* spp.) ecotypes collected from different climatic zones.” *Environ. Exp. Bot.* 85 (Jan): 22–29. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2012.07.008>.





## **CAPÍTULO 3: Recuperación del híbrido ‘Tyfway-419’, después de un período de sequía de diferentes duraciones en un suelo arenoso poco profundo en un clima mediterráneo.**

---





## CAPÍTULO 3. RECUPERACIÓN DEL HÍBRIDO ‘TYFWAY-419’, DESPUÉS DE UN PERÍODO DE SEQUÍA DE DIFERENTES DURACIONES EN UN SUELO ARENOSO POCO PROFUNDO EN UN CLIMA MEDITERRÁNEO

### 3.1. Introducción

En este capítulo se valora el híbrido Tyfway-419, Tifway [*Cynodon dactylon* (L.) Pers. × *Cynodon transvaalensis* (Burt-Davy)], que se encuentra frecuentemente, formando el césped en los campos de golf de Andalucía (Priego de Montiano, 2006), principalmente en las calles y rough. Se estudia la recuperación de este híbrido después de un período de sequía con diferentes duraciones y en condiciones de extrema adversidad, tanto climáticas como físicas y de mantenimiento. Los resultados podrán ser usados con el fin de manejar el césped frente a una sequía o en la aplicación de un modelo de gestión, donde la supresión del agua esté incluida en sus programas.

**Título:** ‘Tifway’bermudagrass recovery after drought periods of different durations under shallow sandy soil in a Mediterranean climate

**Autores:** Rafael J. Monje Jiménez, Luis Pérez Urrestarazu y Gregorio Egea

**Publicación:** Agricultural Water Management. Elsevier B.V. Revista indexada en JCR (Journal Citation Report). Primer cuartil. ISSN 0378-3774



**Estado actual:** *Publicado*. Volume 223, 20 August 2019, 105690

<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105690>

### **3.2. 'Tifway' bermudagrass recovery after drought periods of different durations under shallow sandy soil in a Mediterranean climate**

#### **RESUMEN.**

El manejo del agua constituye uno de los principales desafíos para el césped que crece en regiones áridas y semiáridas, cuando las condiciones exacerbadas bajo las cuales se cultiva el césped son limitantes (por ejemplo, suelos arenosos poco profundos con poco mantenimiento). El objetivo de este estudio ha sido evaluar la recuperación de Tifway [*Cynodon dactylon* (L.) Pers. × *Cynodon transvaalensis* (Burt-Davy)] bermuda cuando se cultiva en una zona de suelo arenoso de 10 cm y bajo un manejo de bajo mantenimiento (es decir, reducción de la fertilización) después de varios períodos de sequía de verano. La evaluación del césped se realizó mediante el monitoreo de la cobertura verde y los atributos de calidad durante el período de recuperación. Se descubrió que la duración de la sequía era determinante para la capacidad de recuperación del césped de bermuda Tifway. Los períodos de sequía de verano de más de 5 semanas no permitieron alcanzar al menos el 50% de la cobertura verde. Se demostró que la profundidad y el tipo de suelo son factores limitantes de la capacidad de recuperación de la sequía de bermuda Tifway, como se puede ver en una comparación con otros datos encontrados en la literatura para la misma especie / cultivar. Los datos recopilados para monitorear el rendimiento del césped (cobertura verde y calidad visual) usando el Análisis de Imagen Digital y el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada fueron muy similares a los obtenidos por los métodos de observación tradicionales, reduciendo las horas de trabajo.

#### **ABSTRACT**

Water management constitutes one of the main challenges for turfgrass growing in arid and semi-arid regions, exacerbated when the conditions under which the turfgrass is cultivated are limiting (e.g., sandy shallow soils with low maintenance). The objective of this study has been to evaluate the recovery of Tifway [*Cynodon dactylon* (L.) Pers. × *Cynodon transvaalensis* (Burt-Davy)] bermudagrass when grown on a 10-cm sandy

soil rootzone and under low-maintenance management (i.e., reduced fertilization) after varying periods of summer drought. Turfgrass assessment was performed by monitoring the green coverage and quality attributes during the recovery period. The duration of the drought was found to be determinant for the recovery capacity of Tifway bermudagrass. Summer drought periods longer than 5 weeks did not allow reaching at least 50% of the green coverage. The soil depth and type were shown to be limiting factors of the recovery capacity from drought of Tifway bermudagrass, as can be seen from a comparison with other data found in the literature for the same species/cultivar. The data collected in order to monitor the performance of the turfgrass (green cover and visual quality) using Digital Image Analysis and Normalized Difference Vegetation Index were very similar to those obtained by traditional observation methods, reducing labor hours.

## **Introduction**

Turfgrass is established in numerous public and private spaces, such as parks and gardens, mostly in urban environments, as part of the landscape (Hatfield, 2017). It also constitutes the main cover in golf courses (Duble, 1996), where the cultivation of the grass has a high economic value, creating eight times more employment than other agricultural alternatives of irrigated land (Priego de Montiano et al., 2006). Hence, the average economic water productivity in a golf course is much higher than in any other high value agricultural crop (Rodríguez Díaz et al., 2007). As an example, in Spain the economic impact (direct and indirect) of golf exceeds 2 billion euros and 11,068 direct jobs (Aymerich and Anabitarte, 2016). However, in arid and semi-arid areas, the strong competition for water means that the availability of irrigation water for golf courses is often limited and less than the water needs of the turf. Water management therefore constitutes the main challenge in golf courses located in arid and semi-arid regions (Hatfield, 2017). In these situations it is useful to design deficit irrigation strategies that can be used by managers to cope with limiting water resources (DaCosta et al., 2004). Warm season turfgrass species have particularly good summer dormancy mechanisms (Huang et al., 1997a, 1997b). In this sense, some experiments have proved their ability to recover after a total absence of water supply during a certain summer period (Croce

et al., 2004; Geren et al., 2009; Qian et al., 1997; Severmutlu et al., 2011; Steinke et al., 2011). This is particularly important in order to optimize available water resources under conditions of severe scarcity, since irrigation could be suppressed in some parts of the golf courses during the summer months, sometimes coinciding with off-season periods (Monje- Jiménez et al., 2019), prioritizing areas such as greens and tees (Gross, 2013). In these cases, the turfgrass will remain inactive until the arrival of rainfall events in autumn or irrigation is resumed, which will facilitate its recovery. Conceptually, an induced drought during periods of low season and high atmospheric demand could be an interesting alternative to be included in the maintenance programs of some warm climate turfgrass species in order to save water (Monje Jiménez, 2006).

With this strategy, it is estimated that the annual consumption in the arid regions could be reduced by 48% (Kjelgren et al., 2000). Bermudagrass is an important grass-forming species for sports fields, parks and golf courses in Australia, Africa, India, South America and the southern United States (Duble, 1996). In general, bermudagrass is considered to be one of the most drought- tolerant warm-season grass species (Beard and Sifers, 1997; Carrow, 1996; Qian and Fry, 1997; Steinke et al., 2011; Zhou et al., 2013). Part of the evaluation of the response of bermudagrass to drought conditions involves the capacity of recovering an adequate green coverage and turf quality after a period with no water inputs. A hybrid between *Cynodon dactylon* (L.) Pers (with an aggressive growth) and *Cynodon transvaalensis* Burt Davy (of fine texture) was created in order to obtain a not so fast growing turf with an appreciated texture for golf courses (Hanna et al., 2013). In south Spain, it is now one of those preferred for fairways and tees (Priego de Montiano et al., 2006).

The purpose of this work was to evaluate the behavior of the Tifway [*Cynodon dactylon* (L.) Pers. × *Cynodon transvaalensis* Burt-Davy] bermudagrass during the recovery from four periods of induced summer drought of different durations (3, 5, 8 and 10 weeks). Since other limiting factors besides water are often found for turf growing in arid and semiarid regions, such as the depth of the rooting layer, the type of soil or the amount of fertilizer applied, the study has been carried out under other limiting conditions, such as a 10 cm layer of sandy soil and low maintenance (i.e., sub-optimal

fertilization). As a secondary objective, different methodologies to assess turfgrass quality (visual assessment, Digital Image Analysis and proximal sensing) were employed and compared.

## **Materials and methods**

### **Description of the experimental site and climatic data**

The experiment was carried out during the period from the end of May to early November of 2016 and 2017 in an area dedicated to a turf nursery for the fairways of the golf course of the Royal Golf Club of Seville (37°20'54.1" N 5°55'23.9" W), about 6 km outside the city of Seville (Andalusia, SW Spain).

The climate of the study area is included in the phytoclimatic subregion IV2 “Subtropical Genuine Mediterranean” (Allué Andrade, 1990), characterized by warm and dry summers and moderate temperature fluctuations during the year. Rainfall events normally occur from late September to May. Table 1 shows the climatic data recorded during both years of the experiment at a nearby weather station (37°27' 24'' N; 05° 55' 29'' W; elevation: 37 m). Daily mean temperature ( $T_{av}$ ) varied within the range 11.3 °C (December) to 28.2 °C (August) and 8.3 °C (January) to 26.8 °C (August) in 2016 and 2017, respectively. The corresponding relative humidity values ( $RH_{av}$ ) showed an annual average of 69.5 and 63.6% in 2016 and 2017, respectively. Monthly mean values of reference crop evapotranspiration ( $ET_0$ ) were within the range 1.2-6.5mm d<sup>-1</sup> in 2016 and 1.4-6.9mm d<sup>-1</sup> in 2017. Annual rainfall was 678.8mm in 2016 and 265.5mm in 2017. The turf was established at the end of May, 2011, using ‘Tifway’ bermudagrass sod collected from the golf course’s fairways. The nursery was irrigated by means of sprinklers arranged in a triangular pattern and separated 16–18m from each other. The water was supplied from a nearby wastewater treatment plant, showing a pH of 7.9 and an EC of 0.6 dSm<sup>-1</sup>. The average application rate was 10mm h<sup>-1</sup> with a Uniformity Coefficient (measured before the beginning of the experiment) over 80%. The irrigation system was controlled by means of a computerized control system (Nimbus™ II, Rain Bird, Azusa, California). Ten rain gauges TFA 47.1013 (TFA Dostmann GmbH & Co.

KG. Zum-Ottersberg-12.97877, Wertheim-Reicholzheim, Germany) were placed across the experimental plots to determine the inflows of water by both sprinkler irrigation and rain.

**Table 1.** Climatic data recorded from April to October in 2016 and 2017. T, RH, u, G, ET<sub>0</sub> and P denote, respectively, air temperature, relative humidity, wind speed at a height of 2 m, solar radiation, reference crop evapotranspiration calculated with the FAO-56 Penman-Monteith equation (Allen et al., 1998) and precipitation. The subscripts max, min and av denote, respectively, daily maximum, daily minimum and daily average.

|                                      | Year | May   | Jun  | Jul  | Aug  | Sep  | Oct   | Nov   |
|--------------------------------------|------|-------|------|------|------|------|-------|-------|
| $T_{\max}$                           | 2016 | 25.7  | 32.4 | 36.3 | 37.1 | 33.4 | 27.0  | 18.9  |
| (°C)                                 | 2017 | 28.7  | 35.3 | 34.8 | 36.1 | 32.9 | 30.5  | 21.4  |
| $T_{\min}$                           | 2016 | 12.2  | 15.3 | 19.0 | 19.9 | 16.5 | 14.3  | 8.2   |
| (°C)                                 | 2017 | 13.5  | 17.4 | 17.3 | 17.9 | 14.3 | 13.9  | 6.6   |
| $T_{\text{av}}$                      | 2016 | 18.7  | 24.0 | 27.5 | 28.2 | 24.7 | 20.2  | 13.0  |
| (°C)                                 | 2017 | 21.0  | 26.5 | 25.9 | 26.8 | 23.4 | 21.6  | 13.3  |
| $RH_{\max}$                          | 2016 | 96.0  | 96.2 | 92.3 | 80.4 | 81.5 | 90.8  | 97.2  |
| (%)                                  | 2017 | 95.8  | 91.1 | 92.4 | 87.4 | 86.3 | 83.1  | 89.2  |
| $RH_{\min}$                          | 2016 | 39.4  | 28.9 | 26.1 | 20.6 | 25.1 | 41.9  | 52.9  |
| (%)                                  | 2017 | 31.5  | 23.0 | 26.3 | 21.6 | 22.6 | 28.5  | 37.4  |
| $RH_{\text{av}}$                     | 2016 | 70.1  | 59.8 | 57.1 | 49.3 | 51.5 | 68.9  | 80.9  |
| (%)                                  | 2017 | 62.4  | 51.8 | 58.0 | 53.6 | 52.7 | 56.3  | 66.1  |
| $u$                                  | 2016 | 1.9   | 1.3  | 1.2  | 1.5  | 1.8  | 1.9   | 1.8   |
| (m s <sup>-1</sup> )                 | 2017 | 2.0   | 1.6  | 1.4  | 1.2  | 1.3  | 1.3   | 1.4   |
| $G$                                  | 2016 | 23.2  | 28.5 | 27.4 | 25.3 | 20.9 | 14.1  | 9.7   |
| (MJm <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> ) | 2017 | 23.0  | 28.5 | 27.1 | 24.1 | 20.9 | 15.6  | 11.3  |
| ET <sub>0</sub>                      | 2016 | 4.8   | 6.1  | 6.4  | 6.5  | 5.4  | 3.2   | 1.6   |
| (mm d <sup>-1</sup> )                | 2017 | 5.3   | 6.9  | 6.3  | 5.8  | 4.8  | 3.5   | 2.0   |
| $P$                                  | 2016 | 142.0 | 0.0  | 2.5  | 0.0  | 17.4 | 100.8 | 142.2 |
| (mm)                                 | 2017 | 20.5  | 0.0  | 0.3  | 0.6  | 0.0  | 25.4  | 30.0  |

Fertilization was carried out in the golf course nursery following the usual (sub-optimal) management practices, through a single annual application of 30 g m<sup>-2</sup> (6.3 g N m<sup>-2</sup>) in April, with a mineral fertilizer that includes 21% ammonium sulphate.

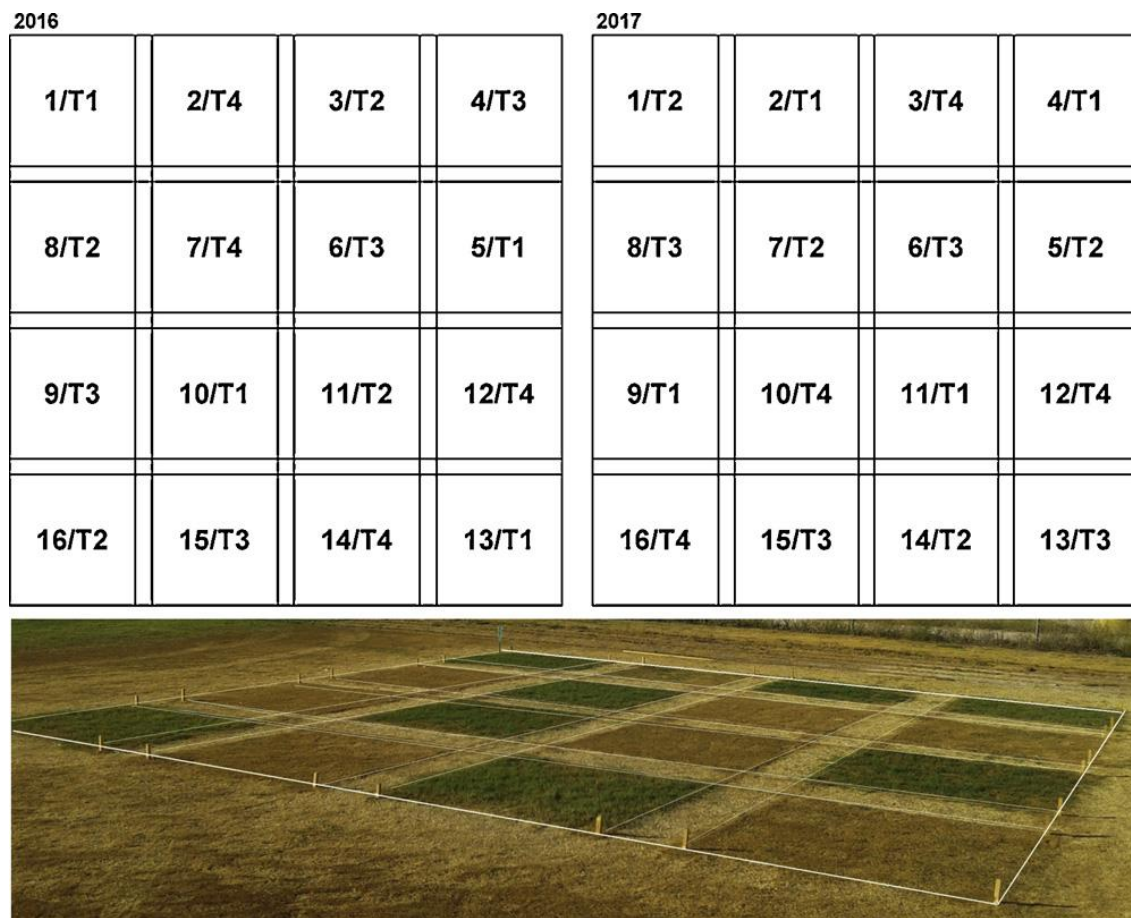


Soil samples were taken at 0.5m depth before the start of the study and revealed the existence of an artificial soil profile of 0.2m above the native soil. The rooting layer, 0.1m thick, was formed by 90.95% of sand, 5.83% of silt and 3.22% of clay; with a content of organic matter of 1.46%. Total contents of nitrogen, phosphorus and potassium were 0.0206%, 0.359% and 0.0126%, respectively. Under the rooting layer, there was another one of highly compacted coarse sand, 0.1m thick, with 77.13% of coarse sand, 18.13% of silt and 4.74% of clay, with a pH of 9.43. The lowest layer corresponded to the native soil, consisting of 68.04% of sand, 22.55% of silt and 9.41% of clay. The root depth reached an average of 0.1m in the samples taken at the beginning of the experiment in each experimental plot. No roots were observed in the compacted, 0.1m thick, soil layer. A soil permeability value of 25mm h<sup>-1</sup> was measured with a double-ring infiltrometer (ASTM standard D3385-09).

From January to the beginning of the drought period, the plots were monthly mowed at a height of 16 mm. During the recovery period, the plots were mowed only once, on September 15<sup>th</sup> 2016, whereas no mowing was performed during this period in 2017. At the end of the recovery period, a plant height of 45–50mm was observed in both years.

### **Experimental design and irrigation treatments**

Two experimental plots 6.9m wide and 8.9m long were used to conduct the study; one for each experimental year (2016 & 2017). The area was isolated enough from the rest of the nursery to avoid any irrigation interference. It was divided into sixteen 1.5m<sup>2</sup> (1m×1.5 m) plots 0.3m apart from each other and surrounded by a perimeter border 1m wide.



**Fig. 1.** Layout of the treatments in the plots for 2016 and 2017 (Plot number/ treatment). Below, photograph of the plots. T1, T2, T3 and T4 stand for treatments one to four.

The drought period began on May 29<sup>th</sup> and June 5<sup>th</sup> in 2016 and 2017, respectively. Four treatments were defined, which differed in the durations of the drought periods, these being three (T1), five (T2), eight (T3) and eleven (2016)/ten (2017) (T4) weeks of irrigation withholding. In T4 the drought period was reduced by one week in the second year of experimentation (2017) due to poor turf recovery results observed in 2016. A statistical design of completely randomized blocks with four blocks and one repetition per block was performed (Fig. 1). In all the treatments, irrigation was completely withheld at the beginning of June. After the drought period, a recovery irrigation period was applied in which 100% of standard turfgrass water requirements (ET<sub>c</sub>) were supplied. During this period, irrigation was manually applied every other day until one week after irrigation began in the T4 treatment, when sprinkler irrigation was daily applied to all the treatments. The turfgrass water requirements (ET<sub>c</sub>) for the recovery

period were calculated using the crop coefficient ( $K_c$ ) method (Allen et al., 1998). A  $K_c$  of 0.6 was considered in this study, a value that has been frequently recommended for warm season turf species (Meyer and Gibeault, 1987), including ‘Tifway’ bermudagrass (Garrot and Mancino, 1994; Hejl et al., 2016). Fig. 2 shows the accumulated water depths (irrigation plus rain) applied to all the irrigation treatments during the two experimental periods. In both these periods, the accumulated  $ET_c$  from the beginning of the drought period to the end of the study period was close to 500 mm. The volumes of water received by the irrigation treatments during the same period of time were notably higher in 2016 due to the higher precipitations that took place in 2016. In any case, rain did not play a significant role in the turf’s response to drought and subsequent recovery, because rain mainly occurred at the end of the recovery period in both years of study.

### **Soil water measurements**

Soil water content was monitored by time domain reflectometry (Topp and Davis, 1985) using a TDR300 probe (Fieldscout Spectrum Technologies, Inc., Aurora, Illinois, USA) equipped with two 12 cm long rods. The measurements were performed weekly in all experimental plots ( $n=16$ ). Three soil moisture readings were taken at each plot on each measurement day, which were averaged to obtain a representative soil moisture measurement of the entire plot.

### **Turfgrass quality assessment**

The turfgrass quality was weekly evaluated in all the experimental plots during the drought and recovery periods in both experimental years. All the measurements were performed during the same day in each week. The overall turfgrass quality (OTQ) was determined by the evaluation system developed by the National Turfgrass Evaluation Program (NTEP). This is a visual evaluation system (Morris and Shearman, 1998) based on a rating scale of 1 (poor) to 9 (ideal turf quality) that accounts for both the turfgrass aesthetics (i.e., color, density, uniformity, texture) and functional use (Turgeon, 1991). Since the visual assessment of the turf is somewhat subjective (Bell et al., 2002), the turfgrass quality was also evaluated with an optical handheld sensor

(GreenSeeker<sup>TM</sup>, Trimble, Sunnyvale, California) that measures the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). NDVI can be considered as a means for an indirect assessment of OTQ (Bell et al., 2009). In this experiment, NDVI measurements were taken at noon, from 11.00 to 12.00 h.

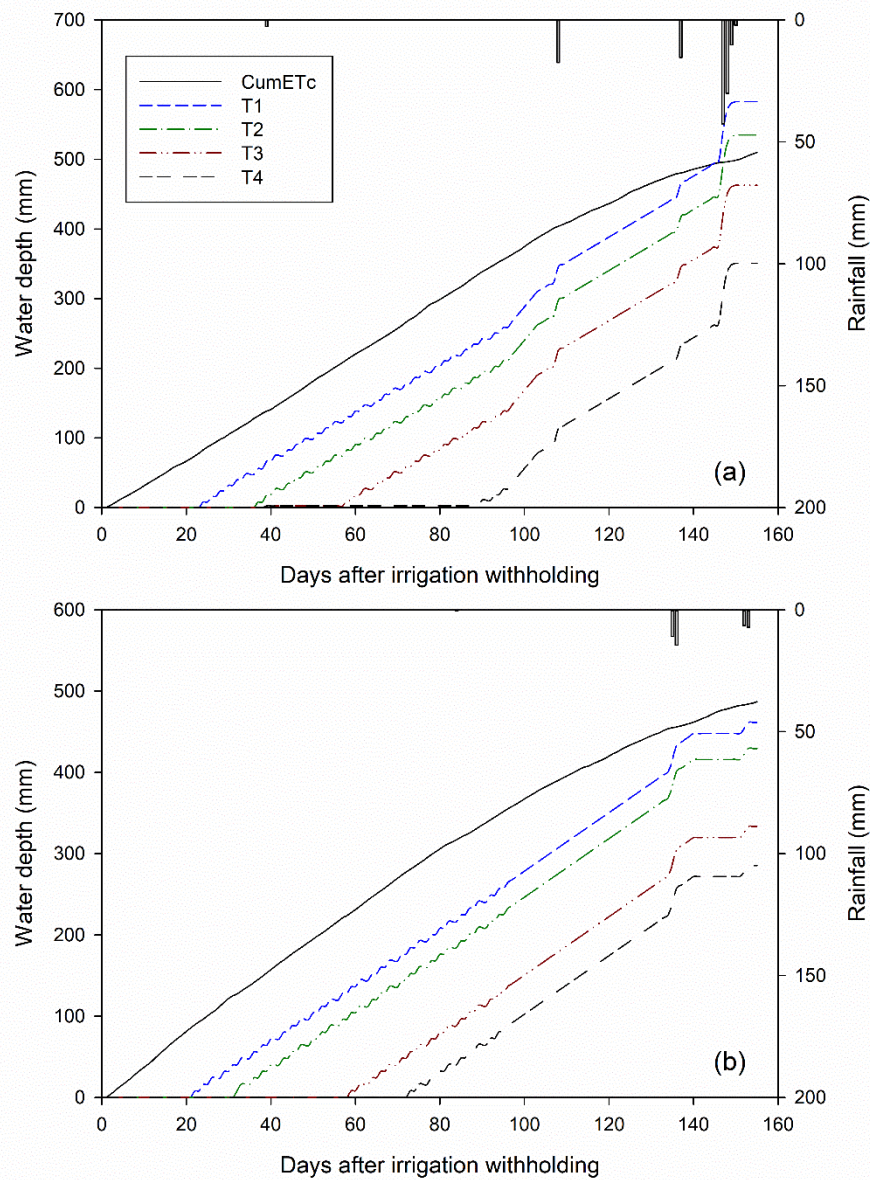
For the estimation of the green coverage (i.e., the fraction of ground covered by green vegetation) attained in each of the plots, two different methods were used. In one of them, a 1m by 1m frame, divided with strings into a 10 cm×10 cm grid, was employed. On each measurement day, the frame was placed in a fixed position in the plot (set to a reference point). For each square of the grid, a value between 0 (no cover) and 1 (the whole area green) was given according to the area of dry coverage, green coverage or bare soil perceived in it. The percentage of soil covered by green vegetation was then calculated as the sum of all the values obtained in the grid as described by Baseggio et al. (2015) and Elzinga et al. (1998).

Green coverage was also measured with a Digital Image Analysis (DIA) method (Goldsby et al., 2015). In this case, JPEG images (3648×2736 resolution) taken under no flash conditions with a Sony DSC-TX5 digital camera (35mm focal length, shutter speed 1/400) were used to derive the percentage of soil covered by green vegetation.

The photographs were taken at a height of 1m above the ground with the camera pointing downward and placed at the end of a horizontal 1m long metallic arm mounted on a tripod. With this layout, a ground area of 1.4m by 1.05m was captured by the camera. The pictures were taken weekly on sunny days from 10.00 to 12.00 h, always maintaining the same camera orientation on all the plots (Karcher and Richardson, 2005; Richardson et al., 2001). The digital analysis of the images was carried out by means of the ImageJ software (Rueden et al., 2017). The software was used to segment the image into two pixel classes, green vegetation and the rest of the situations (bare ground or dry vegetation). The resulting black and white binary image was used to derive the percentage of green coverage existing in each plot.

## Statistical analyses

Statistical analyses of the data were performed with the statistical package Statgraphics (Statgraphics Centurion XV). The treatment effects on turfgrass quality traits were analyzed through analysis of variance (ANOVA). Duncan’s multiple range test was used for means separation.

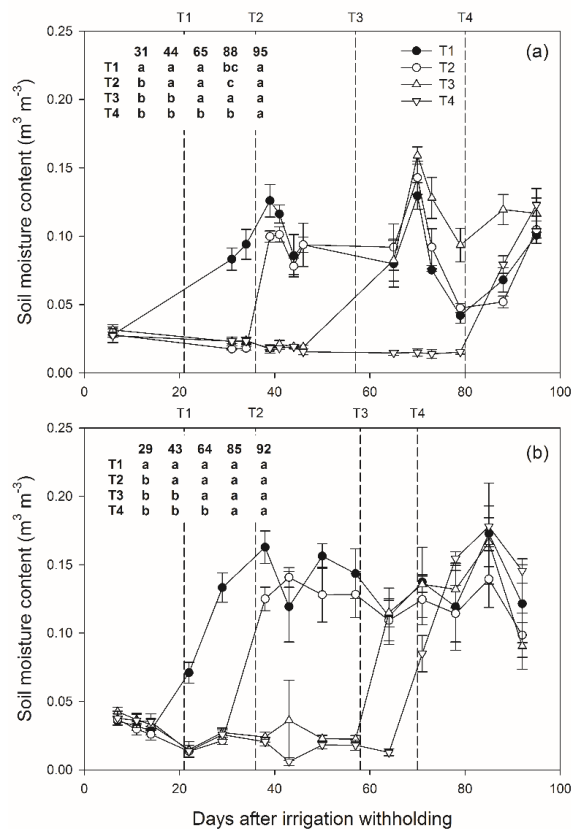


**Fig.2.** Rainfall (inverted bars), cumulative crop evapotranspiration (CumETc) and water depths (cumulative rainfall plus irrigation) applied in T1, T2, T3 and T4 treatments during the period of study in 2016 (a) and 2017 (b).

## Results

### Soil moisture content

Due to the poor water holding capacity of the sandy soil, one week after irrigation withholding, volumetric soil moisture content dropped to wilting point values ( $0.03\text{--}0.04\text{ m}^3\text{m}^{-3}$ ) in all the treatments over both experimental years (Fig. 3). When recovery irrigation was initiated progressively in the four irrigation treatments, soil moisture content increased up to values that normally ranged within the interval  $0.10\text{--}0.15\text{ m}^3\text{m}^{-3}$  in all the treatments over both years of study. No significant differences in soil moisture content were observed between treatments once irrigation was resumed in all of them (Fig. 3).

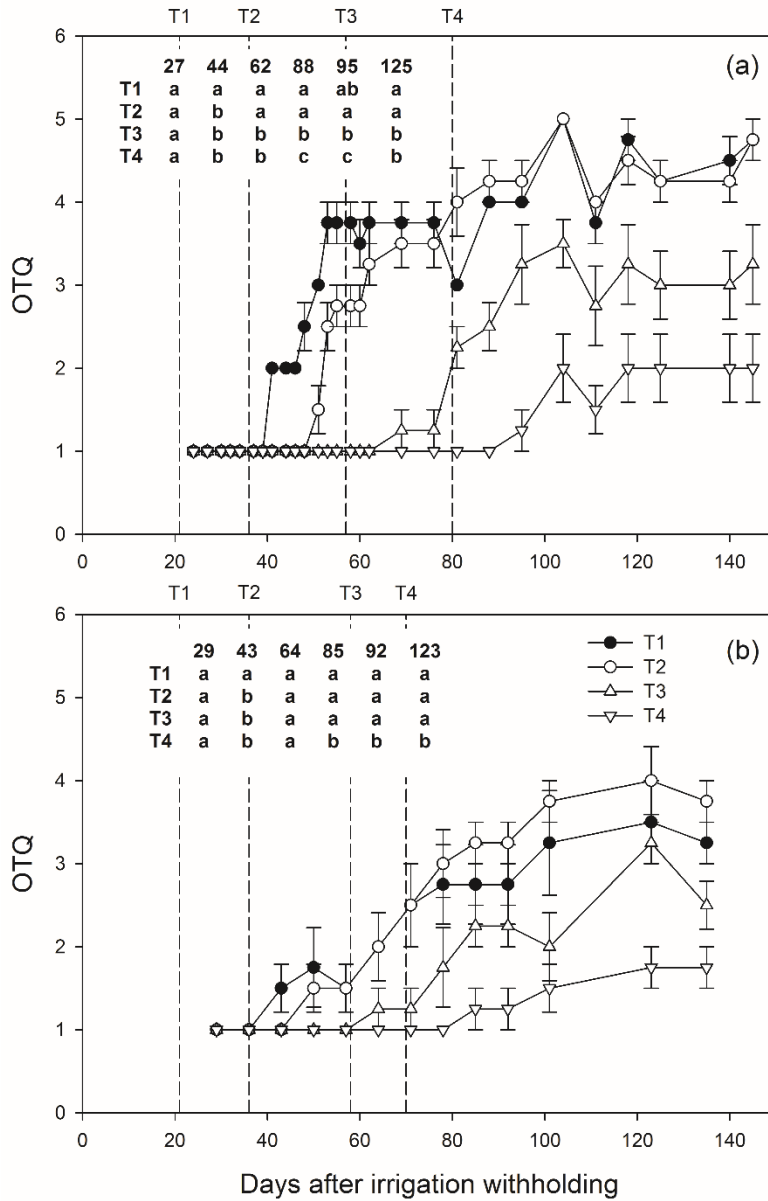


**Fig. 3.** Soil moisture content dynamics over the drought/recovery periods in 2016 (a) and 2017 (b). The vertical dashed lines denote the onset of the recovery irrigation periods in the four irrigation treatments. The inner table shows the results of the ANOVA and multiple comparison tests for five selected sampling dates. Within the same column, different letters indicate significant differences following Duncan’s Multiple Range test. T1, T2, T3 and T4 stand for treatments one to four.

### **Turfgrass quality: Overall Turfgrass Quality (OTQ) and NDVI**

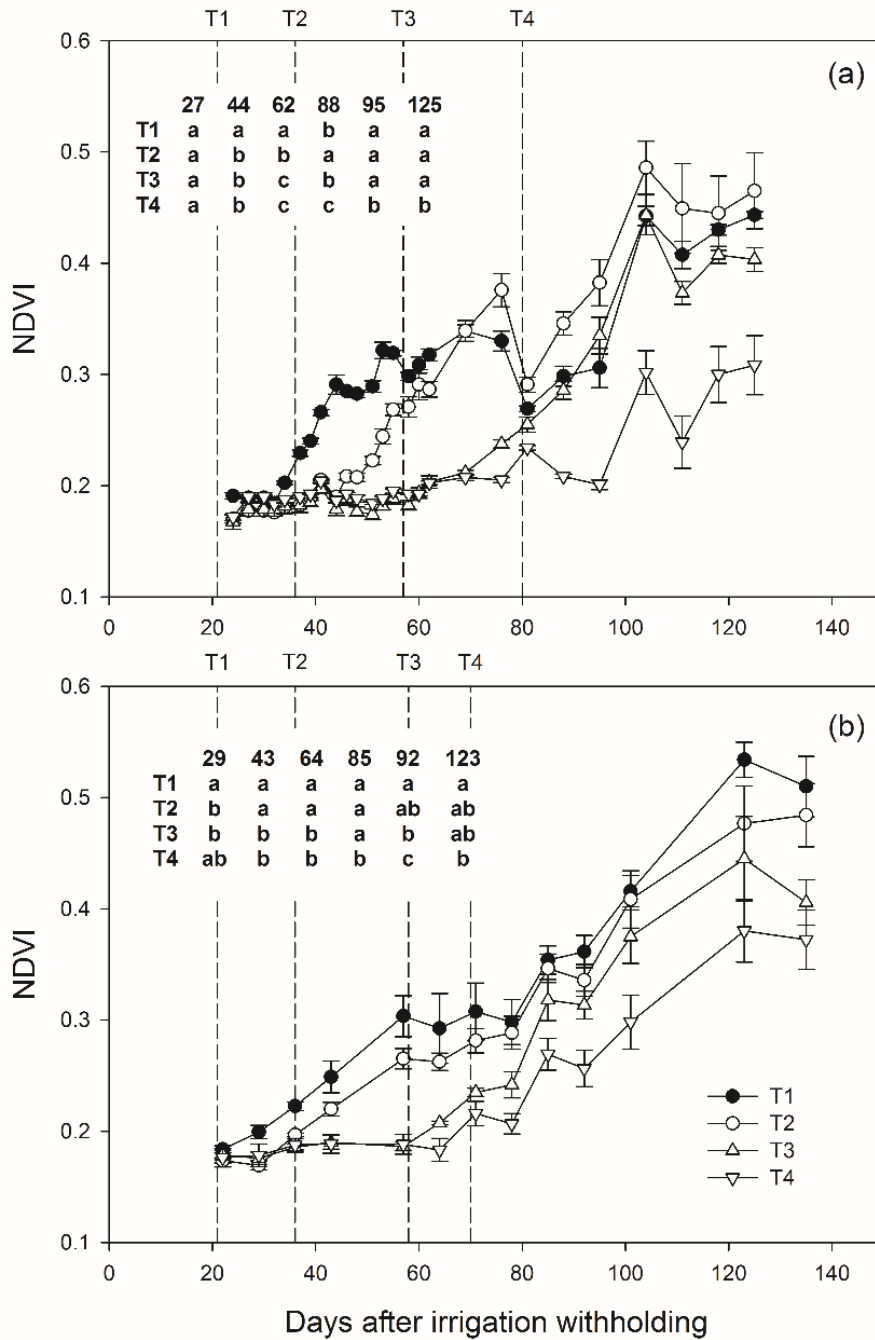
Figs. 4 and 5 show the evolution of OTQ and NDVI values from the beginning of the deliberately imposed drought period (early June) until early mid-October. Two weeks after irrigation withholding, OTQ did not exceed 1 in any of the treatments and NDVI averaged 0.18–0.19 in both experimental years. Once recovery irrigation began, all treatments showed an increase in OTQ values, although this did not occur at the same rate in all the treatments. In 2016, T1 and T2 showed OTQ values close to 5 at the end of the recovery period, with no significant differences being observed between them. On the other hand, T3 and T4 reached OTQ values close to 3 and 2, respectively, without significant differences being observed between them. The corresponding NDVI values observed at the end of the 2016 experimental period were 0.44, 0.46, 0.40 and 0.30 for T1, T2, T3 and T4, respectively, with significant differences being observed only between T4 and the rest of treatments.

In 2017, the treatments showed a similar pattern to that observed in 2016. However, the OTQ values observed at the end of the period of study in 2017 were lower than those found in 2016. T1 and T2 showed mean values between 3 and 4, while T4 showed values close to 1.75 that differed significantly from the rest of the treatments. The NDVI response did not match that observed in OTQ, since the NDVI values obtained at the end of the study period in 2017 were slightly higher than in 2016, with mean values of 0.52, 0.48, 0.43 and 0.38 in T1, T2, T3 and T4, respectively. Significant differences were only observed between T4 and the rest of the treatments.

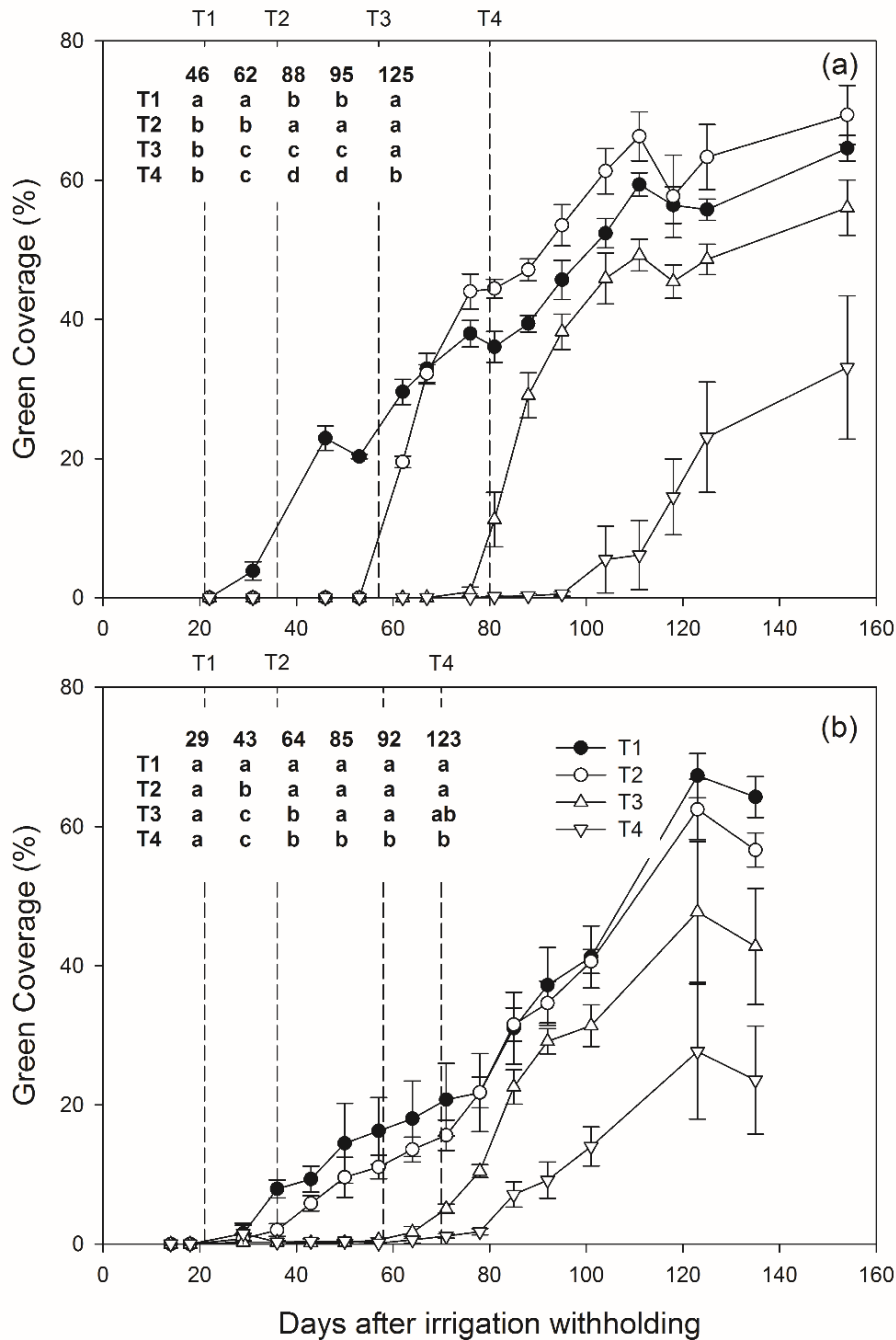


**Fig. 4.** Overall Turfgrass Quality (OTQ) dynamics over the drought/recovery periods in 2016 (a) and 2017 (b). The vertical dashed lines denote the onset of the recovery irrigation periods in the four irrigation treatments. The inner table shows the results of the ANOVA and multiple comparison tests for six selected sampling dates. Within the same column, different letters indicate significant differences following Duncan’s Multiple Range test. T1, T2, T3 and T4 stand for treatments one to four.





**Fig. 5.** NDVI dynamics over the drought/recovery periods in 2016 (a) and 2017 (b). The vertical dashed lines denote the onset of the recovery irrigation periods in the four irrigation treatments. The inner table shows the results of the ANOVA and multiple comparison tests for six selected sampling dates. Within the same column, different letters indicate significant differences following Duncan’s Multiple Range test. T1, T2, T3 and T4 stand for treatments one to four.



**Fig.6.** Green coverage dynamics, determined from Digital Image Analysis (DIA), over the drought/recovery periods in 2016 (a) and 2017 (b). The vertical dashed lines denote the onset of the recovery irrigation periods in the four irrigation treatments. The inner table shows the results of the ANOVA and multiple comparison tests for five (2016) and six (2017) selected sampling dates. Within the same column, different letters indicate significant differences following Duncan’s Multiple Range test. T1, T2, T3 and T4 stand for treatments one to four.

### **Fraction of green vegetation cover**

The evolution of the fraction of ground covered by green turfgrass, i.e., Green coverage (GC), is shown in Fig. 6. Only the GC data determined by digital image analysis (DIA) are shown due to the great similarity observed in the results obtained between the DIA and Grid determination methods. All the treatments showed 0% of GC two weeks after the onset of the drought period. During the recovery irrigation period, GC increased in all treatments in the two years of study, although at different rates. In none of the experimental years did T4 attain the GC values observed in T1, T2 and T3 at the end of the recovery irrigation period. Although these treatments presented some differences in their mean values at the end of the recovery period, they were not statistically significant.

One month after resuming irrigation in each of the treatments, the fraction of ground covered by green turfgrass was, in 2016, similar in T1 and T3 (21–24%), slightly higher in T2 (32%) and much lower in T4 (6%) (Table 2). In 2017, no significant differences were observed between the treatments. The maximum GC values reached during the recovery period were around 63–69% in T1 and T2 in both years of study, 48–56% in T3 and 28–33% in T4 (Table 2).

An important indicator of turf recovery capacity after a severe drought period is the number of days after resuming irrigation needed to reach 50% of GC (Steinke et al., 2011). In our study, T1 and T2 were able to attain this threshold value in both years of study, although T2 reached it 25 and 12 days earlier than T1 in 2016 and 2017, respectively (Table 2). On the contrary, T3 was able to attain this threshold value only in 2016 (74 days after resuming irrigation), whereas T4 never reached it in either of the experimental years.

**Table 2.** Green coverage (%) determined one month after the beginning of the recovery irrigation period, maximum GC values reached and days after resuming irrigation required to achieve 50% of GC. Data obtained by the DIA method are presented. T1, T2, T3 and T4 stand for treatments one to four.

|    | Year | % at 30 days | Max. values (%) | Days to 50 % |
|----|------|--------------|-----------------|--------------|
| T1 | 2016 | 21.1b        | 64.6a           | 80a          |
|    | 2017 | 14.5         | 67.3a           | 87           |
| T2 | 2016 | 32.2a        | 69.4a           | 55b          |
|    | 2017 | 13.6         | 62.5 a          | 75           |
| T3 | 2016 | 24.0ab       | 56.1 a          | 60ab         |
|    | 2017 | 22.6         | 47.7ab          | -*           |
| T4 | 2016 | 6.1c         | 33.1b           | -            |
|    | 2017 | 19.6         | 27.7b           | -            |

Values followed by different letters within the same column and year of study denote significant differences according to Duncan's multiple range test ( $P < 0.05$ ).

\* Two plots reached at least 50%; - None of the plots reached 50%.

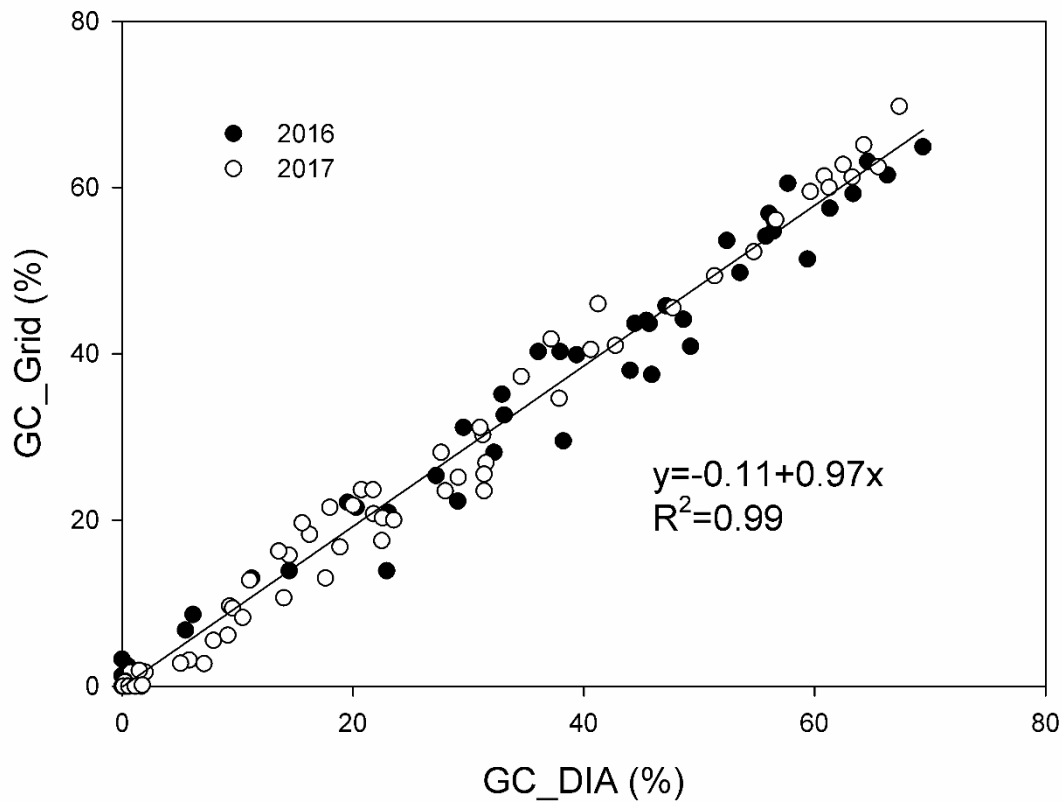


Fig. 7. Relationship between green coverage (GC) determined by the grid and DIA methods.

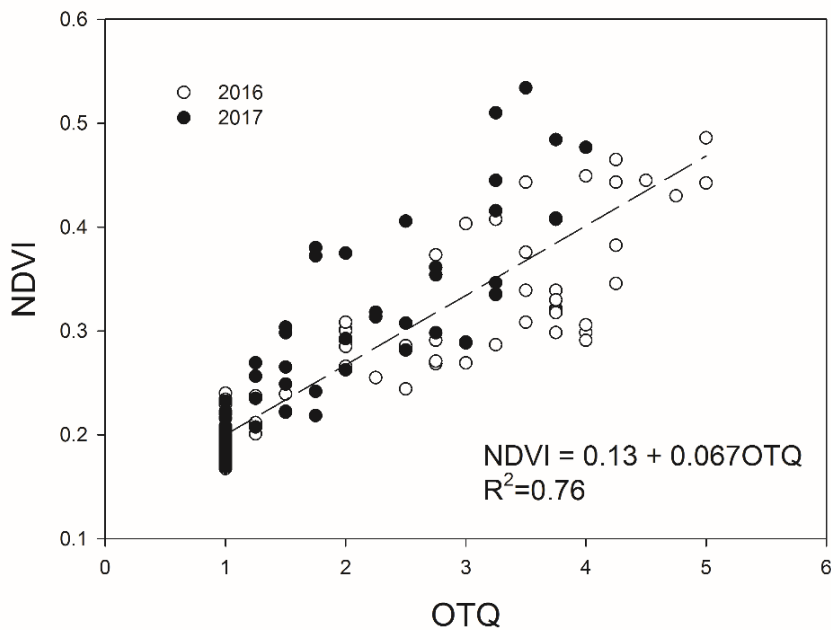
### Comparison between visual and sensor-based methods

Several methodologies have been employed in order to compare different ways to assess turf quality. GC and OTQ were determined by both, visual methods and by using Digital Image Analysis (DIA) and proximal sensing (GreenSeeker sensor), respectively. Fig. 7 shows the relation between the GC values obtained by the grid and DIA methods.

The GC values were very similar in both of them during all the study. A bigger difference was observed between OTQ visual values and NDVI obtained with the proximal sensor (Fig. 8). In this case, there was dissimilar behavior between both years of the study, as a better correlation was obtained in 2016 compared to 2017 ( $R^2$  values of 0.85 and 0.79, respectively).

## Discussion

Turfgrass drought resistance is markedly influenced by the species and cultivar grown, as shown by Sun Kim and Beard (2018) who compared eleven warm season species subjected to a continued water stress for 48 and 57 days in two consecutive summers. In their case study, ‘Tifway’ bermudagrass showed the poorest recovery capacity, although its performance slightly improved over the second summer drought due to some rainfall which occurred during the mid-stress period. In addition to plant material, there are several other variables that also have an influence on the recovery capacity of turfgrass, such as climate conditions, soil characteristics or the duration of the drought periods (Carrow, 1996).



**Fig. 8.** Linear correlation between NDVI and OTQ.

Since ‘Tifway’ bermudagrass is a traditional standard for golf and other sports and residential grasses in warm regions, we intended to evaluate its recovery capacity to four periods of summer drought deliberately imposed by withholding irrigation under shallow sandy soil. The results showed that, for summer droughts lasting less than five weeks, ‘Tifway’ bermudagrass had an acceptable recovery in terms of the required time

to reach at least 50% of GC. Longer drought periods resulted in poor turfgrass development, either not reaching 50% of GC in autumn or doing so with low quality standards. The treatment subjected to 5 weeks (T2) of summer drought exhibited faster recovery (55 and 75 days after resuming irrigation in order to reach 50% of GC in 2016 and 2017, respectively) than T1 (3 weeks of drought), which required about 80 and 87 days in 2016 and 2017, respectively, to reach 50% of GC. The difference was significant in the first year, but no sound explanation was found for that. For the same cultivar, Steinke et al. (2011) reported a much faster recovery (50% of GC was reached in 10 and 13.2 days in two consecutive years) after a 60 d drought period, although it is important to point out that their soil was an unrestricted native soil.

The turfgrass OTQ values observed during the recovery periods did not exceed the value of 6 in any of the experimental years, which is the minimum generally considered to be acceptable for the practice of golf (Schiavon et al., 2014; Steinke et al., 2011). The reason for the low visual quality may be due to the poor soil conditions (shallow sandy soil with low organic matter content) and sub-optimal fertilization. These results meet, however, the objectives of the golf course nursery managers who are not so much focused on the visual quality of the turf as its recovery capacity after drought to be replanted in the areas of the golf course that require it. Once placed in a deeper soil with more favourable conditions, its quality will reach higher quality standards. Other researchers also found the soil depth to be a main determinant of the recovery capacity of turfgrass to drought. For instance, Steinke et al. (2011) reported that all bermudagrass cultivars tested planted in a soil with unrestricted depth survived a 60 d drought while none of them did when they were grown on a shallow soil (0.01m of depth).

In addition to soil depth, soil texture is also a determining factor of the recovery capacity after drought. Severmutlu et al. (2011) compared the recovery of several bermudagrass cultivars (Tifway was not included in their study) subjected to a 90 d drought period when grown in a different type of soil (silty clay loam vs. sandy soil). For a silty clay loam soil, bermudagrass cultivars reached 50% of GC, on average, 12 d after resuming irrigation, while it took 60 d for those grown in a sandy soil. Also the turfgrass cultivated in silty clay loam soil showed, 45 d after resuming irrigation, OTQ

values between 5.9 and 8, while for the same cultivars in a sandy soil the values ranged between 3.3 and 5.

Hejl et al. (2016) characterized 'Tifway' bermudagrass fairway response to a period with different irrigation strategies including no irrigation. In their work, the unirrigated treatment also showed substantial recovery after resuming full irrigation in the first year of the study, attaining a visual turf quality of 5.5 and 85% of GC by late fall. Yet, in the second year, only 30% of GC was observed without acceptable quality levels, so they suggested a possible carryover effect of water stress. In our study, different plots were selected for each year of study, so we cannot draw conclusions about the cumulative effects of water stress. Nevertheless, in a recent study carried out in the same area (Monje-Jiménez et al., 2019), it has been observed that the application of summer drought periods for successive years did not result in losses of bermuda recovery capacity to drought once irrigation was resumed.

It is important to note that the methodology used to assess the turfgrass quality can also influence the results obtained in the evaluation of the recovery from drought. In our study, linear correlations between the NDVI index obtained by proximal sensing and visual ratings (OTQ) have been observed ( $R^2$  value of 0.76). Bell et al. (2009) also found a positive correlation between these values, especially in bermudagrass (average value of  $R^2=0.64$ ). When using the OTQ indicator, there is a certain degree of subjectivity, given that it relies on the expertise of the person making the evaluation of the turf quality. Hence, if there are different evaluators or the conditions change (e.g., light intensity), the consistency of the resulting grading can be affected. The use of active optical sensors, such as the GreenSeeker that actively generates light and measures the reflected light in the red and near infrared wavebands to give a measure of NDVI, can provide a solution to these drawbacks and offer advantages such as reducing the time for data collection. Notwithstanding, a global assessment including all variables defining turf quality (i.e., texture, density and color), routinely characterized by human evaluations, cannot be exclusively provided by means of a sensor (Bell et al., 2009), which means that both methods can be treated as complimentary.



In a similar approach, when comparing the GC values obtained with the grid (much more complex, subjective and requiring more effort in terms of personnel) and DIA the correlation was even higher ( $R^2=0.99$ ). In this case, using DIA over the data obtained by the personnel with a grid has only advantages if the images are taken under the same prevailing conditions (i.e., from the same position and angle, similar lighting and camera).

## **Conclusions**

The duration of drought was found to be determinant for the recovery of the ‘Tifway’ bermudagrass. Periods longer than 5 weeks resulted in failure to recover at least 50% of GC in autumn under the conditions of this study (i.e., shallow sandy soil and low maintenance conditions). The results obtained in this work demonstrate the great resistance to drought of ‘Tifway’ bermudagrass, which in 10 cm of sandy soil and a single application of fertilizer in spring is able to recover acceptable quality levels after 5 weeks of severe summer drought.

## **Acknowledgements**

The authors would like to thank the Spanish Association of Greenkeepers and the Royal Golf Federation of Andalusia for funding the research project PRJ201602875 “Performance assessment and recovery of different grass species after a period of water shortage”. We are also grateful to the personnel of the Royal Golf Club of Seville, especially Mr. Eugenio Escribano de la Rosa, golf course superintendent and to José A. García Mora who helped in the field data acquisition.

## **References**

Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56: Crop Evapotranspiration. FAO <https://doi.org/10.1016/j.eja.2010.12.001>.

Allué Andrade, J.L., 1990. Atlas fitoclimático de España: taxonomías. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias, Madrid.

Aymerich, F., Anabitarte, J., 2016. El impacto económico del golf en España.

Baseggio, M., Newman, Y., Sollenberger, L.E., Fraisse, C., Obreza, T., 2015. Planting rate and depth effects on Tifton 85 bermudagrass establishment using rhizomes. *Crop Sci.* 55, 1338–1345. <https://doi.org/10.2135/cropsci2014.09.0605>.

Beard, J.B., Sifers, S.I., 1997. Genetic diversity in dehydration avoidance and drought resistance within the *Cynodon* and *Zoysia* species. *Intl. Turfgrass Soc. Res. J.* 8, 603–610.

Bell, G.E., Martin, D.L., Koh, K., Han, H.R., 2009. Comparison of turfgrass visual quality ratings with ratings determined using a handheld optical sensor. *Horttechnology* 19, 309–316.

Bell, G.E., Martin, D.L., Wiese, S.G., Dobson, D.D., Smith, M.W., Stone, M.L., Solie, J.B., 2002. Vehicle-mounted optical sensing: an objective means for evaluating turf quality. *Crop Sci.* 42, 197–201.

Carrow, R.N., 1996. Drought resistance aspects of turfgrasses in the southeast: root-shoot responses. *Crop Sci.* 36, 687–694.

Croce, P., De Luca, A., Mocioni, M., Volterrani, M., Beard, J.B., 2004. Adaptability of warm-season turfgrass species and cultivars in a Mediterranean climate. *Acta Hort.* 365–368. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2004.661.49>.

DaCosta, M., Wang, Z., Huang, B., 2004. Physiological adaptation of kentucky bluegrass to localized soil drying. *Crop Sci.* 44, 1307. <https://doi.org/10.2135/cropsci2004.1307>.

Duble, R.L., 1996. *Turfgrasses: Their Management and Use in the Southern Zone*. Texas A & M University Press.

Elzinga, C.L., Salzer, D.W., Willoughby, J.W., 1998. *Measuring & Monitoring Plant Populations*. U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Land Management, Denver, Colorado. USA.

Garrot, D.J., Mancino, C.F., 1994. Consumptive water use of three intensively managed bermudagrasses growing under arid conditions. *Crop Sci.* 34, 215–221. <https://doi.org/10.2135/cropsci1994.0011183X003400010039x>.

Geren, H., Avcioglu, R., Curaoglu, M., 2009. Performances of some warm-season turfgrasses under Mediterranean conditions. *African J. Biotechnol.* 8, 4469–4474.

Goldsby, A.L., Bremer, D.J., Fry, J.D., Keeley, S.J., 2015. Response and recovery characteristics of Kentucky bluegrass cultivars to extended drought. *Crop. Forage Turfgrass Manag.* 1, 1–8. <https://doi.org/10.2134/cftm2014.0087>.

Gross, B.Y.P., 2013. Developing a drought-emergency plan. *Green Sect. Rec.* 51, 1–5.

Hanna, W., Raymer, P., Schwartz, B., Stier, J.C., Horgan, B.P., Bonos, S.A., 2013. Warmseason grasses: biology and breeding. *Turfgrass: Biology, Use, and Management.* American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, pp. 543–590. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr56.c16>.

Hatfield, J., 2017. Turfgrass and climate change. *Agron. J.* 109, 1708–1718. <https://doi.org/10.2134/agronj2016.10.0626>.

Hejl, R.W., Wherley, B.G., White, R.H., Thomas, J.C., Fontanier, C.H., 2016. Deficit irrigation and simulated traffic on 'Tifway' bermudagrass summer performance and autumn recovery. *Crop Sci.* 56, 809–817. <https://doi.org/10.2135/cropsci2015.03.0197>.

Huang, B., Duncan, R.R., Carrow, R.N., 1997a. Drought-resistance mechanisms of seven warm-season turfgrasses under surface soil drying: I. Shoot response. *Crop Sci.* 37, 1858. <https://doi.org/10.2135/cropsci1997.0011183X003700060032x>.

Huang, B., Duncan, R.R., Carrow, R.N., 1997b. Drought-resistance mechanisms of seven warm-season turfgrasses under surface soil drying: II. Root aspects. *Crop Sci.* 37, 1863–1869. <https://doi.org/10.2135/CROPSCI1997.0011183X003700060033X>.

Karcher, D.E., Richardson, M.D., 2005. Batch analysis of digital images to evaluate turfgrass characteristics. *Crop Sci.* 45, 1536–1539. <https://doi.org/10.2135/cropsci2004.0562>.

Kjelgren, R., Rupp, L., Kilgren, D., 2000. Water conservation in urban landscapes. *Hortscience* 35, 1037–1040.

Meyer, J.L., Gibeault, V.A., 1987. Turfgrass performance when under irrigated. *Appl. Agric. Res.* 2, 117–119.

Monje-Jiménez, R.J., Egea, G., Pérez-Urrestarazu, L., 2019. Turfgrass recovery after an induced drought period on a golf course fairway. A case study in southern Spain. *J. Irrig. Drain. Eng.* 145 [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0001392.05019005-1-05019005-11](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0001392.05019005-1-05019005-11).

Monje Jiménez, R.J., 2006. Manejo de céspedes con bajo consumo de agua. Consejería de Agricultura y Pesca, Seville, Spain.

Morris, K.N., Shearman, R.C., 1998. NTEP Turfgrass Evaluation Guidelines [WWW. Document]. URL <http://www.ntep.org/pdf/ratings.pdf> (Accessed 1.11.18).

Priego de Montiano, R., Gómez-lama López, M., Recio Espejo, J.M., 2006. El golf y su entorno en Andalucía. Cajamar – Real Federación de Golf de Andalucía.

Qian, Y., Fry, J.D., 1997. Water relations and drought tolerance of four turfgrasses. *J. Am. Soc. Hortic. Sci.* 122.

Qian, Y.L., Fry, J.D., Upham, W.S., 1997. Rooting and drought avoidance of warm-season turfgrasses and tall fescue in Kansas. *Crop Sci.* <https://doi.org/10.2135/cropsci1997.0011183X003700030034x>.

Richardson, M., Karcher, D., Purcell, L., 2001. Quantifying turfgrass cover using digital image analysis. *Crop Sci.* 1884–1888. <https://doi.org/10.1097/00010694-197105000-00014>.

Rodríguez Díaz, J.A., Knox, J.W., Weatherhead, E.K., 2007. Competing demands for irrigation water: golf and agriculture in Spain. *Irrig. Drain.* 56, 541–549. <https://doi.org/10.1002/ird.317>.

Rueden, C.T., Schindelin, J., Hiner, M.C., DeZonia, B.E., Walter, A.E., Arena, E.T., Eliceiri, K.W., 2017. ImageJ2: ImageJ for the next generation of scientific image data. *BMC Bioinf.* 18, 529. <https://doi.org/10.1186/s12859-017-1934-z>.

Schiavon, M., Leinauer, B., Serena, M., Maier, B., Sallenave, R., 2014. Plant growth regulator and soil surfactants' effects on saline and deficit irrigated warm-season grasses: II. Pigment content and superoxide dismutase activity. *Crop Sci.* 54, 2827–2836. <https://doi.org/10.2135/cropsci2013.10.0708>.

Severmutlu, S., Mutlu, N., Gurbuz, E., Gulsen, O., Hocagil, M., Karaguzel, O., Heng-Moss, T., Shearman, R.C., Gaussoin, R.E., 2011. Drought resistance of warm-season turfgrasses grown in Mediterranean Region of Turkey. *HortTechnology* 21, 726–736.

Steinke, K., Chalmers, D., Thomas, J., White, R., 2011. Bermudagrass and buffalograss drought response and recovery at two soil depths. *Crop Sci.* 51, 1215–1223. <https://doi.org/10.2135/cropsci2010.08.0469>.

Sun Kim, K., Beard, J.B., 2018. Comparative drought resistances among eleven warm-season turfgrasses and associated plant parameters. *Weed Turfgrass Sci.* 7. <https://doi.org/10.5660/WTS.2018.7.3.239>.

Topp, G.C., Davis, J.L., 1985. Measurement of soil water content using time-domain reflectometry (TDR): a field evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49, 19–24. <https://doi.org/10.2136/sssaj1985.03615995004900010003x>.

Turgeon, A.J., 1991. *Turfgrass Management*. Prentice Hall, New Jersey, USA.

Zhou, Y., Lambrides, C.J., Fukai, S., 2013. Drought resistance of bermudagrass (*Cynodon* spp.) ecotypes collected from different climatic zones. *Environ. Exp. Bot.* 85, 22–29. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2012.07.008>.



---

## **CAPÍTULO 4: Resumen global de los resultados y discusión.**

---







## CAPÍTULO 4. RESUMEN GLOBAL DE LOS RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

### 4.1. Resumen global de los resultados.

#### 4.1.1. Experimento 1.

En un primer experimento, mostrado en el capítulo segundo, se evaluó la respuesta de *Cynodon dactylon* (L.) var. Riviera a un período inducido de sequía severa en verano, de alrededor de 75 días, y la recuperación posterior. La fracción de la cubierta verde (GC) y los principales atributos de calidad del césped se compararon durante dos ciclos de sequía / recuperación con césped bien regado. Los resultados muestran que el riego deficitario, aplicado antes de un período de sequía, disminuyó la calidad del césped y provocó un deterioro rápido de la calidad del césped durante el intervalo de sequía, alcanzando el nivel de calidad más bajo alrededor de 25 días después del comienzo del período de sequía. Una vez que comenzó la recuperación, con el reinicio del riego del césped, y después de 30 días, en las condiciones del experimento, se alcanzaron niveles de cubierta verde y calidad similares a los observados antes del período del riego deficitario. Esta estrategia de gestión del agua, con un periodo de sequía inducida, también fue efectiva para el control de malas hierbas, especialmente *Digitaria* spp.

#### 4.1.2. Experimento 2.

En un segundo experimento, que se muestra en el capítulo tercero, se descubrió que la duración de la sequía era determinante para la capacidad de recuperación del césped formado por bermuda Tifway. Los períodos de sequía de verano de más de 5 semanas de duración no permitieron alcanzar al menos el 50% de la cobertura verde. Se demostró que la profundidad y el tipo de suelo son factores limitantes de la capacidad de recuperación de la sequía de bermuda Tifway, como se puede ver en una comparación con otros datos encontrados en la literatura para la misma especie / cultivar. Así también se compararon los datos recopilados para monitorear el comportamiento del césped (cubierta verde y calidad visual) usando el Análisis de

Imagen Digital (DIA) y el Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), que fueron muy similares a los obtenidos por los métodos de observación tradicionales, reduciendo las horas de trabajo.

## **4.2. Discusión general de los resultados.**

### *4.2.1. Experimento 1*

#### *Riego deficitario y periodo de sequía.*

Los resultados del primer trabajo (Capítulo 2) publicados en la revista *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, muestran que un período de riego deficitario previo a la sequía, con un aporte de agua próximo al 20% de las necesidades totales, no permite mantener una alta calidad del césped bermuda y condiciona su posterior respuesta a la sequía. Estos resultados fueron algo peores que los reportados por Hejl et al. (2016) y Wherley et al. (2014), quien indicó que el riego de bermuda podría reducirse, manteniendo condiciones de calidad aceptables, a un mínimo del 30% de ETo (que corresponde al 18% de los requerimientos totales de agua, considerando un Kc de 0.6. En 2015, 25 días después de iniciar el periodo de sequía, solo el 40% de las parcelas superaba el 10% de GC, con un GC promedio de 7.7% y un NDVI de 0.22. Una semana después, todas las parcelas presentaron una cobertura seca, de color pajizo, del 100%. En 2016, una semana posterior al inicio del período de sequía, el césped alcanzó valores promedio de GC y NDVI, de 15% y 0.39, respectivamente. Dos semanas después de suspender el riego del césped, los valores promedio de GC y NDVI fueron de 5% y 0.28, respectivamente. Se observó que en 2016 el césped decayó más rápidamente durante el período de sequía que en 2015. Este resultado se puede explicar por el hecho de que la ETo en 2016 fue un 51% y 15% más alta, durante la primera y la segunda semana de sequía, que en 2015.

La reducción de GC observada durante el período de sequía fue más rápida que la reportada para la misma especie por otros autores. Por ejemplo, Steinke et al. (2011) afirma que, en promedio, la bermuda reduce el 50% del GC 30 días después de la

suspensión del riego, aunque este valor puede oscilar entre 20 y 50 días según el cultivar. Así, en un experimento llevado a cabo en dos lugares, uno con suelo arcilloso y otro con suelo arenoso, Severmutlu et al. (2011) mostró que el cultivar 'Riviera' alcanzó alrededor del 50% de GC, 30 y 12 días después del inicio de la privación de agua en cada una de las ubicaciones experimentales. Estos valores contrastan con la respuesta a la sequía observada bajo nuestras condiciones experimentales, en la cual el césped había perdido el 100% del GC 25 días después del comienzo del período de sequía. La razón se puede encontrar en el período de riego deficitario anterior al inicio del periodo de sequía, que influyó en el deterioro de los parámetros de calidad del césped. En nuestro experimento, el periodo de sequía no comenzó con el suelo a la capacidad del campo o con la saturación del agua en toda la zona radicular, sino cuando la humedad en el suelo apenas alcanzaba el 8%; condiciones que favorecen la rápida disminución de la calidad.

Dados los resultados obtenidos, *Cynodon dactylon* var. Riviera presentó una excelente respuesta a la sequía y una notable recuperación de calidad, a pesar del período de riego deficitario aplicado antes de la aparición del periodo de sequía. El período de déficit de agua antes de iniciar la sequía disminuyó la calidad del césped y aumentó la tasa de pérdida de cubierta verde (GC) en el período de sequía, sin embargo, no impidió una recuperación adecuada de la cobertura de césped y de la calidad.

#### *Recuperación a la sequía*

La reducción de la duración del período de sequía dio como resultado una recuperación más rápida, que mostró mejores atributos de calidad y de cubierta verde del césped durante las primeras etapas de la recuperación. Sin embargo, la duración del periodo de sequía no afectó a la cobertura final y a la calidad del césped.

Se observaron diferencias sustanciales en los valores obtenidos en TD2. Dos semanas después de comenzar el riego de recuperación, el GC en TD2 ya era del 64.6% con un NDVI medio de 0.32, mientras que TD1 ni siquiera alcanzó un GC del 5% dos semanas después del riego de recuperación. Una semana más tarde (21 días después de

reanudarse el riego), el GC de TD2 estaba por encima del 90%, la mitad de los días requeridos en el TD1 para alcanzar el mismo nivel. Como se ha mostrado, las diferencias entre TD1 y TD2 fueron que el período de sequía se redujo a 21 días en TD2 y que el riego de estas tres semanas iniciales del período de recuperación de TD2 se aplicó a una dosis de  $8 \text{ mm d}^{-1}$ , que representa el 211% de los requisitos totales de agua del césped. En las etapas de recuperación posteriores, que son coincidentes en los tratamientos TD1 y TD2, el riego representó el 166% y el 55% de los requisitos totales de agua de césped. Por lo tanto, estos resultados muestran que, al acortar el período de sequía a tres semanas, se puede acelerar la recuperación del césped y mejorar la calidad del césped.

Se observó una diferencia interanual en el número de días necesarios para recuperar el 50% de GC en TD1, ya que en 2015 se alcanzó aproximadamente a los 40 días después del comienzo de la recuperación, mientras que en 2016 solo se necesitaron 21 días. Esta diferencia podría deberse a los 11,4 mm de lluvia que cayeron en el cuarto día de recuperación en 2016, lo que probablemente favoreció la rápida recuperación del césped. La diferencia interanual fue menor en el caso de los días necesarios para alcanzar el 100% de GC (64 días en 2015 frente a 50 días en 2016). Como sugiere Carrow (1996), las variaciones interanuales en la resistencia a la sequía de los céspedes podrían estar relacionadas con las condiciones climatológicas regionales, el método de evaluación y la duración de los períodos de sequía. En nuestro estudio de caso, el período de sequía fue 8 días más corto y la recuperación comenzó 10 días más tarde que en 2015, lo que condujo a una reducción promedio de aproximadamente 10% en la demanda evaporativa de las primeras tres semanas del período de recuperación en 2016. Las diferencias interanuales observadas en la respuesta del césped a la sequía se pueden, por tanto, atribuir a la duración del período de sequía (10 días menos en 2016) y a las condiciones climáticas imperantes durante el período de recuperación.

En un experimento previo de sequía realizado con bermuda, que fue sometido a 60 días de sequía y 60 días de recuperación, Steinke et al. (2011) mostraron que el césped recuperó más del 80% de GC en el primer año de su experimento mientras que, en el segundo año, hubo una demora significativa en la recuperación, alcanzando un GC

de solo el 30% al final de la recuperación de un período de 60 días. Esto sugiere un posible efecto acumulativo de las condiciones de sequía. En nuestro experimento, la respuesta favorable del césped no está relacionada con la periodicidad de la sequía, ya que el mismo modelo de riego se ha llevado a cabo periódicamente durante los últimos seis años. Severmutlu et al. (2011) mostraron que esta especie en dos lugares diferentes alcanzó el 50% de GC a los 21 días y a los 45 días después del inicio de la recuperación de riego (en una arcilla y un suelo arenoso, respectivamente). Esos resultados son similares a los obtenidos en este estudio, aunque debe tenerse en cuenta que en nuestro experimento se aplicó un período de riego deficitario antes del período de sequía y después de la tercera semana de recuperación, representando diferentes condiciones de manejo que las presentes en experiencias previas.

Dado que la recuperación de la hierba se contempla como un indicador de resistencia a la sequía (Beard and Sifers, 1997), considerando que *Cynodon dactylon* var. Riviera ha podido recuperar un nivel de calidad aceptable una vez que se reinició el riego, después de un período de sequía mayor a 70 días, precedido por un período de riego deficitario, se puede concluir que la variedad Riviera tuvo una excelente respuesta a la sequía, ya que otros autores también lo muestran (Severmutlu et al., 2011). El hecho de que la respuesta a la sequía de *Cynodon dactylon* var. Riviera ha superado la de los trabajos anteriores realizados con la misma especie, puede deberse a una respuesta adaptativa beneficiosa, resultante de la aplicación de riego deficitario antes de la sequía. También, y debido a la escasez de agua a la que está acostumbrada la planta, una mayor absorción de agua se obtiene mediante un aumento de tamaño y profundidad del sistema radicular, y es importante tenerlo en cuenta, ya que como expuso Karcher *et al.* (2008), el desarrollo radicular es uno de los más importantes mecanismos de tolerancia a la sequía, ya que un sistema radicular desarrollado permite al césped utilizar plenamente los recursos de agua disponible en el suelo, ya que a mayor profundidad mayor es la reserva de agua que puede encontrarse disponible (Huang & Fu, 2001).

*Relación entre los atributos de calidad del césped.*

Las relaciones del NDVI con GC, OTQ y VC cuando todos los valores se agrupan muestran que el VC y el OTQ están linealmente relacionados con el NDVI, mientras que el GC muestra una respuesta sigmoideal. La relación GC vs. NDVI mostró el nivel más alto de concordancia ( $R^2 = 0.96$ ), aunque el rango de NDVI en que GC varía es bastante estrecho ( $\sim 0.3-0.5$ ). Por lo tanto, los incrementos de NDVI por encima de 0.5 no estaban relacionados con las variaciones de GC, sino con otros factores de calidad del césped. La relación entre el NDVI y el VC fue más estricta ( $R^2 = 0.91$ , SEE = 0.68) que la del NDVI con el OTQ ( $R^2 = 0.86$ , SEE = 0.91). Otros autores también encontraron relaciones estrechas entre el NDVI y el OTQ y el VC (Bell et al., 2002; Fitz-Rodríguez et al., 2007; Trenholm et al., 1999). Sin embargo, dado que el OTQ se basa en una combinación de color, densidad, uniformidad, textura y tensiones bióticas y abióticas, nuestros resultados sugieren que el NDVI es un indicador confiable del VC, pero algo limitado en la predicción de las variaciones OTQ, al menos para las condiciones experimentales de este estudio.

*Impacto del manejo del riego en la proliferación de malas hierbas*

La gestión del riego tuvo un gran impacto en la proliferación de malas hierbas. Durante los dos años de estudio, las parcelas del tratamiento control (TCTL) fueron colonizadas por *Digitaria* spp., una mala hierba de verano, hasta alcanzar una cobertura casi total en el otoño, periodo en el que esta mala hierba alcanza su máximo desarrollo y empieza a morir, cumpliendo el ciclo biológico (Figura 10, Cap. 2). Como consecuencia, los atributos de calidad del césped disminuyeron progresivamente a medida que *Digitaria* spp. fue colonizando las parcelas TCTL (Figuras 3 a 6, Cap. 2). En las parcelas expuestas a la sequía, no hubo presencia de *Digitaria* spp. en ninguno de los años de estudio e independientemente de la duración del periodo de sequía en 2015, lo que indica que la sequía de verano fue una medida de control efectiva de esta especie de maleza. Lo opuesto se observó con la mala hierba *Poa annua*. Mientras que *Poa annua* no estuvo presente en las parcelas del tratamiento control, probablemente debido a la presencia de *Digitaria* spp., las parcelas expuestas a la sequía experimentaron una

proliferación de *Poa annua* durante el período de recuperación, alcanzando un porcentaje de cobertura de 10 a 15% a final del período de recuperación en ambos años de estudio (Figura 9, Cap. 2). Mientras que la proliferación de *Digitaria* spp. tuvo un impacto negativo en la calidad del césped en las parcelas control, la presencia de *Poa annua* tuvo un impacto positivo en la calidad del césped de las parcelas expuestas a la sequía, especialmente en el color y la densidad, lo que contribuyó a una recuperación más rápida del GC y el NDVI en estas parcelas.

#### 4.2.2. Experimento 2.

##### *Recuperación a la sequía*

La resistencia a la sequía del césped está marcadamente influenciada por la especie y el cultivar utilizado, como lo demuestran Sun Kim et al. (2018), quienes compararon once especies de estaciones cálidas sometidas a un estrés hídrico continuo durante 48 y 57 días en dos veranos consecutivos. En su estudio de caso, bermuda híbrida 'Tifway' mostró la capacidad de recuperación más pobre, aunque su rendimiento mejoró ligeramente durante la segunda sequía de verano debido a que se produjeron algunas lluvias durante el período de estrés. Además del material vegetal, hay otras variables que también influyen en la capacidad de recuperación del césped, como las condiciones climáticas, las características del suelo o la duración de los períodos de sequía (Carrow, 1996).

Dado que la bermuda híbrida Tifway es una especie ampliamente utilizada en campos de golf y otros deportes y céspedes residenciales en regiones cálidas, evaluamos su capacidad de recuperación en cuatro períodos de sequía de verano impuesta deliberadamente mediante la supresión del riego en un suelo arenoso y poco profundo. Los resultados mostraron que, para las sequías de verano que duraron menos de cinco semanas, la bermuda híbrida "Tifway" tuvo una recuperación aceptable en términos del tiempo requerido para alcanzar al menos el 50% de GC. Los períodos de sequía más prolongados resultaron en un desarrollo pobre del césped, ya que no alcanzaron el 50% de GC y presentaron estándares de baja calidad. El tratamiento sometido a 5 semanas de

sequía (T2) necesitó 55 y 75 días en 2016 y 2017, respectivamente, para alcanzar el 50% de GC, mientras que T1, con solo 3 semanas de sequía, requirió aproximadamente 80 y 87 días para alcanzar el 50% de GC en 2016 y 2017, respectivamente. Este hecho pudo deberse a que durante el periodo de recuperación T1 soportó mayor estrés hídrico que T2. Para el mismo cultivar, Steinke et al. (2011) informaron una recuperación mucho más rápida (se alcanzó el 50% de GC en 10 y 13.2 días en dos años consecutivos) después de un período de sequía de 60 días, aunque es importante señalar que su suelo era un suelo nativo sin ningún tipo de restricción.

Los valores de OTQ del césped observados durante los períodos de recuperación no excedieron el valor de 6 en ninguno de los años experimentales, que es el mínimo generalmente considerado aceptable para la práctica del golf (Schiavon et al., 2014; Steinke et al., 2011). La razón de la baja calidad visual puede deberse a las malas condiciones del suelo (suelo arenoso poco profundo con bajo contenido de materia orgánica), a la fertilización sub óptima y a falta de otras labores culturales. Sin embargo, estos resultados justifican el objetivo de conocer la respuesta en condiciones extremas de esta especie, con el fin de gestionar el césped frente a una sequía, ya sea inducida o no. Otros investigadores también encontraron que la profundidad del suelo es un determinante principal de la capacidad de recuperación del césped para la sequía. Por ejemplo, Steinke et al. (2011) informaron que todos los cultivares de bermuda estudiados y establecidos en un suelo sin restricción de profundidad, sobrevivieron a una sequía de 60 días, mientras que ninguno lo hizo cuando se cultivaron en un suelo poco profundo (0,01 m de profundidad). Además de la profundidad del suelo, la textura del suelo también es un factor determinante de la capacidad de recuperación después de la sequía. Se ha referido que Severmutlu et al. (2011) compararon la recuperación de varios cultivares de bermuda (Tifway no se incluyó en su estudio) sometidos a un período de sequía de 90 días cuando se cultivan en un tipo diferente de suelo (suelo franco arcilloso limoso versus suelo arenoso). Para un suelo franco arcilloso limoso, los cultivares de bermuda alcanzaron el 50% de GC, en promedio, 12 d después de reanudar el riego, mientras que los cultivados en un suelo arenoso tardaron 60 d. También, el césped cultivado en suelo franco arcilloso mostró, 45 días después de reanudar el riego, valores de OTQ entre 5,9 y 8, mientras que los mismos cultivares en un suelo arenoso mostraron valores que oscilaron entre 3,3 y 5.



Hejl et al. (2016) caracterizaron la respuesta de bermuda "Tifway" durante un período con diferentes estrategias de riego, que incluían la ausencia total de riego. En su trabajo, el tratamiento no regado también mostró una recuperación sustancial después de reanudar el riego en el primer año del estudio, logrando una calidad de césped visual de 5.5 y 85% de GC al final del otoño. Sin embargo, en el segundo año, solo el 30% de GC se observó sin niveles de calidad aceptables, por lo que sugirieron un posible efecto de arrastre del estrés hídrico. En nuestro estudio, se seleccionaron diferentes parcelas para cada año de estudio, por lo que no podemos sacar conclusiones en este trabajo sobre los efectos acumulativos del estrés hídrico. Sin embargo, ya se observó en el primer experimento (capítulo 2) que la aplicación de períodos de sequía de verano durante años sucesivos no dio lugar a pérdidas de la capacidad de recuperación de la bermuda.

La metodología utilizada para evaluar la calidad del césped también puede influir en los resultados obtenidos en la evaluación de la recuperación de la sequía. En este segundo experimento, se observaron correlaciones lineales entre el índice NDVI obtenido mediante detección proximal y las calificaciones visuales de calidad del césped (OTQ), lo que sugiere que este tipo de índices (NDVI) pueden ser de utilidad para estandarizar una medida más objetiva de algunos aspectos de calidad del césped.

### 4.3. Referencias.

Beard, J. B. and S. I. Sifers, 1997. *Genetic diversity in dehydration avoidance and drought resistance within the Cynodon and Zoysia species*. Intl. Turfgrass Soc. Res. J. 8: 603–610.

Bell, G.E.; Martin, D.L.; S.G. Wiese; D.D. Dobson; M.W. Smith; M.L. Stone and J.B. Solie. 2002. *Vehicle-mounted optical sensing: An objective means for evaluating turf quality*. Crop Science. 42, pp.197–201. doi: 10.2135/cropsci2002.0197.

Borrego Domínguez, S. 2002. *Campos de golf y turismo. Estudio de Málaga y su provincia*. Marbella, Spain: Turismo Andaluz.

Carrow, R.N., 1996. *Drought resistance aspects of turfgrasses in the southeast: root-shoot responses*. Crop Sci. 36, 687–694.

Fitz-Rodríguez, E., and C. Y. Choi. 2012. *Monitoring turfgrass quality using multispectral radiometry*. Trans. ASAE 45 (3): 865–871. <https://doi.org/10.13031/2013.8839>

Hejl, R.W.; B. G. Wherley; R. H. White; J. C. Thomas and C. H. Fontanier. 2016. *Deficit irrigation and simulated traffic on Tifway bermudagrass summer performance and autumn recovery*. Crop Sci. 56 (2): 809–817. <https://doi.org/10.2135/cropsci2015.03.0197>.

Huang, B. and J. Fu. 2001. *Growth and Physiological Responses of Tall Fescue to Surface Soil Drying*. International Turfgrass Society Research Journal 9: 291-296.

Steinke, K.; D. Chalmers; J. Thomas and R. White. 2011. *Bermudagrass and buffalograss drought response and recovery at two soil depths*. Crop Sci. 51 (3): 1215–1223. <https://doi.org/10.2135/cropsci2010.08.0469>.

Schiavon, M.; B. Leinauer; M. Serena; B. Maier and R. Sallenave. 2014. *Plant growth regulator and soil surfactants' effects on saline and deficit irrigated warm-season grasses: II. Pigment content and superoxide dismutase activity*. Crop Sci. 54, 2827–2836. <https://doi.org/10.2135/cropsci2013.10.0708>.

Severmutlu, S.; N. Mutlu; E. Gurbuz; O. Gulsen; M. Hocagil; O. Karaguzel; T. Heng-Moss; R. C. Shearman and R. E. Gaussoin. 2011. *Drought resistance of warm-season turfgrasses grown in Mediterranean region of Turkey*. HortTechnology 21 (6): 726–736. <https://doi.org/10.21273/HORTTECH.21.6.726>.

Sun Kim, K. and J.B. Beard. 2018. *Comparative drought resistances among eleven warm-season turfgrasses and associated plant parameters*. Weed Turfgrass Sci. 7. <https://doi.org/10.5660/WTS.2018.7.3.239>.

Trenholm, L.E.; R.N. Carrow y R.R. Duncan. 1999. *Relationship of multispectral radiometry data to qualitative data in turfgrass research*. Crop Science. 39, pp.763-769.

Wherley, B.; J. Heitholt, A. Chandra and P. Skulkaew. 2014. *Supplemental irrigation requirements of zoysiagrass and bermudagrass cultivars*. Crop Sci. 54 (4): 1823–1831. <https://doi.org/10.2135/cropsci2013.11.0753>.

---

## **CAPÍTULO 5: Conclusiones generales.**

---





## CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES GENERALES

1. El césped formado por *Cynodon dactylon* var. Riviera presentó una buena respuesta a la sequía y una recuperación de calidad notable después de un período sin riego precedido de otro periodo de riego deficitario (Capítulo 2).
2. El período de déficit hídrico, previo a la sequía, no impidió una adecuada cobertura del césped y una recuperación de la calidad después de 72 y 80 días de sequía en los dos años de estudio (Capítulo 2).
3. Una duración del período de sequía próximo a 60 días, permitió una recuperación más rápida de la calidad del césped en las primeras semanas de riego que con períodos de sequía más largos (75 días) (Capítulo 2).
4. La duración de los periodos de sequía, no afectó a la cobertura y los atributos de calidad del césped al final del período de recuperación bajo las condiciones edáficas del estudio (Capítulo 2).
5. La sequía de verano tuvo un impacto positivo en el control de *Digitaria* spp. (Capítulo 2). Estos resultados motivan el desarrollo de otros experimentos con el fin de estudiar la repercusión que tiene una sequía inducida en el control de malas hierbas de verano.
6. La duración de la sequía es determinante para la recuperación del césped formado por bermuda "Tifway". El césped con períodos de sequía de más de 5 semanas no consiguió recuperar y alcanzar una calidad de al menos el 50% de GC en otoño, bajo las condiciones de este estudio, es decir, suelo arenoso poco profundo y condiciones de bajo mantenimiento (Capítulo 3).
7. Los resultados obtenidos en este trabajo demuestran la gran resistencia a la sequía del césped formado por bermuda "Tifway", que en 10 cm de suelo arenoso y una sola

- aplicación de fertilizante en primavera puede recuperar niveles de calidad aceptables después de 5 semanas de severa sequía de verano (Capítulo 3).
8. La comparación con resultados obtenidos por otros autores permite deducir que la profundidad y el tipo de suelo son factores limitantes de la capacidad de recuperación a la sequía de la bermuda “Tifway” (Capítulo 3).
  9. Con el fin de valorar la calidad del césped (cubierta verde y calidad visual), los datos obtenidos por medio del Análisis de Imagen Digital (DIA) y el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), fueron muy similares a los obtenidos por los métodos clásicos de observación mediante cuadrícula (Capítulo 3).
  10. El NDVI es un indicador confiable de la calidad visual del césped (VC) pero algo limitado en la predicción de las variaciones de la calidad global del césped (OTQ), ya que no diferencia aspectos como el grado de infestación de la cubierta verde con malas hierbas como *Digitaria sanguinalis* (Capítulo 2 y 3).

## Índice de figuras por capítulo

### *Capítulo I.*

Fig. 1. Periodo de utilización baja.

Fig. 2. Periodo de calidad baja.

Fig. 3. Periodo de transición variable.

### *Capítulo II.*

Fig. 1. Study timeline during 2015 (TD1 and TD2) and 2016. Dates denote beginning and end of each period; there is a short description of each phase below lines (No irrigation, deficit irrigation, drought, and recovery).

Fig. 2. Effective rainfall (Peff), cumulative crop evapotranspiration (Cum ETc) and cumulative Peff plus irrigation depth (Cum Peff + I) applied in TD1 during (a) 2015; and (b) 2016 irrigation seasons. Vertical lines delimit drought period in TD1.

Fig. 3. Green cover (GC) fraction in (a) 2015; and (b) 2016. Vertical lines delimit the drought period in TD1; asterisks note significant differences among treatments for that particular sampling day ( $P < 0.05$ ).

Fig. 4. NDVI in (a) 2015; and (b) 2016. Vertical lines delimit drought period in TD1; asterisks note significant differences among treatments for that particular sampling day ( $P < 0.05$ ).

Fig. 5. OTQ in (a) 2015; and (b) 2016. Vertical lines delimit drought period in TD1; asterisks note significant differences among treatments for that particular sampling day ( $P < 0.05$ ).

Fig. 6. Evolution of VC in (a) 2015; and (b) 2016. Vertical lines delimit drought period in TD1; asterisks note significant differences among treatments for that particular sampling day ( $P < 0.05$ ).

Fig. 7. Seasonal dynamics of gravimetric soil moisture content ( $\theta_g$ ) in (a) 2015; and (b) 2016.

Fig. 8. Turfgrass appearance during different periods of cycle deficit irrigation, summer drought and recovery in 2016. (Images by Rafael Monje-Jiménez.)

Fig. 9. Relationship between NDVI and turf quality attributes: (a) GC fraction; (b) OTQ rating; and (c) VC rating. Error bars denote standard deviation of mean; TD includes TD1 (2015 and 2016) and TD2 (2015) data; SEE = Standard Error of Estimate.

Fig. 10. Seasonal time course of the percentage of surface area covered with (a) *Digitaria* spp.; and (b) *Poa annua* in drought and control plots, respectively. Error bars denote standard error of mean.

### *Capítulo III.*

Fig. 1. Layout of the treatments in the plots for 2016 and 2017 (Plot number/ treatment). Below, photograph of the plots. T1, T2, T3 and T4 stand for treatments one to four.

Fig. 2. Rainfall (inverted bars), cumulative crop evapotranspiration (CumETc) and water depths (cumulative rainfall plus irrigation) applied in T1, T2, T3 and T4 treatments during the period of study in 2016 (a) and 2017 (b).

Fig. 3. Soil moisture content dynamics over the drought/recovery periods in 2016 (a) and 2017 (b). The vertical dashed lines denote the onset of the recovery irrigation periods in the four irrigation treatments. The inner table shows the results of the ANOVA and multiple comparison tests for five selected sampling dates. Within the



same column, different letters indicate significant differences following Duncan's Multiple Range test. T1, T2, T3 and T4 stand for treatments one to four.

Fig. 4. Overall Turfgrass Quality (OTQ) dynamics over the drought/recovery periods in 2016 (a) and 2017 (b). The vertical dashed lines denote the onset of the recovery irrigation periods in the four irrigation treatments. The inner table shows the results of the ANOVA and multiple comparison tests for six selected sampling dates. Within the same column, different letters indicate significant differences following Duncan's Multiple Range test. T1, T2, T3 and T4 stand for treatments one to four.

Fig. 5. NDVI dynamics over the drought/recovery periods in 2016 (a) and 2017 (b). The vertical dashed lines denote the onset of the recovery irrigation periods in the four irrigation treatments. The inner table shows the results of the ANOVA and multiple comparison tests for six selected sampling dates. Within the same column, different letters indicate significant differences following Duncan's Multiple Range test. T1, T2, T3 and T4 stand for treatments one to four.

Fig.6. Green coverage dynamics, determined from Digital Image Analysis (DIA), over the drought/recovery periods in 2016 (a) and 2017 (b). The vertical dashed lines denote the onset of the recovery irrigation periods in the four irrigation treatments. The inner table shows the results of the ANOVA and multiple comparison tests for five (2016) and six (2017) selected sampling dates. Within the same column, different letters indicate significant differences following Duncan's Multiple Range test. T1, T2, T3 and T4 stand for treatments one to four.

Fig.7. Relationship between green coverage (GC) determined by the grid and DIA methods

Fig. 8. Linear correlation between NDVI and OTQ.

## Índice de tablas por capítulo

### *Capítulo I.*

Tabla 1. Campos de golf por territorios (2015)

Tabla 2. Comparativo económico de la agricultura de Regadío y los campos de golf en la CCAA de Andalucía.

Tabla 3. Superficie media (ha) de césped utilizada en las diferentes zonas de un campo de golf público de 18 hoyos en EEUU, entre 2005 y 2015.

Tabla 4. Requisitos hídricos de algunas especies formadoras de césped

Tabla 5. Porcentaje de superficie del total regado en los campos de golf de 18 hoyos en EEUU

Tabla 6. Consumo estimado de agua en el riego de un campo de golf según diversos autores

### *Capítulo II*

Table 1. Climatic data recorded from April to October in 2016 and 2017. T, RH, u, G, ET0 and P denote, respectively, air temperature, relative humidity, wind speed at a height of 2 m, solar radiation, reference crop evapotranspiration calculated with the FAO-56 Penman-Monteith equation (Allen et al., 1998) and precipitation. The subscripts max, min and av denote, respectively, daily maximum, daily minimum and daily average.

### *Capítulo III*

Table 1. Climatic data recorded during the experimental period.  $T$ ,  $RH$ ,  $u$ ,  $G$ ,  $ET_0$  and  $P_{\text{eff}}$  denote, respectively, air temperature, relative humidity, wind speed at a height of 2 m, solar radiation, reference crop evapotranspiration calculated with the FAO-56 Penman-Monteith equation (Allen et al. 1998) and effective rainfall, which was assumed to be 70% of total precipitation. The subscripts max, min and denote, respectively, daily maximum, daily minimum and daily average.

Table 2. Green coverage (%) determined one month after the beginning of the recovery irrigation period, maximum GC values reached and days after resuming irrigation required to achieve 50% of GC. Data obtained by the DIA method are presented. T1, T2, T3 and T4 stand for treatments one to four.

## Lista de símbolos

|                          |  |
|--------------------------|--|
| ET                       | Potential crop evapotranspiration  |
| K <sub>C</sub>           | Crop coefficient   |
| P                        | Precipitation  |
| P <sub>eff</sub>         | Effective precipitation  |
| Rad                      | Radiative term of the Penman-FAO ETo equation  |
| T                        | Air temperature  |
| u                        | Wind speed at a height of 2 m  |
| G                        | Solar radiation  |
| ETo                      | Reference crop evapotranspiration calculated with the FAO-56 Penman-Monteith equation (Allen et al. 1998)  |
| P <sub>eff</sub>         | Effective rainfall   |
| I                        | Irrigation applied   |
| Cum ETc                  | Cumulative crop evapotranspiration   |
| Cum P <sub>eff</sub> + I | Cumulative P <sub>eff</sub> plus irrigation depth  |
| T                        | Air temperature  |
| RH                       | Relative humidity  |
| u                        | Wind speed at a height of 2 m  |
| G                        | Solar radiation  |
| ET0                      | Reference crop evapotranspiration calculated with the FAO-56 Penman-Monteith equation (Allen et al., 1998) |
| P                        | Precipitation  |
| ETc                      | Standard turfgrass water requirements  |
| T <sub>av</sub>          | Averaged daily mean temperature  |
| RH <sub>av</sub>         | Relative humidity values   |

## Lista de abreviaturas

|       |   |
|-------|---|
| ANOVA | Análisis de la varianza                             |
| AW    | Agua aplicada                                       |
| CAG   | Calibrated Average Gradient / Gradiente medio       |
| DI    | Deficit de riego                                    |
| DIA   | Análisis Digital de Image                           |
| DP    | Profundidad de percolación                          |
| FI    | Riego total/fully irrigated                         |
| GC    | Cubierta verde                                      |
| NDVI  | Normalized Difference Vegetation Index              |
| NTEP  | National Turfgrass Evaluation Program               |
| OTQ   | Calidad total del césped                            |
| PAD   | Densidad de área de planta                          |
| RDI   | Regulated deficit irrigation                        |
| RO    | Runoff / Pérdida                                    |
| SWC   | Soil water content / Contenido de humedad del suelo |
| SGMA  | Sistema de Gestión Medio Ambiental                  |
| TCTL  | Parcela control                                     |
| TD1   | Tratamiento 1                                       |
| TD2   | Tratamiento 2                                       |
| VC    | Color Visual  |

Dirección del autor:

Rafael Jesús Monje Jiménez

Departamento de Ciencias Agroforestales

Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica

Universidad de Sevilla

Carretera de Utrera, Km 1 – 41013 – Sevilla

Telf. 0034 954 486480 - 0034 954 488139