GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO

CATÁLOGO ESPAÑOL DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

Stenotaphrum secundatum (Walter) Kuntze — Memoria Técnica Justificativa

Nombre vulgar	Castellano: Inglés: St. Augustine grass; St. Augustinegrass
Posición taxonómica	Reino: Plantae Phylum: Tracheophyta Clase: Liliopsida Orden: Poales Familia: Poaceae Género: *Stenotaphrum* Especie: *Stenotaphrum secundatum* (Walter) Kuntze
Observaciones taxonómicas	Sinónimos (Catalogue of life, 2025): • *Ischaemum secundatum* Walter • *Stenotaphrum dimidiatum var. secundatum* (Walter) Domin • *Diastemanthe platystachys* Steud. • *Rottboellia paleacea* Steud. ex Döll • *Rottboellia stolonifera* Poir. • *Stenotaphrum sarmentosum* Nees • *Rottboellia tripsacoides* Lam. • *Stenotaphrum americanum* Schrank • *Stenotaphrum dimidiatum var. americanum* (Schrank) Hack. • *Stenotaphrum glabrum var. americanum* (Schrank) Döll • *Stenotaphrum secundatum var. variegatum* Hitchc.
Resumen de su situación e impacto en España	Es una gramínea que se propaga rápidamente por medio de rizomas y estolones. Tolera una amplia variedad de condiciones del suelo, inundación ocasional, alta salinidad y condiciones de luz escasa. En condiciones favorables es muy agresiva y vigorosa, formando comunidades casi monoespecíficas que relegan o excluyen a las especies nativas. Una vez establecida es muy difícil de erradicar ya que se puede regenerar a partir de cualquier fragmento de estolón o rizoma. Invade márgenes de carreteras, jardines y céspedes, praderas, riberas de ríos, pantanos, zonas costeras y lugares alterados. Se cultiva ampliamente en jardinería en todas las zonas costeras de la Península, Baleares y Canarias, y a menudo escapa del cultivo, apareciendo naturalizada en ambientes ruderalizados o seminaturales. Pyke (2022) y Sanz-Elorza *et al.* (2004) recomiendan evitar su uso en zonas sensibles como la cornisa cantábrica, ya que su introducción cerca de hábitats naturales protegidos causa problemas de conservación, siendo una especie muy agresiva que puede dispersarse rápidamente a áreas naturales adyacentes y especialmente problemática en zonas húmedas con clima templado, como las costas atlánticas de la Península Ibérica, y una vez establecida es muy difícil de erradicar.
Normativa nacional	No incluida en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, regulado por el Real Decreto 630/2013.
Normativa autonómica	

Normativa europea	No incluida en el Listado de Especies Exóticas Preocupantes para la UE, regulado por Reglamento UE 1143/2014.
Acuerdos y Convenios Internacionales	No incluida en acuerdos y convenios internacionales.
Listas y Atlas de Especies Exóticas Invasoras	• EASIN (European Alien Species Information Network) • CABI (Invasive Species Compendium) • EXOS (Especies introducidas en Canarias) • Invasive Plant Atlas of the United States • Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España (Sanz-Elorza *et al*., 2004)
Área de distribución y evolución de la población	**Área de distribución natural** Se considera nativa de las costas Atlánticas tropicales y subtropicales de América y África (Gooden, 2014; CABI, 2022; POWO, 2024), aunque algunos autores amplían su área de procedencia a Asia y Oceanía o la restringen al Neotrópico. **Área de distribución mundial** Ha sido ampliamente introducida y naturalizada en todo el mundo, especialmente el "deme del Cabo", un subgrupo morfológico triploide y estéril (CABI, 2022). Se considera con carácter invasor en Australia, Tasmania, Nueva Zelanda, islas del Pacífico, Japón, Sudáfrica, Chile, sur de Europa (Portugal, España, Francia, Sicilia), Macaronesia (Azores, Canarias) y el sur de EEUU, donde es autóctona (Sanz-Elorza *et al*., 2004). **España** Se cultiva ampliamente en jardinería en todas las zonas costeras de la Península, Baleares y Canarias, y a menudo escapa del cultivo (Sanz-Elorza *et al*., 2004). **Evolución** Desde mediados del s. XIX ha sido ampliamente introducida por todo el mundo para la formación de céspedes en zonas cálidas y secas (Sanz-Elorza *et al*., 2004; CABI, 2022), especialmente el "deme del Cabo", que en poco más de 100 años se ha naturalizado ampliamente, desplazando a otras razas de *S. secundatum* e invadiendo nuevos territorios (CABI, 2022). En España las primeras referencias son de 1903, señalándola como muy extendida desde Santander hasta A Coruña (Sanz-Elorza *et al*., 2004).

Vías de entrada y expansión	Ampliamente introducida de forma intencionada por todo el mundo como planta ornamental para la formación de céspedes en zonas cálidas y secas (Sanz-Elorza *et al*., 2004; CABI, 2022). También es apreciada como especie forrajera para rumiantes en ambientes tropicales sombríos de países en desarrollo donde los pequeños propietarios necesitan una hierba robusta y persistente debido a su facilidad de establecimiento y tolerancia al forrajeo intensivo a largo plazo (Mullen y Shelton, 1996; Tropical Forrages, 2013), y como cultivo de cobertura en plantaciones de coco y caucho (Sauer, 1972; Shelton *et al.,* 1987; Mullen y Shelton, 1996; Loch *et al*., 2009). También se usa como cobertura de conservación del suelo bajo árboles o cerca del mar (Mabberley, 1997; Tropical Forages, 2013). Una vez introducida, se ha propagado por deshechos de jardín o por dispersión natural a baldíos costeros, dunas de arena y bordes de carreteras (CABI, 2022). Su uso como alimento para el ganado y otros animales puede ser un factor importante de dispersión (Mullen y Shelton, 1996), y los rizomas o estolones pueden propagarse fácilmente en maquinaria agrícola. Sauer (1972) sugirió que las inflorescencias de casi todas las especies de *Stenotaphrum* muestran adaptaciones para la dispersión de las semillas por las corrientes oceánicas. Sin embargo, la forma más utilizada (deme del Cabo) no produce semillas, aunque puede propagarse muy rápido en climas templados por estolones (CABI, 2022).
Descripción del hábitat y biología de la especie	Es una gramínea perenne que rara vez produce semillas, pero se propaga rápidamente por medio de rizomas cortos y ramificados y estolones largos y arqueados. Es bastante termófila, la temperatura mínima de crecimiento es de 10º C, aunque crece mejor a 20-30º C, y no soporta las heladas (Sanz-Elorza *et al*., 2004; Tropical Forages, 2013). Los tipos diploides parecen ser más tolerantes al frío y las heladas que muchas gramíneas tropicales, aunque los triploides como el deme del Cabo tienen un crecimiento deficiente en la estación fría (CABI, 2022). Resiste la sequía, pero para formar céspedes densos en zonas de veranos secos suele ser necesario el riego (Sanz-Elorza *et al*., 2004). Crece mejor en áreas con precipitaciones de 1000-2000 mm, mientras que en áreas con precipitaciones inferiores a 750 mm coloniza lugares más húmedos (Tropical Forages, 2013). Al contrario que otras gramíneas exóticas, mantiene una alta productividad y vigor reproductivo en condiciones de luz escasa (Mullen y Shelton, 1996; Genovesi *et al*., 2009) y su capacidad competitiva aumenta con la sombra (Smith y Whiteman, 1983; Samarakoon *et al*., 1990; Busey, 2003), por lo que es capaz de establecerse y proliferar dentro de hábitats forestales muy sombreados e inalterados (Gooden, 2014). Crece en una amplia variedad de suelos bien o mal drenados, desde francos arenosos hasta arcillas ligeras, de pH 5-8,5, y en condiciones de baja fertilidad, aunque responde bien a fertilizantes de nitrógeno y fosfato (Tropical Forages, 2013). **<u>Hábitat</u>** Weber (2003) la describió como una planta de bosques de humedales, pastizales costeros y brezales, dunas costeras y sitios alterados. Tanto las poblaciones nativas como las introducidas se encuentran predominantemente dentro de la vegetación costera y pueden tolerar una amplia variedad de condiciones del suelo, inundación ocasional y alta salinidad (Mullen y Shelton, 1996; Busey, 2003). En muchos países ha sido introducida como césped en áreas cerca del mar donde otras especies no pueden florecer debido a la salinidad, condiciones ventosas o suelos arenosos propensos a la sequía. Puede invadir márgenes de carreteras, jardines y céspedes, praderas, riberas de ríos, pantanos, zonas costeras y lugares alterados (CABI, 2022).

	En España actualmente se cultiva ampliamente en jardinería en todas las zonas costeras de la Península, Baleares y Canarias debido a su rusticidad y su buena adaptación a los ambientes marítimos cálidos, y a menudo escapa del cultivo apareciendo naturalizada o subespontánea en ambientes más o menos ruderalizados (bordes de caminos, alcorques de los árboles, vías férreas, etc.) o seminaturales (arenas costeras, dunas litorales, rías, marismas, etc.) (Sanz-Elorza *et al*., 2004).
Impactos y amenazas	**<u>Sobre los hábitats y las especies autóctonas</u>** La invasión de *S. secundatum* está asociada con un significativo descenso de la fecundidad de las plantas nativas, la riqueza de especies y el reclutamiento tanto en la vegetación como en el banco de semillas del suelo (Gooden *et al*., 2015), alterando la estructura de la comunidad (Gooden, 2014). Cuando encuentra condiciones favorables es una planta muy agresiva y vigorosa, formando comunidades casi monoespecíficas donde quedan relegadas o excluidas las especies nativas (Sanz-Elorza *et al.,* 2004; Gooden, 2014; CABI, 2022; Gutiérrez y Castro, 2015). Sus tallos pueden trepar 1-2 m de altura y sofocar pequeños arbustos (CABI, 2022). Puede propagarse rápidamente desde jardines a áreas naturales adyacentes (CABI, 2022; Pyke, 2002), por lo que su introducción cerca de hábitats naturales protegidos causa problemas de conservación, siendo especialmente problemática en zonas húmedas de clima templado como la costa Atlántica de la Península Ibérica (Pyke, 2002). En Australia es una invasora ampliamente distribuida en los bosques nativos remanentes de áreas costeras, y ha sido identificada por la red de Ecosistemas Insulares Pacíficos en Riesgo (PIER) como una especie con riesgo muy alto de convertirse en plaga ambiental (Daehler *et al.,* 2004). Puede dispersarse por estolones hacia bosques contiguos sin ninguna alteración previa de la vegetación nativa, y alcanzar coberturas de más del 50% en dos años. En una comunidad forestal de pantano amenazada, la invasión de *S. secundatum* estaba asociada al aumento de la biomasa de hojarasca en el lecho del bosque, la reducción de la abundancia de vegetación nativa y la alteración de la composición de la comunidad, con una disminución de cuatro veces en la riqueza de especies vegetales nativas, estando más del 80% completamente ausentes en el bosque invadido. Se observó una reducción sustancial en el reclutamiento de árboles y arbustos, señalando un potencial cambio estructural a largo plazo. La conversión de bosque a pradera ha sido documentada en otros lugares en respuesta a la invasión de gramíneas exóticas (p. ej. Eliason y Allen, 1997; Lambrinos, 2000; Davis *et al.,* 2005; Litton *et al.,* 2006). **<u>Sobre los recursos económicos asociados al uso del patrimonio natural</u>** Existe muy poca información sobre sus impactos negativos, pero tiende a excluir otras especies de pasto cuando forma un césped denso (Tropical Forages, 2013), pudiendo limitar la productividad de pastos de mayor rendimiento en algunas circunstancias (CABI, 2022) o causar perjuicios económicos derivados de su erradicación si invade vías férreas o ambientes urbanos (Sanz-Elorza *et al.,* 2004). Está implicada en calcinosis (acumulación de depósitos de calcio) en el ganado en Jamaica, pero se ha utilizado como pasto en todos los trópicos sin efectos adversos aparentes (Tropical Forages, 2013). **<u>Sobre la salud</u>** En la Península del Cabo (Sudáfrica), donde crece extensamente y se utiliza habitualmente como césped, su polen transportado por el aire es un importante alérgeno durante el periodo de floración, que se extiende desde finales de octubre hasta febrero (Prescott y Potter, 2001).

Medidas y nivel de dificultad para su control	Una vez establecida es muy difícil de erradicar ya que se puede regenerar a partir de cualquier fragmento de estolón o rizoma (Sanz-Elorza *et al*., 2004; Lagoa *et al.,* 2021; CABI, 2022). Por este motivo, los métodos mecánicos como la retirada manual o el pastoreo suelen fracasar (Sanz-Elorza *et al.,* 2004; Lagoa *et al*., 2021), y en jardines donde se ha cultivado es muy difícil sustituirla por otro tipo de formación sin recurrir a herbicidas (Sanz-Elorza *et al*., 2004). En el caso de parches pequeños y aislados, Weedbusters New Zealand (2013) sugieren la colocación de esteras durante 2-3 meses. Este tratamiento es adecuado alrededor de plantaciones, pero no impide la reinvasión. Los tallos rastreros al borde de las infestaciones (a lo largo de caminos o bordes de carreteras, por ejemplo) pueden arrancarse. Se puede lograr un control efectivo mediante solarización, cubriendo las infestaciones con hojas de plástico durante 4-12 semanas (PIER; 2013). En cuanto al control químico, algunos de los productos utilizables para esta especie son: aminotriazol 36 % + simazina 18 % (herbicruz, simazol, trimazol), bromacilo 20 % + diuron 20 % + terbutrina 15 % (dakar), cicloxidim, cletodim, EPTC, glifosato, haloxifop, quizalofop etil-r, sulfosato, terbacilo, etc. (Sanz-Elorza *et al*., 2004). Weedbusters New Zealand (2013) recomienda usar haloxifop para el control de esta y otras gramíneas, o glifosato, que afecta tanto a gramíneas como a otras especies (Weedbusters New Zealand, 2013). Weber (2003) enumeró el glifosato, el dalapon y el 2,2-DPA como herbicidas utilizados para controlar a *S. secundatum.* Lagoa *et al.* (2021) descartan el uso de herbicidas por sus posibles efectos sobre las poblaciones nativas y problemas derivados de contaminación, especialmente en áreas próximas al mar, y proponen una serie de medidas para la gestión de *S. secundatum* con el objetivo de proteger la integridad del hábitat: retirada manual de las plantas, instalación de geotextiles en las áreas más afectadas para evitar la erosión, restauración con plantas nativas típicas del hábitat, medidas de integración y prevención en las proximidades de las poblaciones establecidas, especialmente en las dunas, e implementación de programas de concienciación pública. Estas medidas podrían mitigar la dispersión de *S. secundatum* a corto plazo y favorecer la restauración del ecosistema a largo plazo (Lagoa *et al*., 2021). *S. secundatum* prácticamente carece de enemigos naturales, de modo que por el momento no se conoce ningún agente potencial para su control biológico (Sanz-Elorza *et al*., 2004).
Conclusión análisis de riesgo	El resultado del análisis de riesgo de *Stenotaphrum secundatum* determina que su riesgo es asimilable a ALTO ya que alcanza una puntuación elevada (15 sobre 21 puntos).
Bibliografía	Busey, P. 2003. St. Augustinegrass, *Stenotaphrum secundatum* (Walt.) Kuntze. Pages 309-330 Biology, breeding, and genetics of turfgrasses. John Wiley & Sons, Hoboken, NJ. CABI. 2022. *Stenotaphrum secundatum*. In: Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. www.cabi.org/isc. Daehler, C.C., Carino, D.A. 2000. Predicting invasive plants: Prospects for a general screening system based on current regional models. *Biological Invasions*, 2(2): 93–102. https://doi.org/10.1023/A:1010002005024 Daehler, C.C., Denslow, J.S., Ansari, S., Kuo, H.C. 2004. A risk-assessment system for screening out invasive pest plants from Hawaii and other Pacific Islands. *Conservation Biology*, 18(2): 360–368.

https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00066.x

Davis, M.A., Bier, L., Bushelle, E., Diegel, C., Johnson, A., Kujala, B. 2005. Non-indigenous grasses impede woody succession. Plant Ecology, 178: 249-264.

DEFRA. 1995. UK Non-native Organism Risk Assessment User Manual, Version 3.3.

Eliason, S.A., Allen, E.B. 1997. Exotic grass competition in suppressing native shrubland re-establishment. *Restoration Ecology*, 5: 245-255.

FAO. 2003. Pest risk analysis for quarantine pests including analysis of environmental risks. International Standards for Phytosanitary Measures. In Publication No. 11. Rev. 1. FAO (p. 16). Rome.

Gassó, N., Thuiller, W., Pino, J., Vilà, M. 2012. Potential distribution range of invasive plant species in Spain. *NeoBiota*, 12: 25–40. doi: 10.3897/neobiota.12.2341.app2

Genovesi, A., Jessup, R., Engelke, M., Burson, B. 2009. Interploid St. Augustinegrass [Stenotaphrum secundatum (Walt.) Kuntze] hybrids recovered by embryo rescue. *In Vitro Cellular & Developmental Biology* – Plant, 45: 659-666.

Gooden, B.W. 2014. Native community responses to alien grass invasion: role of landscape and native plant functional traits in mediating invader impacts. University of Wollongong thesis Collection.

Gooden, B., French, K. 2014. Impacts of alien grass invasion in coastal seed banks vary amongst native growth forms and dispersal strategies. *Biological Conservation*, 171: 114-126.

Gooden, B. French, K. 2015 Impacts of alien plant invasion on native plant communities are mediated by functional identity of resident species not resource availability. *Oikos*, 124: 298-306.

Gutiérrez, L., de Castro, A.V. 2015. CATÁLOGO DE FLORA INVASORA DEL MUNICIPIO DE PIÉLAGOS Agencia de Desarrollo Local de Piélagos.

Hiebert, R., Stubbendieck, J. 1993. Handbook for ranking exotic plants for management and control. Denver: U. S. Department of the Interior. Consultado en http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.459.2665&rep=rep1&type=pdf

Howell, C. 2008. Consolidated list of environmental weeds in New Zealand. DOC Research and Development Series, No.292: 42 pp.

Lagoa, A., Melón, A., Vega, I. 2021. Management of “augustinegrass” (*Stenotaphrum secundatum*) in the Punta Balea Natural Area (Cangas, Pontevedra, Spain). II International Young Researchers Conference on Invasive Species.

Lambrinos, J.G. 2000. The impact of the invasive alien grass Cortaderia jubata (Lemoine) Stapf on an endangered Mediterranean-type shrubland in California. *Diversity and Distributions*, 6: 217-231.

Litton, C.M., Sandquist, D.R., Cordell, S. 2006. Effects on non-native grass invasion on oaboveground carbon pools and tree population structure in a tropical dry forest of Hawaii. *Forest Ecology and Management*, 231: 105-113.

Loch, D.S., Roche, M.B., Sun-Yue, J., Arief, V., Delacy, I.H., Lambrides, C.J. 2009. Characterization of commercial cultivars and naturalized genotypes of *Stenotaphrum secundatum* (Walter) Kuntze in Australia. *International Turfgrass Society Research Journal*, 11: 549-561.

Mullen, B.F., Shelton, H.M. 1996. *Stenotaphrum secundatum*: a valuable forage species for shaded environments. *Tropical grasslands*, 30: 289-297.

Panetta, F. 1993. A system of assessing proposed plant introductions for weed potential. *Plant Protection Quarterly*, 8(1): 10–14.

Pheloung, P. C., Williams, P. A., Halloy, S. R. 1999. A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management*, 57(4): 239–251. https://doi.org/10.1006/jema.1999.0297

PIER, 2013. Pacific Islands Ecosystems at Risk. Honolulu, Hawaii, USA: HEAR, University of Hawaii. http://www.hear.org/pier/index.html

POWO. 2024. "Plants of the World Online. Facilitated by the Royal Botanic Gardens, Kew. Published on the Internet; http://www.plantsoftheworldonline.org/ Retrieved 11 November 2024."

Prescott, R.A., Potter, P. C. 2001. Allergenicity and cross-reactivity of buffalo grass (*Stenotaphrum secundatum*). *SAMJ*, 91(3): 237-243.

Pyke, S. 2022. Lawn flora in two Spanish Mediterranean cities. *Flora Montiberica*, 82: 15-21.

Reichard, S. H., Hamilton, C. W. 1997. Predicting Invasions of Woody Plants Introduced into North America. *Conservation Biology*, 11(1): 193–203. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.95473.x

Sanz-Elorza, M., Dana, E.D., Sobrino, E. 2004. Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid.

Samarakoon, J.R., Wilson, J.R., Shelton, H.M. 1990. Growth, morphology and nutritive quality of shaded *Stenotaphrum secundatum, Axonopus compressus* and *Pennisetum clandestinum. Journal of Agricultural Science,* Cambridge, 114: 161-169.

Sauer, J.D. 1972. Revision of *Stenotaphrum* (Gramineae:Paniceae) with attention to its historical geography. *Brittonia*, 24: 202-222.

Shelton, H.M., Humphreys, L.R., Batello, C. 1987. Pastures in the plantations of Asia and the Pacific: performance and prospect. *Tropical Grasslands*, 21: 159-168.

Smith, M.A., Whiteman, P.C. 1983. Evaluation of tropical grasses in increasing shade under coconut canopies. *Experimental Agriculture*, 19: 153-161.

Tropical Forages, 2013. Tropical forages: an interactive selection tool. http://www.tropicalforages.info/index.htm

Tucker, K. C., Richardson, D. M. 1995. An expert system for screening potentially invasive alien plants in South African fynbos. *Journal of Environmental Management*, 44(4): 309–338. https://doi.org/10.1016/S0301-4797(95)90347-X

Weber, E. 2003. Invasive plant species of the world: A reference guide to environmental weeds. Wallingford, UK: CAB International, 548 pp.

Weber, E., Gut, D. 2004. Assessing the risk of potentially invasive plant species in central Europe. *Journal for Nature Conservation*, 12(3): 171–179. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2004.04.002

Weedbusters New Zealand, 2013. Buffalo grass: *Stenotaphrum secundatum.*

Fecha de realización de la ficha: julio de 2025