

# Herramientas de simulación para comprender y evaluar los sistemas de pastoreo mediterráneos

JAIME MARTÍNEZ-VALDERRAMA (\*) (\*\*)

JAVIER IBÁÑEZ PUERTA (\*\*\*)

## 1. INTRODUCCIÓN

Las tierras de pastoreo se pueden definir como aquellos ecosistemas en los que el hombre ha gestionado su cubierta vegetal mediante la presencia del ganado con el fin de obtener beneficios económicos (Menke y Bradford, 1992). Se trata del uso del territorio predominante en el mundo, ocupando la mitad de las tierras emergidas. Su extensión es de unos 29 millones de km<sup>2</sup>, de los cuales el 63% se ubica en zonas áridas y semiáridas (tierras secas) (Cherlet et al., 2018). Cubren en torno al 70% de las necesidades de los rumiantes domésticos (Lund, 2007) y son un recurso clave para los países en vías de desarrollo, donde se erigen, sin lugar a dudas, en el principal soporte de los 1.200 millones de personas que sobreviven con menos de 1 dólar al día (Bedunah y Angerer, 2012).

La degradación de los sistemas de pastoreo puede afectar, por tanto, a amplias zonas del planeta. Muchos de estos ecosistemas se asientan en terrenos marginales, poco fértiles, donde el aumento de la carga ganadera

---

(\*) Estación Experimental de Zonas Áridas, Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

(\*\*) Instituto Multidisciplinar del Estudio del Medio "Ramón Margalef", Universidad de Alicante.

(\*\*\*) Departamento de Economía Agraria, Estadística y Gestión de Empresas, ETSIAAB, Universidad Politécnica de Madrid.

---

- Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros, n.º 254, 2019 (15-47).

Recibido mayo 2019. Revisión final aceptada julio 2019.

altera la estructura del ecosistema y sus funciones (Asner et al., 2004), dando lugar al deterioro de su productividad económica y biológica.

Sin embargo, los verdaderos problemas de degradación tienen que ver con la sedentarización de poblaciones nómadas y la conversión de pastizales en tierras de cultivo. Este cambio de uso del suelo destruye por completo lugares que no están dotados para soportar semejante extracción de nutrientes, y cuya vocación económica fue siempre el pastoreo itinerante (Herrick et al., 2012; Reynolds et al., 2007; Rowntree et al., 2004). Además, el solapamiento entre agricultura y ganadería dificulta la movilidad pastoral, provocando episodios de sobrepastoreo en zonas sensibles, históricamente habituadas al pastoreo puntual de rebaños trashumantes (Schwartz, 2005). Todo ello contribuye a un ritmo de degradación alarmante, ya que en los últimos 50 años se han perdido más tierras de pastoreo que en cualquier otro período (Millenium Ecosystem Assessment, 2005).

Este trabajo se centra en el ámbito mediterráneo, donde las tierras de pastoreo ocupan un 48% del territorio (Le Houérou, 1981). Destaca su variada diversidad botánica, incluyendo herbazales y praderas, que ocupan un 20% del total (Papanastasis y Mansat, 1996), y arbustos y bosques más o menos densos donde el principal uso es el ganadero (1) y las especies dominantes son cabras y ovejas. Su degradación, que de acuerdo al ámbito climático donde ocurre -zonas sub-húmedas secas, semiáridas y áridas- se denomina desertificación (UNCCD, 1994). La propia Convención de Naciones Unidas sobre Desertificación establece que una de las causas principales es el sobre-pastoreo y matiza, en su Anexo IV, dedicado a la vertiente norte del Mediterráneo, que el abandono rural y, por tanto, el sub-pastoreo, es otra fuente de degradación.

Respecto a las consecuencias del sobrepastoreo, numerosos trabajos dan cuenta de los procesos de erosión desencadenados tras la pérdida de cubierta vegetal o del deterioro cualitativo de las especies forrajeras (Asner et al., 2004; Ayoub, 1998; Schnabel, 1997; Teketay, 2001; Wilcox y Thu-

---

(1) Para definiciones más precisas sobre el tipo de cubierta vegetal en las tierras de pastoreo, el lector puede consultar, para el ámbito europeo el CORINE (European Environment Agency, 2007) y para, más específicamente, el caso español, el Nomenclátor Básico de Pastos en España (Ferrer et al., 2001).

row, 2006). En relación al daño ocasionado por la desaparición de la ganadería extensiva, se trata, sin duda, de un tipo de degradación mucho más controvertida. Algunos autores, afirman que la “matorralización” de los antiguos pastizales y la invasión de la vegetación leñosa, dan lugar a desiertos verdes (Perevolotsky y Seligman, 1998), tan improductivos, desde el punto de vista socioeconómico, como los territorios ocres en los que se ha perdido el suelo y la posibilidad de una regeneración natural.

Además, el abandono del campo, y más concretamente del pastoreo que se encargaba de contener la acumulación de biomasa vegetal, ha llevado a crear paisajes propensos al fuego (Puigdefábregas, 1995). Si bien los incendios de baja intensidad y frecuencia siempre han ocurrido de manera natural y juegan un papel regulador en los ecosistemas mediterráneos (contra agentes fitotóxicos, promoviendo la germinación de semillas, etc.), cuando su virulencia y recurrencia aumentan, causan graves daños al dejar expuesto el suelo a las lluvias torrenciales.

La importancia de las tierras de pastoreo, unida a las amenazas que se ciernen sobre ellas, -cuya envergadura es aún mayor bajo un escenario de cambio climático (Fraser et al., 2011)- genera un campo de investigación necesario y relevante para comprender su funcionamiento y desarrollar estrategias que las protejan. Una concisa revisión del estado del arte puede verse en (Hanson et al., 1997). Baste aclarar, para el propósito de este trabajo, el tipo de modelado que inspira los estudios y resultados que a continuación se revisan. De los múltiples criterios para clasificar modelos (estático vs dinámico; estocástico vs determinístico, etc.) el que nos resulta más relevante es el que divide a los modelos en ascendentes (*bottom-up models*) o descendentes (*top-down models*).

El primer tipo de modelos es la consecuencia inmediata del enfoque reduccionista propio del método científico. Se trata de ir agregando partículas de conocimiento de manera que del acoplamiento de subsistemas se genere un sistema complejo. Los modelos ascendentes requieren la especificación de una gran cantidad de parámetros puesto que se basan en detallar minuciosamente procesos que ocurren a pequeña escala. Como consecuencia, su capacidad predictiva es bastante alta. Sin embargo, esa forma de proceder acarrea una serie de desventajas (Wang et

al., 2006) críticas para nuestros objetivos. En primer lugar son modelos que necesitan una gran cantidad de datos para su funcionamiento; lo cual, en zonas áridas, muchas veces no es posible. Además, la estrategia de intentar capturar y replicar todo tipo de procesos hace que los modelos *bottom-up* difícilmente lleguen hasta “arriba”. Finalmente, hay un gran riesgo de propagación de errores.

Los modelos descendentes son, en general, menos complejos, puesto que renuncian a detallar escrupulosamente cada uno de los procesos que tocan. Su vocación es generalista y tratan de reflejar “la envolvente de lo posible” (Wang et al., 2006), lo cual es primordial cuando se trata de explorar comportamientos de un sistema que previamente no se han dado en la zona de estudio (como por ejemplo la desertificación). Son modelos mucho menos precisos en sus predicciones que los ascendentes, lo cual es un problema menor cuando el propósito es detectar cambios cualitativos. Implícitamente incorporan efectos de escala, puesto que hacen uso de relaciones empíricas realizadas, por ejemplo, a nivel de parcela mientras que generan resultados a escala comarcal o regional. Las ventajas de los modelos *top-down* radican en su baja demanda de datos y en una propagación de errores mucho menor, además de asegurar una conexión entre el “*top*” y el “*down*”.

Sin olvidar que ambos enfoques son complementarios y pueden nutrirse mutuamente (a modo ilustrativo, se puede decir que las relaciones empíricas citadas se validan con modelos de tipo ascendente), nuestra elección son los modelos descendentes puesto que apostamos por la multidisciplinariedad, el estudio a largo plazo de los sistemas y la búsqueda de patrones genéricos aplicables a diversas regiones del mundo.

Tal y como diversos autores reclaman (Costanza, 1996; Engler et al., 2018; Maestre et al., 2012; Stafford-Smith et al., 2007; Vetter, 2005), es necesario aplicar un enfoque multidisciplinar que permita evaluar simultáneamente los diversos aspectos que se entrecruzan en un sistema tan complejo como las tierras de pastoreo, donde es necesario incluir la viabilidad económica, los problemas de erosión o la dinámica de las especies vegetales. Una vía para implementar esta visión holística es la Dinámica de Sistemas (DS) (Forrester, 1961), una metodología idónea para abordar el estudio de sistemas complejos en los que se pone especial énfasis en

explicitar la lógica interna del sistema mediante sus bucles de realimentación.

La DS pretende construir modelos dinámicos, complejos y comprensivos, capaces de explorar los impactos en el largo plazo de decisiones alternativas, teniendo en cuenta la laxitud de las leyes que regulan el comportamiento de los sistemas socio-ecológicos y la escasez de datos (Aracil, 1979). Además, la DS es una herramienta lo suficientemente versátil como para admitir diferentes fuentes de alimentación y acoplarse a múltiples análisis. Así, es posible utilizar modelos estadísticos o estocásticos dentro de su estructura y, como veremos en la siguiente sección, programar rutinas para implementar análisis de sensibilidad avanzados, optimizadores y cálculo de probabilidades.

A lo largo de tres lustros se han desarrollado y aplicado este tipo de modelos al estudio de sistemas de pastoreo en el ámbito mediterráneo, tanto en el norte (Ibañez et al., 2014a; Ibañez et al., 2007; Martínez-Valderrama e Ibañez, 2004) como en el sur (Hirche et al, 2011; Martínez-Valderrama et al., 2018). En este trabajo se expone la estructura genérica de estos modelos, los métodos de análisis implementados y los principales resultados y conclusiones alcanzados tras estas experiencias.

## 2. MATERIAL Y MÉTODOS

### 2.1. Ámbito de estudio

Los modelos DS a los que nos referimos en este trabajo se han implementado en diversas regiones de la cuenca mediterránea, partiendo de un modelo genérico de desertificación (GDM) (Ibañez et al., 2008), cubriendo un amplio abanico de condiciones biofísicas. Buena parte de ellos se refieren a la dehesa, un sistema agro-silvo-pastoral consecuencia del progresivo aclaramiento del bosque original de encinas y/o alcornoques y que cubre unos 90.000 km<sup>2</sup> del suroeste de la Península Ibérica (Gea-Izquierdo, Cañellas y Montero, 2006). La precipitación media varía entre 500 y 730 mm y la ganadería es muy variada, incluyendo tres tipos de rumiantes (vacuno, ovino y caprino) y ganado porcino.

También se han estudiado pastizales –destacando la presencia de albaida (*Anthyllis cytisoides* L.)–, del sudeste de la Península Ibérica (Sierra de Filabres), caracterizados por su aridez (en torno a 300 mm de precipitación media anual) y unas bajas cargas ganaderas (0,1 cabras/ha).

Las tierras de pastoreo de Lagadas (Grecia) nos permiten aplicar los modelos en una zona más oriental. Se trata de una región semiárida (485 mm) de unas 20.000 hectáreas donde predomina la coscoja (*Quercus coccifera* L.), cerrando más (70% de cubierta vegetal) o menos (15%) el terreno y donde la cabaña ganadera está compuesta por 150.000 cabras y 106.000 ovejas.

Por último, se han analizado los procesos de degradación de las estepas norteafricanas. Los espartales (*Macrochloa tenacissima* L.) son la especie dominante y se distribuyen entre las isoyetas de 100 y 400 mm, cubriendo una amplia región entre el Océano Atlántico y el Mar Rojo de unos 630.000 km<sup>2</sup>. Nuestros estudios se ubican en el altiplano de Rogassa, en el Oranesado argelino. El uso tradicional del territorio, que consistía en un pastoreo nómada guiado por el régimen aleatorio de las precipitaciones, ha sido reemplazado, gracias a una agresiva política de subsidios, por enormes rebaños de ovejas que han deteriorado la cubierta vegetal y disparado las tasas de erosión (Aidoud, 2002; Slimani, Aidoud et al., 2010).

## 2.2. Modelos DS aplicados a sistemas de pastoreo.

La base conceptual de los modelos utilizados para representar la dinámica de los sistemas de pastoreo se inspira en los modelos clásicos de ecología predador-presa. En concreto, se han conjugado los trabajos de Noy-Meir (Noy-Meir, 1975; 1978), que consideró los sistemas de ganadería extensiva como un caso específico de los sistemas predador-presa, y los de Thornes (Thornes, 1985; 1988), que abordó el estudio de la erosión como una relación ecológica de competencia por el agua entre el suelo y la cubierta vegetal.

Este esquema se ha ido sofisticando desde sus versiones más elementales (Ibáñez et al., 2007; Martínez-Valderrama e Ibáñez, 2004), en las que el análisis cualitativo mediante isóclinas condiciona la complejidad del sis-

tema de ecuaciones, hasta otras mucho más detalladas en las que se precisa el funcionamiento de los mercados de materias primas y productos ganaderos (Ibáñez y Martínez-Valderrama, 2018) o se incluyen funciones seno y variables aleatorias para determinar la alternancia de períodos de lluvia y sequías (Martínez-Valderrama et al., 2019).

Los modelos clásicos de ecología no se refieren a ninguna escala espacial concreta (Atanasova et al., 2011). Nuestra aproximación es, en este sentido, más estricta, puesto que el modelo se refieren a una unidad espacial concreta (Kelly et al., 2013), como por ejemplo la hectárea, pero no distingue entre diferentes partes dentro de ese espacio.

Los modelos utilizados superponen dos escalas temporales -corto y el medio plazo- con el fin de detallar procesos que operan a distinta resolución. En primer lugar, se utiliza el día (2) para modelar la evolución del agua en el suelo, considerando variables como la infiltración, la saturación, la escorrentía o la evapotranspiración. Para representar procesos que transcurren en el medio plazo, como la evolución de la cabaña ganadera, el número de agentes económicos operando en el territorio o sus beneficios, se utiliza el año. Finalmente, los períodos de simulación abarcan varios años, decenas e incluso siglos, puesto que su finalidad es prospectar la sostenibilidad del sistema, esto es, su estabilidad en el largo plazo (3). Para ello es necesario estudiar el comportamiento de variables cuya dinámica es mucho más lenta (p.ej. el espesor del suelo, la productividad de pasto) y cuyo efecto se deja sentir al cabo de varias décadas.

### 2.2.1. Estructura genérica de los modelos.

La Figura 1 muestra los principales componentes de estos modelos y sus interacciones. La gran contribución de esta aproximación es la consideración simultánea, en un marco dinámico, de variables estrictamente físicas como el suelo y la erosión, de otras que forman parte de la ecología,

---

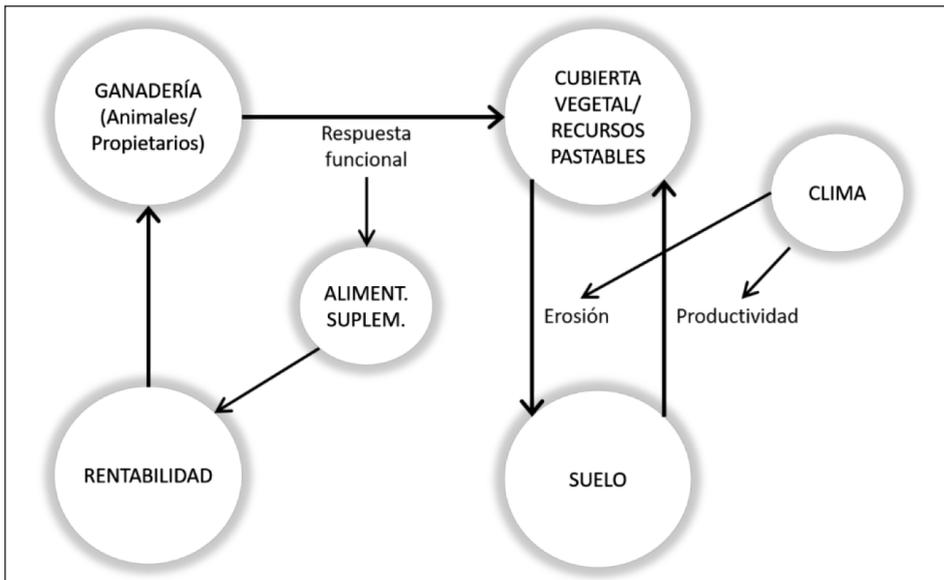
(2) Por cuestiones meramente operativas la unidad temporal no es exactamente 1 día. La implementación de los modelos en el software Vensim© obliga a utilizar unidades de tiempo (cuando la unidad temporal es el año) que sean múltiplo de 2,85 días ( $\approx 0.0078125$  años).

(3) Nótese que en determinados análisis matemáticos como el de las isóclinas (Sección 3.1), se asume como condición para despejar las ecuaciones que  $t$  tiende a infinito.

pero también son un recurso económico, como es el caso de la vegetación (o pasto) y de una tercera categoría compuesta por variables socioeconómicas, tales como la cabaña ganadera, los beneficios, el nivel de alimentación suplementaria, o el número de ganaderos.

Figura 1

## ESQUEMA BÁSICO DE LOS MODELOS DE SIMULACIÓN: COMPONENTES Y RELACIONES



La narrativa del modelo planteado en este esquema puede iniciarse desde distintos puntos. Empezando por el pastoreo, diremos que la respuesta funcional del ganado (Figura 2a), viene determinada por el tamaño de la cabaña ganadera y condicionada por la cantidad de pasto disponible. Por otra parte, la disminución de la cubierta vegetal expone el suelo, en menor o mayor medida, al efecto erosivo de la escorrentía (Figura 2b). El espesor de suelo, que depende de estos procesos erosivos, determina el aporte de fertilidad a la producción de pasto (Figura 2c), conformando un mecanismo de realimentación positivo (es decir, explosivo) entre el suelo y la vegetación. Si el suelo se mantiene por encima de determinados espesores, se refuerza la productividad de biomasa del sistema: más suelo-más fertilidad-más cubierta vegetal-más protección frente a la erosión-más

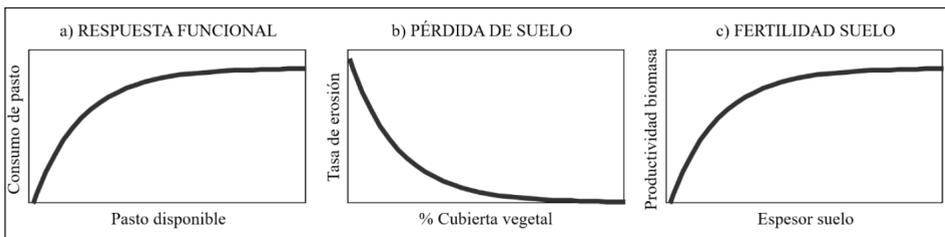
suelo. Sin embargo, si se pierde demasiado suelo, el sentido del bucle se revierte (menos suelo-menos cubierta vegetal-menos suelo), propiciando la degradación del subsistema pasto-suelo.

Es importante señalar el papel que juega el clima en el modelo, puesto que la distribución de precipitaciones, su torrencialidad y las temperaturas, influyen decisivamente en los procesos biofísicos anteriormente mencionados. Así, la falta de cubierta vegetal es crítica si coincide con un episodio climático erosivo, pero en caso contrario el sobrepastoreo no reportará pérdidas de suelo significativas.

El pasto consumido por los animales determina, considerando sus necesidades, el nivel de alimentación suplementaria que requiere. Nuestra hipótesis, considerando que se trata de explotaciones comerciales, asume que todos los animales satisfacen sus necesidades calóricas y que, por tanto, su rendimiento es máximo. La cantidad de pienso que necesitan los animales condiciona la cuenta de resultados de la explotación. En este punto existe un nuevo bucle, en este caso negativo, es decir, estabilizador, en el que unos buenos resultados económicos fomentan la llegada de nuevos ganaderos a la zona o la intensificación de la carga ganadera, dando lugar a unos mayores aportes de alimentación suplementaria, perjudicando los beneficios y, por tanto, desincentivando el crecimiento de la ganadería en la zona.

Figura 2

ALGUNAS FUNCIONES NO-LINEALES EMPLEADAS EN LOS MODELOS DE SIMULACIÓN



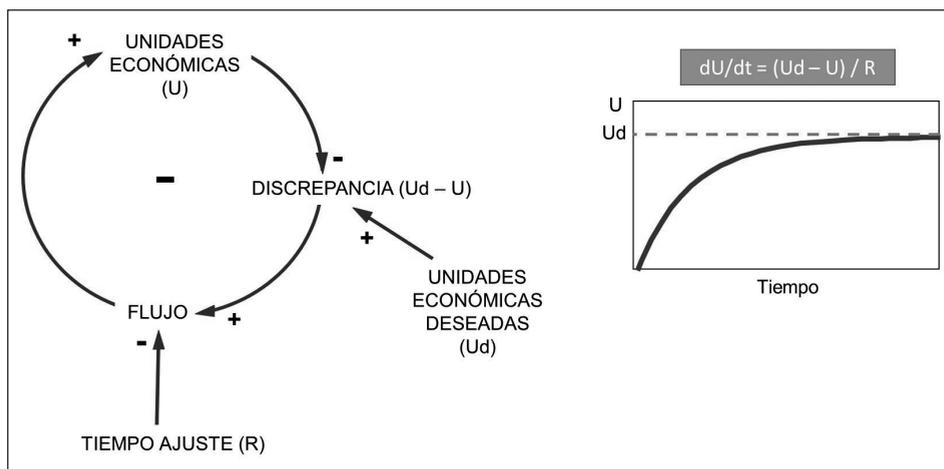
Una de las asunciones principales de los modelos es que las variaciones de la cabaña ganadera, bien a través del número de explotaciones o ga-

naderos presentes en la zona, o considerando directamente la carga ganadera, se basan en la rentabilidad de esta actividad económica en relación al coste de oportunidad, es decir, al beneficio alternativo que se obtendría en otro sector económico.

Para implementar esta hipótesis se hace uso del modelo clásico de “búsqueda de objetivo” (Sterman, 2000), un heurístico del tipo *hill-climbing* cuyo comportamiento, al formar un bucle negativo, es estabilizador (Figura 3). En él, la discrepancia entre unidades económicas (explotaciones, ganaderos, carga ganadera) presentes ( $U$ ) y deseadas ( $U_d$ ) se elimina tras un tiempo de retardo ( $R$ ) mediante un flujo (positivo o negativo) que hace converger suavemente el nivel de las unidades económicas presentes y las deseadas.

Figura 3

ESQUEMA, ECUACIONES Y COMPORTAMIENTO DEL SUB-MODELO “BÚSQUEDA DE OBJETIVO”



Las unidades deseadas dependen de la relación entre rentabilidad y coste de oportunidad. La primera variable es función, a su vez, de los ingresos y los costes, que se construyen a partir de los precios, las subvenciones, el volumen de ventas y de compras, que incluye la partida de alimentación suplementaria. El coste de oportunidad, por su parte, puede tener un valor constante o ser una variable estocástica (Ibáñez et al, 2008), representada, en nuestro caso, por la función de distribución de Reyleigh, que

refleja bien el hecho de que haya más agentes económicos con coste de oportunidad bajos.

Por último, el tiempo de ajuste se utiliza para representar diversos tipos de retardos en los que se incurre al variar el tamaño de los rebaños o del número de explotaciones. Además, permite reflejar el comportamiento de los ganaderos o agentes económicos implicados, que puede ser más oportunista (retardos más cortos) o conservador (retardos más largos).

Es importante señalar que la evolución temporal de las unidades (U) mostrada en la Figura 3 es ideal, en el sentido de que muestra que pasaría si se “congelase” el escenario de simulación, es decir, que precios, subvenciones, retardos y costes tomasen un valor constante. Sin embargo, las unidades deseadas ( $U_d$ ) varían continuamente debido a que las variables y factores exógenos de las que depende lo hacen todo el tiempo. Así, U trata de converger hacia  $U_d$  y solo alcanza un equilibrio estable cuando se fijan los valores paramétricos del escenario de simulación.

### *2.2.2. Módulos adicionales*

Sobre el esquema presentado se han desarrollado diversos módulos en función de las necesidades y objetivos que planteaba cada trabajo. La implementación de los mecanismos de formación de precios de materias primas, de los productos ganaderos como carne y leche o del ganado (Ibáñez y Martínez-Valderrama, 2018), son necesarios cuando se modela una región ganadera que puede influir en su determinación. Las formulaciones matemáticas utilizadas (Serman, 2000) proporcionan tres tipos de precios para cada producto considerado.

En primer lugar, los precios de referencia recogen las tendencias mundiales o regionales y evolucionan de acuerdo a patrones oscilatorios. A continuación, se consideran dos precios, el local y el indicativo, a través del citado heurístico “búsqueda de objetivo”, donde el primero converge hacia el segundo tras un tiempo de retardo. La determinación de los precios indicativos depende del equilibrio entre oferta y demanda, conside-

rando las percepciones de escasez o abundancia de cada bien tanto de los proveedores como de los demandantes. Por último, los agentes implicados serán más o menos sensibles a los precios locales o de referencia en función de los escenarios que se especifiquen.

Como se decía en la introducción, la falta de vegetación es un signo inequívoco de degradación de las tierras de pastoreo, pero el exceso de un determinado tipo de cubierta vegetal, como son las especies leñosas, tampoco es sostenible desde el punto de vista socioeconómico. La interacción entre diversos tipos de pasto (anual y perenne) se ha considerado (Ibáñez et al., 2014a) mediante un multiplicador, una de las formulaciones clásicas de la DS. Dicha ecuación asume que, en ausencia de especies leñosas, la productividad de hierba es máxima (depende de la lluvia y del espesor de suelo), mientras que a medida que aumenta la proporción de especies leñosas, la productividad de herbáceas anuales disminuye hasta anularse cuando las leñosas han colonizado todo el espacio disponible.

En cuanto a la precipitación, se han utilizado versiones en las que toma un valor constante y otras en las que es una variable estocástica. Para el estudio de la vulnerabilidad de las tierras de pastoreo a las sequías, se ha desarrollado un módulo (Ibáñez et al., 2019; Martínez-Valderrama et al., 2019) que permite caracterizar los períodos secos mediante el modelado de la probabilidad de lluvia. Para ello se tienen en cuenta, entre otros factores, el período de retorno, la severidad de las sequías o la estacionalidad de las lluvias.

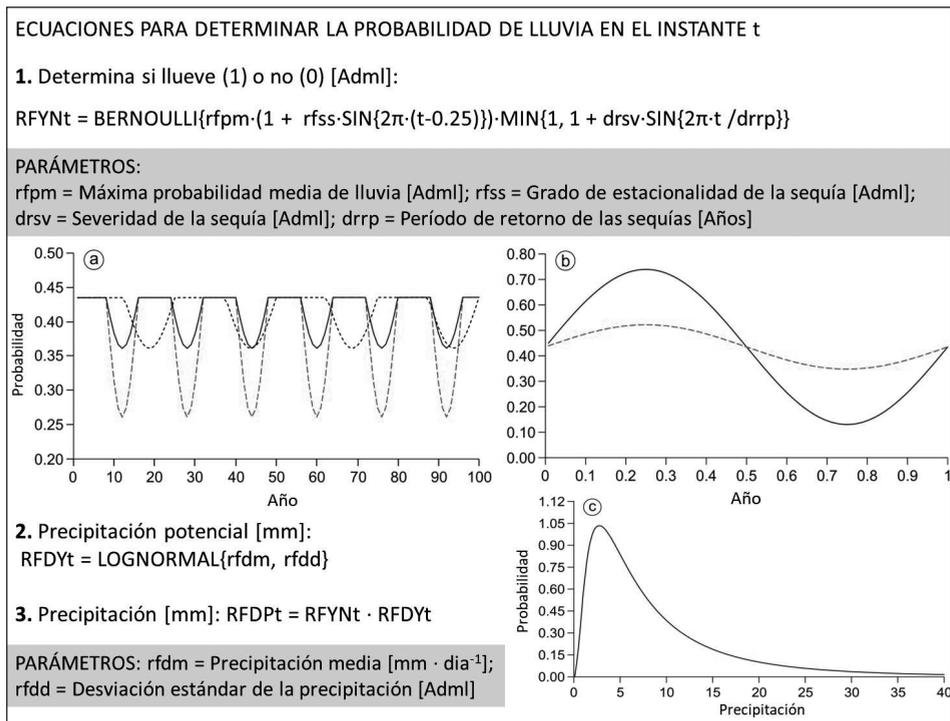
La Figura 4 muestra diversos patrones de precipitación de acuerdo a algunas particularizaciones de las funciones. En la Figura 4a se observa la evolución de la precipitación a lo largo de varios años para sequías más intensas (línea discontinua) o menos recurrentes (línea de puntos) que el escenario base (línea continua). La Figura 4b refleja la distribución de la precipitación a lo largo de un año con una estacionalidad menos marcada (línea discontinua) que la del escenario base (línea continua). Por último, la Figura 4c muestra la función de densidad Log-Normal empleada para representar los eventos de lluvia. Por su asimetría, representa más fielmente que la Normal la distribución de la precipitación en ambientes áridos, esto es, donde son más probables los episodios de precipitación baja

que los de precipitación alta (Alcalá et al., 2018; Dixon et al., 2009; Williams y Albertson, 2006).

La formulación matemática implementada, así como los parámetros empleados, forman parte del módulo “Clima” que se muestra en la Figura 1. Mediante Vensim© (Ventana Systems Inc., 2006), el programa de simulación empleado, se genera un número aleatorio entre 0 y 1 para cada período de simulación “t”. Cuando es inferior a la probabilidad de lluvia (dada por el producto -ecuación 1- de las distribuciones de los gráficos a y b en la Figura 4), entonces en ese instante “t” se produce precipitación. Su cuantía viene determinada por la distribución Log-Normal obtenida con un segundo número aleatorio.

Figura 4

FORMULACIÓN MATEMÁTICA DE LA PROBABILIDAD DE LLUVIA Y REPRESENTACIÓN DE (A) CICLOS INTRA-ANUALES DE PRECIPITACIÓN; (B) CICLOS INTER-ANUALES DE PRECIPITACIÓN Y (C) FUNCIÓN DE DENSIDAD DE LA DISTRIBUCIÓN LOG-NORMAL DE LA PRECIPITACIÓN



Dentro de este somero repaso a formulaciones alternativas que se han utilizado en las diversas versiones de los modelos, es preciso destacar el papel que el agua ha jugado en la productividad del pasto. En algunas versiones (Ibáñez et al., 2014a; Ibáñez et al., 2014b; Martínez-Valderrama et al., 2018) la precipitación explica directamente la biomasa anual que se produce mediante una relación lineal (Sullivan y Rohde, 2002) que contempla una precipitación mínima por debajo de la cual no es posible el crecimiento vegetativo.

En los modelos de carácter más genérico, la productividad primaria se explica directamente por la cantidad de suelo (Ibáñez et al., 2014a; Ibáñez et al., 2008; 2007; Martínez-Valderrama, 2006), asumiendo como hipótesis que la cantidad de agua disponible es directamente proporcional al espesor de suelo. En modelos más detallados se calcula el balance hídrico del suelo (Ibáñez et al., 2016), incluyendo los procesos de escorrentía, infiltración y percolación, así como la distribución de la porosidad del suelo. Finalmente, en otros casos (Ibáñez y Martínez-Valderrama, 2018), la evolución de la humedad del suelo se liga a modelos de probabilidad que permiten simular comportamientos oscilatorios.

### 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La construcción de modelos DS requiere un gran esfuerzo para seleccionar y ordenar los elementos que intervienen en un sistema. Tras esta labor de conceptualización y síntesis, la explotación de un modelo de este tipo ofrece diversas posibilidades. En este apartado se exploran algunas de ellas.

#### 3.1. Trayectorias temporales

Un modelo DS permite asociar cada escenario de simulación con un comportamiento dinámico del sistema modelado, esto es, con un conjunto de trayectorias temporales de las variables implicadas. Por esta razón, el uso habitual dado a estos modelos es el de simular las consecuencias esperables bajo distintos escenarios o hipótesis.

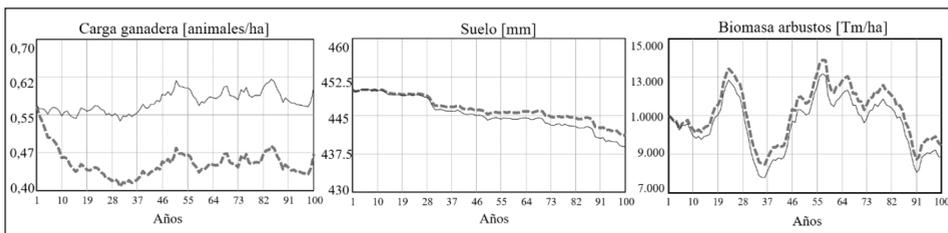
Sin embargo, estas trayectorias no deben considerarse predicciones, puesto que el sustrato de las ecuaciones empleadas es de naturaleza socio-ecológica, es decir, no responden a leyes de carácter físico y universal. Así como un modelo que meramente se apoye en este tipo de leyes puede saber con precisión la fecha del próximo eclipse lunar, los modelos que responden a formulaciones económicas, sociales e incluso biológicas, tratan de explorar el futuro, pero no pueden predecir lo que va a ocurrir (Perry y Millington, 2008).

En este contexto resulta sumamente útil la comparación entre diversas simulaciones, es decir, responder a la pregunta “¿qué pasaría si?”. Las respuestas a esta cuestión nos permiten obtener conclusiones muy útiles sobre el funcionamiento del sistema. El siguiente ejemplo ilustra el efecto de la política de subsidios sobre la erosión y la cubierta vegetal (Figura 5) en la comarca de Lagadas (Grecia) (Ibañez et al., 2014a).

Como se observa, la carga ganadera (compuesta por ovejas y cabras) se retrae en la medida que lo hacen las ayudas económicas, rebajando la presión sobre el medio y disminuyendo las tasas de erosión. Sin embargo, al mismo tiempo, los pastizales, a falta de pastoreo, se ven invadidos por la por especies leñosas, lo que contribuye a proteger el suelo, pero, al mismo tiempo, anula la capacidad productiva de los pastizales.

Figura 5

TRAYECTORIAS TEMPORALES DE LAS PRINCIPALES VARIABLES DEL MODELO LAGADAS BAJO LOS ESCENARIOS 'BASE' (LÍNEA CONTINUA) Y LAS SUBVENCIONES REDUCIDAS EN UN 50% (LÍNEA DISCONTINUA)



Para que el suelo no se erosione sería necesario reducir los subsidios hasta un 60%. Ello supondría una caída del 26% de la cabaña ganadera (valores

que no se encuentran en el registro histórico de la zona) y una disminución del 30% del margen bruto. Por tanto, limitar la erosión del suelo, les puede suponer a los ganaderos perder la mitad de sus beneficios. Ello significa que, desde el punto de vista socioeconómico, este escenario no sería sostenible.

### 3.2. Estudio de equilibrios en el largo plazo

Para formarnos una idea más precisa de la sostenibilidad en el largo plazo de los sistemas de pastoreo, es posible desarrollar procedimientos que nos den una visión mucho más precisa que la mera simulación, más o menos aleatoria, de escenarios. El estudio de la estabilidad de sistemas dinámicos mediante el análisis cualitativo de sus ecuaciones (Aracil, 1979; May, 1977) es el camino indicado para ello.

Además, debido a la incertidumbre que suele ir asociada a los valores paramétricos de numerosos sistemas, y en particular de los referidos al medio natural (Frank, 1978; Swart, 1987; van Coller, 1997), el análisis cualitativo de un modelo puede tener frecuentemente mayor interés que sus resultados cuantitativos (Martínez-Vicente y Requena, 1986).

Este enfoque metodológico se ha aplicado a los sistemas dinámicos predador-presa mediante el análisis de las isóclinas (4), tanto en modelo lineales (Rosenzweig y MacArthur, 1963) como no-lineales (Edelstein-Keshet, 1988) y, de manera más específica, a los sistemas ecológicos (Holling, 1973) y de pastoreo (Gotelli, 1998; Noy-Meir, 1975). El estudio de las condiciones de equilibrio permite anticipar el comportamiento de un sistema en el largo plazo conociendo las condiciones actuales, es decir, los valores paramétricos del escenario y los valores iniciales de las variables de nivel. Con ello se logra tener una idea de hacia dónde va el sistema bajo las condiciones actuales, lo que conforma un juego de indicadores de alerta temprana.

---

(4) Una isóclina se define como el equilibrio de una ecuación de nivel ( $N$ ), es decir, es la ecuación resultante de realizar  $dN/dt=0$

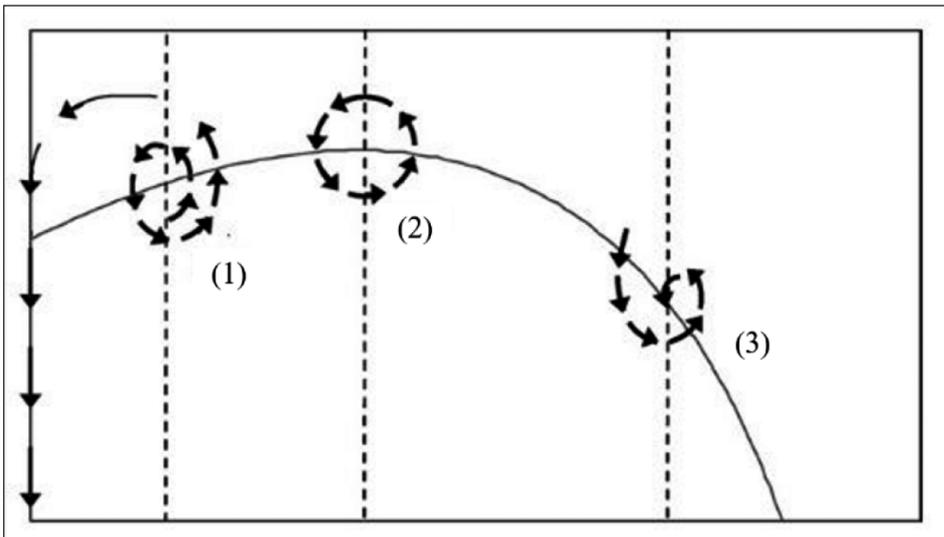
(5) La carga ganadera tiene una isóclina. Sin embargo, mostramos tres casos con el fin de ilustrar los tipos de equilibrio posibles.

La Figura 6 (Ibáñez et al., 2007; Rosenzweig y MacArthur, 1963) muestra el plano de fases Pasto-Carga Ganadera, sus isoclinas y los puntos de equilibrio asociados a sus intersecciones. La curva (línea continua) muestra los valores de “Carga ganadera” y “Pasto” para los que esta última variable está en equilibrio. Por otra parte, las tres (5) rectas perpendiculares (en trazo discontinuo) al eje de las x, muestran tres isóclinas distintas del “Ganado”, es decir, los valores de Ganado y Pasto para los que la variable de nivel “Ganado” encuentra el equilibrio.

La estabilidad de estos equilibrios depende de la pendiente de la isoclina del “Pasto” en el punto de corte. Cuando es positiva, el equilibrio es estable (1), mientras que si es negativa el equilibrio es inestable (3). Existe un caso especial, de corte teórico, en el que la pendiente es nula. En torno a ese punto de equilibrio (2) se producen soluciones periódicas en las que las trayectorias de ambas variables trazan ondulaciones de amplitud constante (ciclo límite).

Figura 6

ISOCLINAS DE LA CARGA GANADERA Y DEL PASTO Y PUNTOS DE EQUILIBRIO



La existencia de equilibrios puede contraponerse a la teoría del desequilibrio permanente (Ellis y Swift, 1976; Sullivan y Rohde, 2002) en el que

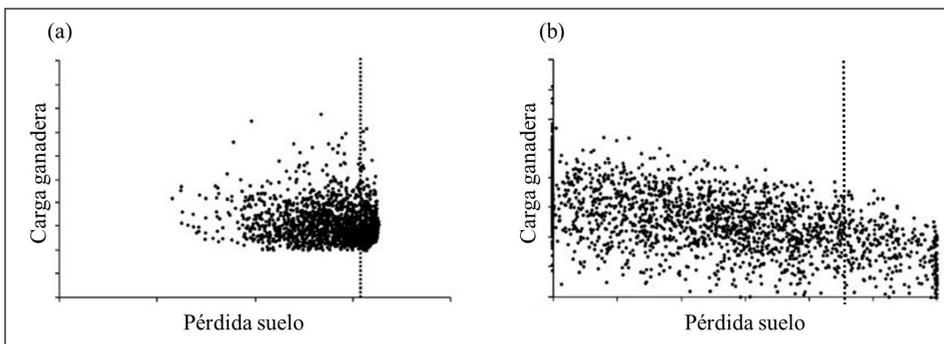
están sumidos los ecosistemas. Calcular las isóclinas de un sistema significa “congelar” un escenario y suponer que todo va a seguir igual durante el futuro. Sin embargo, las condiciones fluctúan permanentemente, cada año la precipitación es diferente, en cada momento hay algún cambio en el sistema. Para formarnos una idea más precisa de hacia dónde va el sistema, calculamos miles de puntos de equilibrio variando el escenario de partida. Esta utilidad se lleva a cabo mediante simulaciones de Montecarlo de los modelos DS. Ello significa que cada modelo es simulado un gran número de veces, bajo escenarios de simulación diferentes, generando distintas trayectorias aleatorias de sus variables de escenario.

Cada escenario genera un punto de equilibrio con lo que, al finalizar el proceso, se obtienen nubes de puntos de equilibrio y probabilidades de riesgo de colapso del sistema. Para su cálculo es necesario añadir un elemento más: umbrales de degradación. Estos son difíciles de establecer cuantitativamente, al igual que es complicado responder a la pregunta de cuántos granos de arroz se necesitan para tener un montón de arroz. En todo caso, para el funcionamiento del Sistema de Alerta Temprana es necesario establecer umbrales y así calcular las probabilidades de que los puntos de equilibrio los sobrepasen.

En algunos casos, las nubes de puntos apuntarán claramente hacia una región del plano de fases (Figura 7a) mientras que en otras la dispersión de la nube de puntos no ofrecerá un diagnóstico claro (Figura 7b).

Figura 7

NUBES DE PUNTOS DE EQUILIBRIO Y UMBRALES DE DEGRADACIÓN (MARTÍNEZ-VALDERRAMA ET AL., 2011)



La aplicación de esta metodología nos ha permitido estimar el riesgo de desertificación para los diversos “paisajes de desertificación” (Martínez-Valderrama et al., 2017), incluidos en el Programa de Acción Nacional contra la Desertificación (PAND) (MAGRAMA, 2008), entre los que aparecen las dehesas. Los resultados nos dicen que este uso del suelo es el más sostenible, puesto que ni el suelo ni la vegetación tienen un riesgo apreciable de deterioro en un horizonte de 100 años.

Por último, cabe señalar que el uso de isoclinas y del análisis cualitativo gráfico está limitado por la complejidad del modelo. Aunque es posible visualizar isoclinas tridimensionales (Ibáñez et al., 2007; Martínez-Valderrama, 2006), cuando el modelo SD tiene más de tres variables de nivel o la formulación de alguna ecuación no-lineal es intrincada, no es posible obtener las ecuaciones de las isoclinas. En tal caso los equilibrios en el largo plazo se obtienen simulando el modelo con horizontes lo suficientemente largos que aseguren la estabilización de los valores.

### 3.3. Rankings de factores

Uno de los objetivos que se persigue con los modelos presentados es tener una idea precisa de los factores más importantes en el devenir del sistema. Concretamente, y dentro del marco de la desertificación, es crucial distinguir entre las causas antrópicas y las climáticas, atribuyendo a cada una de ellas el peso correspondiente.

Para esta tarea se emplean análisis de sensibilidad diseñados de tal modo que permiten explorar la influencia de cada parámetro teniendo en cuenta su propio efecto, así como sus sinergias con otros. Con ello se obtiene un ranking cuantitativo donde la influencia de cada parámetro sobre el sistema (o la vulnerabilidad de este frente a ellos) queda perfectamente explicitada mediante su impacto en una serie de variables objetivo previamente seleccionadas. En los primeros trabajos (Ibáñez et al., 2014a; 2014b; Martínez-Valderrama et al., 2017) se optó, debido a su sencillez y economía de escenarios, por el Análisis de Sensibilidad Plackett-Burman (Beres & Hawkins, 2001).

Sin embargo, la capacidad de análisis de los ordenadores ya no es una excusa para implementar Análisis de Sensibilidad Globales (ASG), cuyos

resultados son mucho más robustos y concluyentes (Gan et al., 2014; Saltelli et al., 2008). Concretamente, nos hemos decantado por los ASG basados en la varianza (Cariboni, Gatelli, Liska, & Saltelli, 2007; Glen & Isaacs, 2012; Sobol, 2001), pasando de utilizar unas decenas de escenarios a simular cientos de miles (Ibáñez et al., 2019; 2016; Ibáñez y Martínez-Valderrama, 2018; Martínez-Valderrama et al., 2019).

Entre las principales conclusiones alcanzadas mediante el establecimiento de rankings, hemos podido comprobar la supremacía de los factores climáticos sobre el resto. En nuestro último trabajo (Ibáñez et al., 2019) queda claro, al menos para el caso de las dehesas, que la principal causa de degradación tiene que ver con el cambio climático, y no con el ganado. En la explicación de este resultado puede influir decisivamente la alimentación suplementaria, ya que este aporte protege la rentabilidad económica. Así, aunque aumenten los costes, los ingresos cubren parte de la variabilidad climática.

Otro resultado destacable es la enorme vulnerabilidad de estos sistemas frente al comportamiento oportunista de los ganaderos. Cuando la estrategia es vender o comprar animales respondiendo rápidamente a la rentabilidad del momento, en lugar de optar por decisiones más pausadas que se apoyen en un registro de datos más amplio, entonces el estado de los recursos (pasto y suelo) empeora considerablemente. Basta la existencia de unos pocos ganaderos de tipo “oportunista” para que esto ocurra. Solo si todos (o casi todos) los ganaderos descartan maximizar sus ingresos en el corto plazo, se obtendrían los mejores resultados tanto en el plano medioambiental como en el socioeconómico (Ibáñez y Martínez-Valderrama, 2018).

### 3.4. Sistemas de Soporte a la Decisión (SSD)

Con el fin de facilitar la simulación reiterada de un modelo y para que su uso no se restrinja a sus diseñadores, existe la posibilidad de crear un SSD. Se trata de aplicaciones informáticas muy sencillas en las que el usuario solamente tiene que presionar una serie de botones para ejecutar tareas tales como desplazarse de una pantalla a otra o simular el modelo y ver sus resultados.

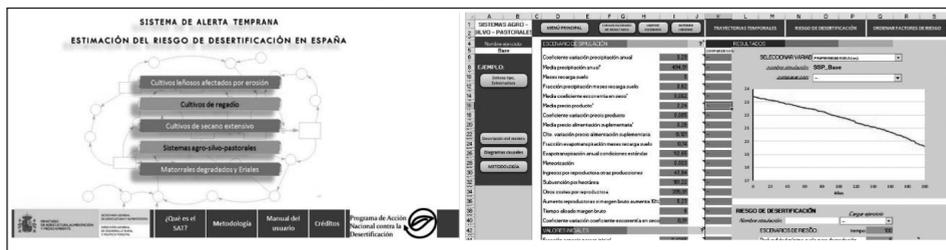
Los SSD admiten la programación de múltiples tareas, integrando diversas utilidades y metodologías. En nuestro caso, se ha programado en Visual Basic un código con el que ejecutar Vensim© mediante la librería VensimDLL (6). Esta opción permite hacer uso de un programa ampliamente difundido como es Excel -y en el que cualquier usuario está familiarizado- y simular los modelos DS en remoto, de manera que tanto los escenarios como los resultados, son accesibles desde la hoja de cálculo.

Son herramientas excelentes para la difusión de resultados científicos y son plataformas idóneas para su uso en esferas no académicas, como pueden ser las instituciones que toman decisiones sobre planificación territorial. Los SSD pueden jugar un papel clave en expandir la producción científica a la sociedad, ya que permiten explorar de manera sencilla modelos de simulación sofisticados así como sus resultados, involucrándola en los procesos de toma de decisión (van Delden et al., 2011) y reduciendo la resistencia que muchas veces produce enfrentarse a problemáticas ambientales como la desertificación (D’Odorico et al., 2013).

Buena parte de los métodos desarrollados durante estos quince años se han canalizado en un SSD desarrollado para el PAND (Ibáñez et al., 2015; Martínez-Valderrama et al., 2017). La aplicación SAT (Sistema Alerta Temprana) cuenta con un caso de estudio para cada uno de los cinco paisajes de desertificación explicitados en el PAND. Uno de ellos es la dehesa cacereña, como representante de los sistemas agro-silvo-pastorales afectados por erosión (Figura 8).

Figura 8

PANTALLA PRINCIPAL DEL SAT (IZQUIERDA) Y MÓDULO DEDICADO A LA DEHESA (DERECHA), UNO DE LOS PAISAJES DE LA DESERTIFICACIÓN DEL PAND



(6) DLL es el acrónimo en inglés de Dynamic Link Library.

### 3.5. Consideraciones generales

Las tierras de pastoreo son sostenibles cuando la carga ganadera es la adecuada (Figura 9.1), es decir, que la presencia del ganado no degrada las funciones del ecosistema sobre el que se apoya, sino que las potencia y refuerza. Sin embargo, en ambientes secos, como es el Mediterráneo, este equilibrio es muy difícil de lograr debido a que los recursos forrajeros se ven afectados por sequías y períodos secos que se extienden en el espacio y el tiempo de modo impredecible. Tradicionalmente este problema se ha mitigado con la movilización del ganado (un viejo recurso en alza ante el Cambio Climático (Freier et al., 2014)), jugando con el peso de los animales y con aportes de alimentación suplementaria.

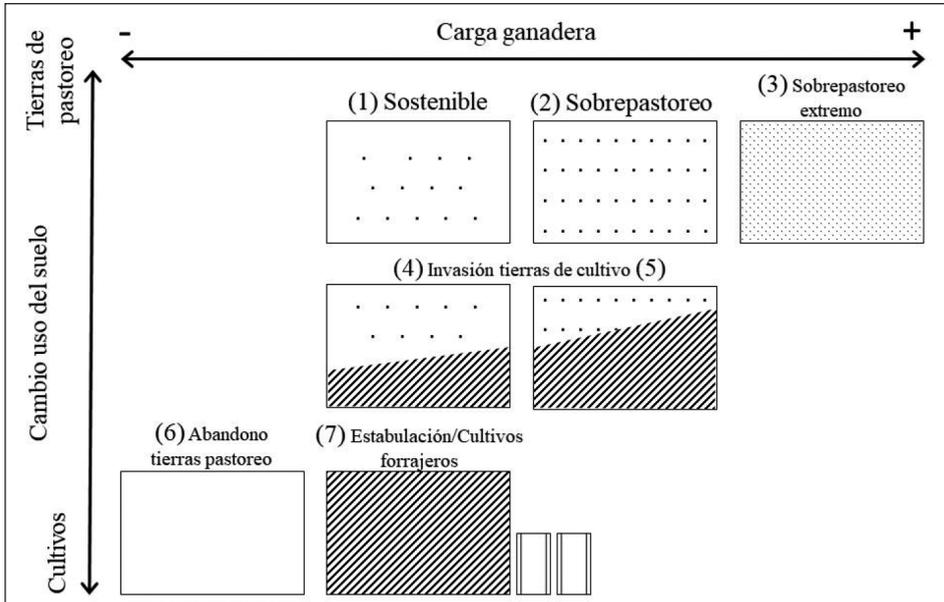
La presencia de ganado en las denominadas tierras secas lo convierte en un factor potencial de desertificación (Xu et al., 2011). La consolidación del uso de piensos -más allá de un aporte puntual en una sequía- debido a distintas circunstancias (su abaratamiento, determinadas políticas de subvenciones, etc.) ha sobrecargado los pastizales (Figura 9.2), dando lugar a importantes episodios de erosión y a cambios cualitativos de las especies vegetales. En casos extremos (Figura 9.3), como ha ocurrido en las estepas argelinas, la densidad de la cabaña ganadera es tal, que la única función del ecosistema es dar cabida a los animales, los cuales viven del aporte externo de alimento.

Los trabajos presentados se han dedicado a estudiar fundamentalmente el sobrepastoreo, el abandono de los pastizales y el cambio cuantitativo y cualitativo de la cubierta vegetal, con sus efectos erosivos, la consolidación de los llamados “desiertos verdes” y diversas repercusiones socioeconómicas.

Más allá de estos problemas, existen otros dos de gran envergadura que nos conminan, aún más, a proteger las tierras de pastoreo y la ganadería que las habita. Por un lado, su transformación en tierras de cultivo (Davis, 2016; Swearingen, 1996) (Figura 9.4 y 9.5) conlleva la pérdida de numerosas funciones del ecosistema y unas tasas de degradación que superan a las de un sistema de pastoreo mal gestionado. Además, en ocasiones se produce una sobrecarga de las tierras de pastoreo remanentes debido a que han de acoger a la cabaña ganadera desplazada (Figura 9.5).

Figura 9

DIVERSOS SISTEMAS DE PASTOREO DE ACUERDO A SU CARGA GANADERA (MÁS O MENOS PUNTEADA SEGÚN SU DENSIDAD) Y EL GRADO DE TRANSFORMACIÓN EN TIERRAS DE CULTIVO (TRAZO DIAGONAL)



Por otro, es importante destacar el doble efecto de la ganadería industrial. La reclusión de la cabaña ganadera en naves libera espacios (Figura 9.6) que la vegetación invade con graves consecuencias para las especies forrajeras. Además, como dijimos, el abandono del campo nos lleva a paisajes mucho más propensos a los incendios forestales. No hemos de olvidar, sin embargo, que esta recolonización del paisaje también tiene efectos ecológicos muy beneficiosos sobre diversos aspectos (protección del suelo, recuperación de nutrientes, etc.)

Las necesidades de materias primas para alimentar a estas factorías ganaderas llevan aparejado el deterioro de enormes territorios que sustituyen su vegetación natural por amplias extensiones de monocultivos (Figura 9.7). Así, por ejemplo, las importaciones de soja para abastecer las necesidades europeas en 2013 superaron los 27 millones de toneladas (de Visser et al., 2014).

#### 4. CONCLUSIONES

Los modelos de simulación se presentan como una herramienta vital para la comprensión y seguimiento de las tierras de pastoreo, uno de los usos del suelo más extendidos en todo el mundo y clave para la supervivencia de los países más pobres. A lo largo de tres lustros hemos desarrollado modelos de simulación con el propósito de ofrecer metodologías que nos permitan anticipar problemas de insostenibilidad y detectar los principales responsables de dicha degradación. Nuestro propósito es desarrollar nuevos modelos que aborden la amplia casuística de problemas en las tierras de pastoreo y consolidar las metodologías ya establecidas.

De manera más específica, los futuros retos que se presentan se pueden resumir en tres puntos: (1) Gracias a la vocación generalista de estos modelos, se exportarán a otras regiones del mundo, como China, Sudamérica o el Sahel para consolidar las líneas metodológicas presentadas en este trabajo. En este sentido, ya hemos particularizado el GDM para las tierras de pastoreo del norte de Senegal y el norte de Chile en el marco del proyecto de investigación DeSurvey. (2) Modelar explícitamente la competencia con otros usos del suelo para analizar el impacto sobre el medio que tienen usos del suelo que históricamente no se han dado en esas zonas. Es crucial evaluar, con datos concretos, si las tierras de pastoreo son más vulnerables a la intensificación de la carga ganadera o a los usos agrícolas que los sustituyen. (3) Estudiar el efecto de la movilidad ganadera en los sistemas de pastoreo. Este aspecto se relaciona con el punto anterior, puesto que el establecimiento de zonas agrícolas dificulta el tránsito de los animales. Además, está relacionado con la implantación de puntos de agua donde históricamente nunca ha estado disponible, causando la concentración del ganado en zonas especialmente sensibles y deteriorando las masas de agua subterráneas explotadas.

#### AGRADECIMIENTOS.

Los autores son deudores de numerosos proyectos de investigación, gracias a los cuales han disfrutado de las condiciones necesarias para desarrollar los estudios citados en este trabajo. Nos atrevemos a citar aquí los que específicamente abordan los sistemas de pastoreo: DeSurvey (CE-

Integrated Project Contract No. 003950), Modelo Teórico Agroforestal para la Simulación de Sistemas Adehesados (AGL2005-03665) y PADEG (CGL2008/01215/BTE).

Queremos mostrar nuestro agradecimiento a los dos revisores anónimos de este trabajo. Gracias a sus comentarios y recomendaciones el trabajo original ha sido manifiestamente mejorado.

## BIBLIOGRAFÍA

- AIDOU, A. (2002). Vegetation changes and land use changes in Algerian steppe rangelands. In A. Pastor-López y E. Seva-Román (Eds.), *Restauración de la cubierta vegetal en ecosistemas mediterráneos* (pp. 53-80). Alicante: Instituto de Cultura Juan-Gil Albert.
- ALCALÁ, F. J., MARTÍN-MARTÍN, M., GUERRERA, F., MARTÍNEZ-VALDERRAMA, J., y ROBLES-MARÍN, P. (2018). A feasible methodology for groundwater resource modelling for sustainable use in sparse-data drylands : Application to the Amtoudi Oasis in the northern Sahara. *Science of the Total Environment*, 630, p. 1246-1257. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.294>
- ARACIL, J. (1979). *Introducción a la Dinámica de Sistemas*. Madrid: Alianza Editorial.
- ASNER, G. P., ELMORE, A. J., OLANDER, L. P., MARTIN, R. E., y HARRIS, A. T. (2004). Grazing systems, ecosystem responses, and Global Change. *Annual Review of Environment and Resources*, 29(1), p. 261-299. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.29.062403.102142>
- ATANASOVA, N., DŽEROSKI, S., KOMPARE, B., TODOROVSKI, L., y Gal, G. (2011). Automated discovery of a model for dinoflagellate dynamics. *Environmental Modelling y Software*, 26(5), p. 658-668. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.11.003>
- AYOUB, A. T. (1998). Extent, severity and causative factors of land degradation in the Sudan. *Journal of Arid Environments*, 38(3), p. 397-409. <https://doi.org/https://doi.org/10.1006/jare.1997.0346>
- BEDUNAH, D. J., y ANGERER, J. P. (2012). Rangeland degradation, poverty, and conflict: How Can Rangeland Scientists Contribute to Effective Responses and Solutions? *Rangeland Ecology y Management*, 65(6), p. 606-612. <https://doi.org/10.2111/REM-D-11-00155.1>
- BERES, D. L., y HAWKINS, D. M. (2001). Plackett-Burman technique for sensitivity analysis of many-parametered models. *Ecological Modelling*, 141(1), 171-183. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00271-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00271-X)

- CARIBONI, J., GATELLI, D., LISKA, R., y SALTELLI, A. (2007). *The role of sensitivity analysis in Ecological Modelling. Ecological Modelling* (Vol. 203). <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.10.045>
- CHERLET, M., HUTCHINSON, C., REYNOLDS, J., HILL, J., SOMMER, S., y von MALTITZ, G. (Eds.). (2018). *World Atlas of Desertification*. Luxembourg: Publication Office of the European Union. <https://doi.org/10.2760/9205>
- COSTANZA, R. (1996). Ecological Economics: Reintegrating the Study of Humans and Nature. *Ecological Applications*, 6(4), 978-990. <https://doi.org/10.2307/2269581>
- D'ODORICO, P., BHATTACHAN, A., DAVIS, K., RAVI, S., y RUNYAN, C. (2013). Global desertification: Drivers and feedbacks. *Advances in Water Resources*, 51, p. 326-344. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.01.013>
- DAVIS, D. K. (2016). *The arid lands. History, power, knowledge*. Cambridge, MA: The MIT Press.
- DE VISSER, C. L. M., SCHREUDER, R., y STODDARD, F. (2014). The EU's dependency on soya bean import for the animal feed industry and potential for EU produced alternatives. *ACL*, 21(4).
- DIXON, J. A., JAMES, D. E., y SHERMAN, P. B. (2009). Risk and uncertainty in Dryland development and management. In *Economics of Dryland Management* (p. 324).
- EDELSTEIN-KESHET, L. (1988). *Mathematical models in biology*. New York: The Random House.
- ELLIS, J. E., y SWIFT, D. M. (1976). Stability of African pastoral ecosystems : Alternate paradigms and implications for development. *Journal of Range Management*, 41(6), p. 450-459.
- ENGLER, J.-O., ABSON, D. J., FELLER, R., HANSPACH, J., y VON WEHRDEN, H. (2018). A social-ecological typology of rangelands based on rainfall variability and farming type. *Journal of Arid Environments*, 148, p. 65-73. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2017.09.009>
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). (2007). Corine Land Cover 2000 (CLC2000) Seamless Vector Database. Retrieved from <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2000-clc2000-seamless-vector-database-5>
- FERRER, C., SAN MIGUEL, A., y OLEA, L. (2001). Nomenclator básico de pastos en España. *Pastos XXIX*, 2 (1), p. 7-44. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- FORRESTER, J. W. (1961). *Industrial Dynamics*. Cambridge: The MIT Press.
- FRANK, P. M. (1978). *Introduction to system sensitivity theory*. New York: Academic Press.

- FRASER, E. D. G., DOUGILL, A. J., HUBACEK, K., QUINN, C. H., SENDZIMIR, J., y TERMANSEN, M. (2011). Assessing Vulnerability to Climate Change in Dryland Livelihood Systems. *Ecology and Society*, 1 (3).
- FREIER, K., FINCKH, M., SCHNEIDER, U., FREIER, K. P., FINCKH, M., y SCHNEIDER, U. A. (2014). Adaptation to New Climate by an Old Strategy? Modeling Sedentary and Mobile Pastoralism in Semi-Arid Morocco. *Land*, 3(3), p. 917-940. <https://doi.org/10.3390/land3030917>
- GAN, Y., DUAN, Q., GONG, W., TONG, C., SUN, Y., CHU, W., y DI, Z. (2014). A comprehensive evaluation of various sensitivity analysis methods: A case study with a hydrological model. *Environmental Modelling y Software*, 51, p. 269-285. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSOFT.2013.09.031>
- GEA-IZQUIERDO, G., CAÑELLAS, I., y MONTERO, G. (2006). Acorn production in Spanish holm oak woodlands. *Investigaciones Agrarias. Forest Systems*, 13, p. 339-354. <https://doi.org/10.5424/srf/2006153-00976>
- GLEN, G., e ISAACS, K. (2012). Estimating Sobol sensitivity indices using correlations. *Environmental Modelling y Software*, 37, p. 157-166. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.03.014>
- GOTELLI, N. J. (1998). *A primer in Ecology* (2nd ed.). Massachussets: Sinaver Associates Inc. Publishers.
- HANSON, C. L., WIGHT, J. R., SLAUGHTER, C. W., PIERSON, F. B., y SPAETH, K. (1997). Simulation models and management of rangeland ecosystems : past , present , and future. *Rangelands*, 21(4), 32-38.
- HERRICK, J. E., BROWN, J. R., BESTELMEYER, B. T., ANDREWS, S. S., BALDI, G. DAVIES, J., y TWOMLOW, S. (2012). Revolutionary land use change in the 21st century: Is (Rangeland) science relevant? *Rangeland Ecology and Management*, 65(6), p. 590-598. <https://doi.org/10.2111/REM-D-11-00186.1>
- HIRCHE, A., SALAMANI, M., ABDELLAOUI, A., BENHOUHOU, S., y VALDERRAMA, J. M. (2011). Landscape changes of desertification in arid areas: The case of south-west Algeria. *Environmental Monitoring and Assessment*, 179(1-4), p. 403-420. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1744-5>
- HOLLING, C. S. (1973). *Resilience and stability of ecological systems*. *Annu Rev Ecol Syst* (Vol. 4).
- IBÁÑEZ, J., LAVADO CONTADOR, J. F., y PULIDO FERNÁNDEZ, M. MARTÍNEZ-VALDERRAMA, J. (2019). Social and environmental prospects for commercial rangelands: A modelling assessment. *Science of the Total Environment*, *In press*.
- IBÁÑEZ, J., y MARTÍNEZ-VALDERRAMA, J. (2018). Global effectiveness of group decision-making strategies in coping with forage and price variabilities in commercial rangelands: A modelling assessment. *Journal of Environmental Management*, 217, p. 531-541. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.127>

- IBÁÑEZ, J., LAVADO CONTADOR, J. F., SCHNABEL, S., y MARTÍNEZ-VALDERRAMA, J. (2016). Evaluating the influence of physical, economic and managerial factors on sheet erosion in rangelands of SW Spain by performing a sensitivity analysis on an integrated dynamic model. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.128>
- IBÁÑEZ, J., MARTÍNEZ-VALDERRAMA, J., MARTÍNEZ VICENTE, S., MARTÍNEZ RUIZ, A., y ROJO SERRANO, L. (2015). *Procedimientos de alerta temprana y estimación de riesgos de desertificación mediante modelos de Dinámica de Sistemas*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- IBÁÑEZ, J., MARTÍNEZ-VALDERRAMA, J., PAPANASTASIS, V., EVANGELOU, C., y PUIGDEFABREGAS, J. (2014a). A multidisciplinary model for assessing degradation in Mediterranean rangelands. *Land Degradation y Development*, 25(5), p. 468-482. <https://doi.org/10.1002/ldr.2165>
- IBÁÑEZ, J., LAVADO CONTADOR, J. F., SCHNABEL, S., PULIDO FERNÁNDEZ, M., y MARTÍNEZ-VALDERRAMA, J. (2014b). A model-based integrated assessment of land degradation by water erosion in a valuable Spanish rangeland. *Environmental Modelling y Software*, 55, p. 201-213. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.01.026>
- IBÁÑEZ, J., MARTÍNEZ-VALDERRAMA, J., y PUIGDEFABREGAS, J. (2008). Assessing desertification risk using system stability condition analysis. *Ecological Modelling*, 213(2), 180-190. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.11.017>
- IBÁÑEZ, J., MARTÍNEZ-VALDERRAMA, J., y SCHNABEL, S. (2007). Desertification due to overgrazing in a dynamic commercial livestock-grass-soil system. *Ecological Modelling*, 205(3-4), p. 277-288. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.02.024>
- KELLY, R. A., JAKEMAN, A. J., BARRETEAU, O., BORSUK, M. E., ELSAWAH, S., HAMILTON, S. H., y VOINOV, A. A. (2013). Selecting among five common modelling approaches for integrated environmental assessment and management. *Environmental Modelling and Software*, 47, p. 159-181. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.05.005>
- LE HOUÉROU, H. N. (1981). Impact of man and his animals on Mediterranean vegetation. In F. Castri, D. Goodall, y R. Specht (Eds.), *Mediterranean-type shrublands, Ecosystems of the World 11* (pp. 479-521). New York, NY: Elsevier Science Publishers Co.
- LUND, G. (2007). Accounting for the World's Rangelands. *BioOne*, 29(1), p. 3-10.
- MAESTRE, F. T., SALGUERO-GÓMEZ, R., y QUERO, J. L. (2012). It is getting hotter in here: Determining and projecting the impacts of global environmental

- change on drylands. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 367(1606), p. 3062-3075. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0323>
- MAGRAMA. (2008). *Programa de Acción Nacional contra la Desertificación*. Madrid. Madrid.
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA, J., IBÁÑEZ, J., ALCALÁ, F., SANJUÁN, M. E., RUIZ, A., y DEL BARRIO, G. (2019). Estimating rangelands vulnerability to droughts under the threat of an increasing climate uncertainty. *Agricultural Systems*, *In press*.
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA, J., IBÁÑEZ, J., DEL BARRIO, G., ALCALÁ, F. J., SANJUÁN, M. E., RUIZ, A., y PUIGDEFÁBREGAS, J. (2018). Doomed to collapse: Why Algerian steppe rangelands are overgrazed and some lessons to help land-use transitions. *Science of the Total Environment*, 613-614, 1489-1497. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.058>
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA, J., IBÁÑEZ, J., DEL BARRIO, G., SANJUÁN, M. E., ALCALÁ, F. J., MARTÍNEZ-VICENTE, S., y PUIGDEFÁBREGAS, J. (2017). Present and future of desertification in Spain: Implementation of a surveillance system to prevent land degradation. *Science of The Total Environment*, 563, p. 169-178. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.065>
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA, J., IBÁÑEZ, J., ALCALÁ, F. J., DOMINGUEZ, A., YASSIN, M., y PUIGDEFÁBREGAS, J. (2011). The use of a hydrological-economic model to assess sustainability in groundwater-dependent agriculture in drylands. *Journal of Hydrology*. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.03.003>
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA, J. (2006). *Análisis de la desertificación por sobrepastoreo mediante un modelo de simulación dinámico*. Universidad Politécnica de Madrid.
- MARTÍNEZ-VALDERRAMA, J., e IBÁÑEZ, J. (2004). Foundations for a dynamic model to analyze stability in commercial grazing systems. In S. Schnabel y A. Ferreira (Eds.), *Sustainability of Agrosilvopastoral Systems -Dehesas, Montados-* (pp. 173-182). Advances in Geoecology.
- MARTÍNEZ-VICENTE, S., y REQUENA, A. (1986). *Dinámica de Sistemas. 1. Simulación por ordenador*. Madrid, Spain.: Alianza Editorial.
- MAY, R. M. (1977). Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature*, 269(5628), 4p. 71-477.
- MENKE, J., y BRADFORD, G. E. (1992). Rangelands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 42, p. 217-230.
- MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). (2005). *Ecosystems and human well-being: Desertification synthesis*. Washington, DC.: World Resources Institute.

- NOY-MEIR, I. (1975). Stability of grazing systems: an application of predator-prey graphs. *Journal of Ecology*, 63(2), p. 459-481. <https://doi.org/10.2307/2258730>
- NOY-MEIR, I. (1978). Grazing and production in seasonal pastures: analysis of a simple model. *Journal of Applied Ecology*, 15(3), p. 809-835. <https://doi.org/10.2307/2402778>
- PAPANASTASIS, V., y MANSAT, P. (1996). *Grasslands and related forage resources in Mediterranean areas. Grassland Science in Europe* (Vol. 1).
- PEREVOLOTSKY, A., y SELIGMAN, N. G. (1998). Role of grazing in Mediterranean rangeland ecosystems - Inversion of a paradigm. *Bioscience*, 48(12), p. 1007-1017.
- PERRY, G. L. W., y MILLINGTON, J. D. A. (2008). Spatial modelling of succession-disturbance dynamics in forest ecosystems: Concepts and examples. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9(3-4), 191-210.
- PUIGDEFÁBREGAS, J. (1995). Erosión y desertificación en España. *Campo*, 132, p. 63-83.
- REYNOLDS, J. F., SMITH, D. M. S., LREYNOLDS, J.F., SMITH, D.M.S., LAMBIN, E.F., TURNER II, B.L., MORTIMORE, M., BATTERBURY, S.P.J., DOWNING, T.E., DOWLATABADI, H., FERNANDEZ, R.J., HERRICK, J.E., HUBER-SANNWALD, E., JIANG, H., LEEMANS, R., LYNAM, T., MAESTRE, F.T., AYARZA, M., WALKER, B., E. F., TURNER II, B. L., MORTIMORE, M., BATTERBURY, S. P. J., y WALKER, B. (2007). Global desertification: Building a science for dryland development. *Science*, 316(5826), p. 847-851. <https://doi.org/10.1126/science.1131634>
- ROSENZWEIG, M. L., y MACARTHUR, R. H. (1963). Graphical representation and stability conditions of predator-prey interactions. *The American Naturalist*, 97(895), p. 209-223.
- ROWNTREE, K., DUMA, M., KAKEMBO, V., y THORNES, J. (2004). Debunking the myth of overgrazing and soil erosion. *Land Degradation y Development*, 15(3), p. 203-214. <https://doi.org/10.1002/ldr.609>
- SALTELLI, A., RATTO, M., ANDRES, T., CAMPOLONGO, F., CARIBONI, J., GATELLI, D., y SAISANA, M. (2008). *Global Sensitivity Analysis: The primer*. Chichester: John Wiley y Sons.
- SCHNABEL, S. (1997). *Soil erosion and runoff production in a small watershed under silvo-pastoral landuse (Dehesas) in Extremadura, Spain*. Logroño, Spain: Geoforma Ediciones.
- SCHWARTZ, H. J. (2005). Ecological and economic consequences of reduced mobility in pastoral Livestock. In E. Fratkin y E. A. Roth (Eds.), *Studies in Human Ecology and Adaptation* (Vol. 1, pp. 69-86). Springer Nature. <https://doi.org/10.1007/0-306-48595-8>

- SLIMANI, H., AIDOU, A., y ROZÉ, F. (2010). 30 Years of protection and monitoring of a steppic rangeland undergoing desertification. *Journal of Arid Environments*, 74(6), p. 685-691.
- SOBOL, I. M. (2001). Global sensitivity indices for nonlinear mathematical models and their Monte Carlo estimates. *Mathematics and Computers in Simulation*, 55(1-3), p. 271-280. [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0378-4754\(00\)00270-6](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0378-4754(00)00270-6)
- STAFFORD SMITH, D. M., MCKEON, G. M., WATSON, I. W., HENRY, B. K., STONE, G. S., HALL, W. B., y HOWDEN, S. M. (2007). Learning from episodes of degradation and recovery in variable Australian rangelands. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(52), p. 20690-20695. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704837104>
- STERMAN, J. D. (2000). *Business Dynamics: Systems thinking and modeling for a complex world*. Mc Graw Hill.
- SULLIVAN, S., y ROHDE, R. (2002). On non-equilibrium in arid and semi-arid grazing systems. *Journal of Biogeography*, 29(12), p. 1595-1618. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2002.00799.x>
- SWART, J. (1987). *Sensitivity of a hyrax-lynx mathematical model to parameter uncertainty*. *South African Journal of Science* (Vol. 83).
- SWEARINGEN, W. D. (1996). AGRICULTURAL REFORM IN NORTH AFRICA: ECONOMIC Necessity and environmental dilemmas. In D. J. Vandewalle (Ed.), *North Africa : development and reform in a changing global economy* (pp. 67-92). New York: St. Martin's Press.
- TEKETAY, D. (2001). *Deforestation, wood famine, and environmental degradation in Ethiopia's highland ecosystems: urgent need for action*. *Northeast African Studies* (Vol. 8). <https://doi.org/10.1353/nas.2005.0020>
- THORNES, J. B. (1985). The ecology of erosion. *Geography*, 70(3), p. 222-235.
- Thornes, J. B. (1988). Erosional equilibria under grazing. In J. L. Bintliff, D. A. DAVIDSON, y E. G. Gant (Eds.), *Conceptual issues in environmental archaeology*. Edimburgh: Edimburgh University Press.
- UNCCD. (1994). *United Nations Convention to Combat Desertification in Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification, Particularly in Africa. Document A/AC. 241/27, 12. 09. 1994 with Annexe*. New York.
- VAN COLLER, L. (1997). Automated techniques for the qualitative analysis of ecological models: continuous models. *Conservation Ecology*, 1(1), p. 5.
- VAN DELDEN, H., SEPPELT, R., WHITE, R., y JAKEMAN, A. J. (2011). A methodology for the design and development of integrated models for policy support. *Environmental Modelling y Software*, 26(3), p. 266-279. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.03.021>

- VENTANA SYSTEMS INC. (2006). VensimDSS software. Ventana Systems, Inc.
- VETTER, S. (2005). Rangelands at equilibrium and non-equilibrium: recent developments in the debate. *Journal of Arid Environments*, 62(2), p. 321-341.
- WANG, E., ZHANG, L., CRESSWELL, H., y HICKEL, K. (2006). Comparison of Top-Down and Bottom-Up Models for Simulation of Water Balance as affected by Seasonality, Vegetation Type and Spatial Land Use. *International Congress on Environmental Modelling and Software*, p 318.
- WILCOX, B. P., y THUROW, T. L. (2006). Emerging issues in rangeland ecohydrology: vegetation change and the water cycle. *Rangeland Ecology and Management*, 59(2), p. 220-224.
- WILLIAMS, C. A., y ALBERTSON, J. D. (2006). Dynamical effects of the statistical structure of annual rainfall on dryland vegetation. *Global Change Biology*, 12, 777-792. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01111.x>
- XU, D., LI, C., ZHUANG, D., y PAN, J. (2011). Assessment of the relative role of climate change and human activities in desertification: A review. *Journal of Geographical Sciences*, 21, p. 926-236. <https://doi.org/10.1007/s11442-011-0890-1>

## RESUMEN

### Herramientas de simulación para comprender y evaluar los sistemas de pastoreo mediterráneos

Las tierras de pastoreo son un recurso clave y ampliamente distribuido por todo el mundo, ocupando la mitad de las tierras emergidas. Cobran aún más relevancia en las zonas secas, como la cuenca mediterránea, donde ocupan el 40% de su superficie. La amenaza del cambio climático y su intensificación han añadido presión a unos recursos cuya sostenibilidad está en duda. El desarrollo de herramientas para comprender y evaluar las complejas relaciones que se establecen en estos territorios entre naturaleza y ser humano son claves para su conservación. A lo largo de tres lustros se han diseñado modelos de Dinámica de Sistemas y diversas metodologías -como el desarrollo de indicadores de alerta temprana- para contribuir a este reto. Este tipo de herramientas resultan esenciales para anticiparse a problemas de insostenibilidad y permiten detectar los principales responsables de la degradación, marcando el tipo de actuaciones que habría que implementar para seguir una senda sostenible. En este artículo se muestra su fundamento científico y se presentan algunos de los resultados más relevantes.

**PALABRAS CLAVE:** Sistemas de pastoreo, modelos, Dinámica de Sistemas, Indicadores Alerta Temprana, Análisis Sensibilidad

**CÓDIGOS JEL:** C3, C6, Q2, Q5.

## ABSTRACT

### Simulation tools for understanding and evaluating mediterranean rangeland systems

Rangeland is a key resource and is widely distributed around the world, occupying half of the emerged lands. They are even more important in dry areas, such as the Mediterranean basin, where they occupy 40% of its surface area. The threat of climate change and its intensification have increased the pressure on resources whose sustainability is in doubt. The development of tools to understand and evaluate the complex relationships established in these territories between man and nature are key to their conservation. Systems Dynamics models and diverse methodologies -such as the development of early warning indicators- have been devised to contribute to this challenge.

These types of tools are essential to anticipate unsustainability problems and detect the main degradation factors, guiding the type of actions that must be implemented to follow a sustainable path. This article shows its scientific basis and presents some of the most relevant results.

**KEYWORDS:** Rangelands, models, System Dynamics, Early Warning Systems, Sensitivity Analysis

**JEL CODES:** C3, C6, Q2, Q5.