

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE VALENCIA



UNIVERSITAT  
POLITÈCNICA  
DE VALÈNCIA

**EL MÉTODO MEJORADO DEL TOCÓN (ISUM)  
PARA EVALUAR PROCESOS DE EROSIÓN DEL  
SUELO EN PLANTAS INJERTADAS UTILIZANDO  
MEDIDAS TOPOGRÁFICAS IN SITU**

---

**TESIS DOCTORAL**

Director: Dr. Enric Terol Esparza (Universitat Politècnica de València)

Codirector: Prof. Dr. Artemi Cerdà Bolinches (Universitat de València)

Doctorando: Dr Jesús Rodrigo-Comino

Dpto. de Ingeniería Cartográfica Geodesia y Fotogrametría.  
Universitat Politècnica de València; Camino de Vera, s/n  
46022 Valencia, España

Programa de Doctorado en Ingeniería Geomática

FECHA: 10/01/2023

## AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, me gustaría agradecer a todas las personas que han participado en todas las publicaciones y salidas de campo con motivo de muestreos con ISUM que se han realizado. Todas ellas generosas, eficientes y que han hecho del trabajo de campo una diversión, más que un simple trabajo.

También quiero agradecer a mis directores de tesis. Al Dr. Enric Terol Esparza por el empuje, apoyo y ánimos para realizarla durante estos años desde que empezamos la aventura en 2014. Y al Prof. Dr. Artemi Cerdà, por ser único en el mundo y permitirme poder trabajar codo con codo con él. Como en mi primera tesis mencioné en los agradecimientos, de nuevo repito, “podré decir, aprendí de uno de los mejores científicos del mundo” y añadido, “y aprender de una de las personas más íntegras, resilientes y pacientes en este mundo de la ciencia, a veces tan apasionante, pero otras veces tan desagradecido”.

Por último, en esta tesis doctoral quiero acordarme de amigos y familia, especialmente de mis dos hijos, a los que amo con todo mi corazón, y de mi esposa. Cada día descubro que es imposible no poder amar más a una persona tan generosa, amable, dulce, cariñosa y pendiente de todo cada día. He tenido tanta suerte y soy tan feliz al punto de acabar esta tesis que no imagino una vida sin ella. Este segundo doctorado sería imposible, como gran parte de mis logros personales y académicos, sin su apoyo incondicional, sus buenos consejos y necesarias reflexiones. Así que, Ana, enhorabuena por tu segundo doctorado también.

*“Se nota el buen sabor en este aire azul, el estilo de mis zapatos al caminar. Buscando una extensión, un lugar para pisar. Terrenos donde enchufar el magnetofón, que cositas imaginables quieren descender del aire, este mundo es una lavadora dando vueltas a todas horas”.* Los Delinquentes, De los Matorrales, 2006.

*“El mundo por montera. Me río de mí, contigo salto las reglas. No pierdo mi tiempo en quien levanta la ceja, no mires atrás, que los valientes no esperan”.* Pablo Alborán, Carretera y Manta, 2022.

“La disciplina es la mente entrenada que controla tu vida, si tú tienes disciplina en todo, tus vas a triunfar en tu vida”, Daddy Yankee, entrevista en 2022 tras leer a Daniel J. Martin “El poder de la Disciplina”.

## ÍNDICE

### RESUMEN: 4-5

### CAPÍTULO 1.

#### Introducción. 6-21

- 1.1. Historia ¿Dónde nace el interés de la geografía por el suelo? 6
- 1.2. Justificación y oportunidades. La geografía de los suelos: métodos y fuentes. 7-8
- 1.3. Investigaciones en geografía del suelo: aplicación a la gestión del territorio y manejos agrícolas. 8-9
- 1.4. Actuales líneas y futuros pasos de la geografía de los suelos sobre degradación. 9-14
- 1.5. El método del tocón (SUM -Stock Unearthing Method-). 14-16
- 1.6. Desde SUM hacia ISUM, un camino en constante recorrido. 16-17
- 1.7. Planteamientos sobre limitaciones y oportunidades de estudio a partir de ISUM en el futuro. 18-19
- 1.8. Impacto esperado a escala global del uso de ISUM a partir de las publicaciones y esta tesis doctoral. 19-20
- 1.9. Objetivos. 20-21
- 1.10. Estructura de la tesis. 21

### CAPÍTULO 2. BLOQUE METODOLÓGICO 22-52

- 2.1. Desarrollo de ISUM y nuevas posibilidades de medición entre las calles. 22-30
- 2.2. Determinación del mejor número de puntos de muestreo con ISUM para modelar el transporte del suelo a largo plazo y los cambios microtopográficos. 31-42
- 2.3. Aumentando el número de calles junto con más mediciones en las calles. 43-51

### CAPÍTULO 3. Bloque sobre factores condicionantes 52-110

- 3.1. Diversas posiciones de la ladera y procesos de conectividad. 53-70
- 3.2. El paso del tractor. El uso de ISUM antes y después de labrar. 71-76
- 3.3. Efectos de la edad del viñedo y la erosión. Una realidad posible de medir utilizando ISUM. 77-89
- 3.4. El efecto del material parental y la edad del viñedo, factores con efectos combinados en la erosión de cultivos leñosos. 90-99
- 3.5. ISUM y la determinación de la movilización del suelo en otros cultivos leñosos: el caso de los caquis. 100-110

### CAPÍTULO 4. ISUM COMO HERRAMIENTA COMPLEMENTARIA PARA EL CÁLCULO DE OTROS MÉTODOS O COMO INSTRUMENTO DE COMPARACIÓN 111-

- 4.1. Uso de ISUM para calcular valor de factores topográficos alternativos (Factor L y LS de la RUSLE) en la estimación de la movilización del suelo entre hileras para huertos de cítricos. 111-121
- 4.2. El uso de ISUM y el muestreo con anillos para la cuantificación de la compactación del suelo. 122-137
- 4.3. Comparando los resultados ISUM y la Ecuación Universal Revisada de Suelos (RUSLE). ¿Es posible utilizarlos indistintamente o pueden ser comparables? 138-149
- 4.4. El uso de ISUM para implementar índices geomorfológicos como el de conectividad. 150-159
- 4.5. Combinando ISUM con nuevas tecnologías de fotogrametría. 160-171

### CAPÍTULO 5. DISCUSIÓN FINAL Y CONCLUSIONES 172-174

### BIBLIOGRAFÍA. 175-204

## **RESUMEN**

Los encargados de diseñar políticas, los trabajadores y los habitantes rurales deben ser conscientes de la relevancia de la erosión del suelo como un proceso irreversible de degradación de la tierra. Esto es clave para lograr la neutralidad en la degradación de la tierra y lograr la sostenibilidad para la humanidad y los ecosistemas naturales. Especialmente, las áreas agrícolas se ven afectadas por la erosión del suelo que amenaza la calidad del suelo y, posteriormente, la seguridad alimentaria. Por tanto, es necesario el desarrollo de nuevas técnicas atractivas visualmente, de fácil manejo y eficientes en la divulgación de los resultados. ISUM (Improve Stock Unearthing Method) es un procedimiento contrastado para estimar y cartografiar las tasas de movilización del suelo y los procesos de erosión. Para lograr este objetivo, el uso del injerto como biomarcador realizando mediciones topográficas in situ (cada 10 cm) a lo largo de transectos perpendiculares permite: i) explicar los factores de la activación de los procesos de erosión del suelo como la labranza, la edad de la plantación, material parental o posición en laderas; ii) complementar otros métodos bien contrastados como la RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation), IC (Índice de conectividad) o parcelas de erosión; y, iii) detectar áreas críticas afectadas por el agotamiento, acumulación o movilización del suelo. En esta tesis doctoral, se pretende mostrar cómo se ha desarrollado una nueva mejora de este método en diferentes cultivos (viñedos, cítricos, caquis, etc.), bajo diferentes condiciones ambientales (roca madre, edades de la planta, manejo del suelo o pendiente) con diversos procedimientos geomáticos (métodos de interpolación y análisis geoestadístico, mediciones y modelos topográficos) mediante técnicas SIG. Los resultados pretenden demostrar la utilidad de un método fácil de aprender, rápido de aplicar y de bajo coste para ser aplicado en diferentes tipos de cultivos injertados y ser una referencia a escala mundial para estudios comparados, por ejemplo, dentro de la geografía de los suelos, la agronomía o la ingeniería geomática.

## **ABSTRACT**

Policy makers, farmers and rural stakeholders need to be aware of the relevance of soil erosion as an irreversible process of land degradation. This is key to achieving land degradation neutrality and sustainability for the humankind and natural ecosystems. Especially agricultural areas are affected by soil erosion which threatens soil quality and subsequently food security. Therefore, it is necessary to develop new techniques that are visually attractive, easy to use and efficient in disseminating the results. ISUM (Improve Stock Unearthing Method) is a proven procedure for estimating and mapping soil mobilization rates and erosion processes. To achieve this goal, the use of the graft as a biomarker by performing in situ topographic measurements (every 10 cm) along perpendicular transects allows: i) to explain the factors that activate soil erosion processes such as tillage, age of the plantation, parent material or position on slopes; ii) complement other well-proven methods such as RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation), CI (Connectivity Index) or erosion plots; and, iii) detect critical areas affected by the depletion, accumulation or mobilization of the soil. In this doctoral thesis, it is intended to show how a new improvement of this method has been developed in different crops



(vineyards, citrus, persimmons, etc.), under different environmental conditions (parent rock, plant ages, soil management or slope) with various geomatic procedures (interpolation methods and geostatistical analysis, measurements and topographic models) using GIS techniques. The results aim to demonstrate the usefulness of an easy-to-learn, fast-to-apply and low-cost method to be applied to different types of grafted crops and to be a worldwide reference for comparative studies, for example, within the soil geography, agronomy or geomatics engineering.

## **RESUM**

Els encarregats de dissenyar polítiques, els treballadors i els habitants rurals han de ser conscients de la rellevància de l'erosió del sòl com a procés irreversible de degradació de la terra. Això és clau per assolir la neutralitat en la degradació de la terra i assolir la sostenibilitat per a la humanitat i els ecosistemes naturals. Especialment, les àrees agrícoles es veuen afectades per l'erosió del sòl que amenaça la qualitat del sòl i, posteriorment, la seguretat alimentària. Per tant, cal el desenvolupament de noves tècniques atractives visualment, de fàcil maneig i eficients en la divulgació dels resultats. ISUM (Improve Stock Unearthing Method) és un procediment contrastat per estimar i cartografiar les taxes de mobilització del sòl i els processos d'erosió. Per assolir aquest objectiu, l'ús de l'empelt com a biomarcador realitzant mesuraments topogràfics in situ (cada 10 cm) al llarg de transectes perpendiculars permet: i) explicar els factors de l'activació dels processos d'erosió del sòl com el cultiu, l'edat de la plantació, material parental o posició en vessants; ii) complementar altres mètodes ben contrastats com la RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation), IC (Índex de connectivitat) o parcel·les d'erosió; i, iii) detectar àrees crítiques afectades per l'esgotament, l'acumulació o la mobilització del sòl. En aquesta tesi doctoral, es pretén mostrar com s'ha desenvolupat una nova millora d'aquest mètode en diferents cultius (vinyes, cítrics, caquis, etc) sota diferents condicions ambientals (roca mare, edats de la planta, maneig del sòl o pendent) amb diversos procediments geomàtics (mètodes d'interpolació i anàlisi geoestadístic, mesuraments i models topogràfics) mitjançant tècniques SIG. Els resultats pretenen demostrar la utilitat d'un mètode fàcil d'aprendre, ràpid d'aplicar i de baix cost per ser aplicat a diferents tipus de cultius empeltats i ser una referència a nivell mundial per a estudis comparats, per exemple, dins la geografia dels sòls, l'agronomia o l'enginyeria geomàtica.

# CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

## 1.1. Historia ¿Dónde nace el interés de la geografía por el suelo?

Incluso antes del estudio científico de los suelos, los primeros pueblos utilizaron el conocimiento del suelo. El ser humano ha utilizado los suelos como materia prima con fines culturales durante mucho tiempo; un buen ejemplo es el uso de hematites del suelo en los pigmentos prehistóricos empleados en las pinturas murales paleolíticas en la cueva de Roucadour (Francia) (Ospitali et al., 2006). Los grupos humanos del Neolítico consideraron la fertilidad de los suelos y su capacidad para proporcionar recursos alimentarios al elegir los sitios para los asentamientos; esto podría considerarse un ejemplo temprano de practicar lo que se convertiría en geografía del suelo (Miller and Schaetzl, 2016). Otro ejemplo es el uso de patrones espaciales del suelo para seleccionar sitios de cultivo entre 3000 y 2000 a. C. (Krupenikov and Kothekar, 1993). El conocimiento del suelo y su relación con las prácticas humanas se desarrolló en paralelo con la agricultura. Al principio, estas fuertes relaciones eran relevantes en tres áreas específicas: el Creciente Fértil (Asia Occidental, el Valle del Nilo y el Delta del Nilo), México e Indostán y el Este de China. De hecho, en China ya tenían sistemas de clasificación de suelos para ayudar en la gestión agrícola desde el año 4000 a. C. (Gong et al., 2003). En Occidente, uno de los vínculos más interesantes está relacionado con Platón, filósofo de la Grecia clásica y fundador de la Academia de Atenas. Platón remarcó la importancia de la pérdida de suelo y su distribución después de observar algunos deslizamientos de tierra cerca de los límites urbanos en expansión de la ciudad de Atenas (Fitzpatrick, 1980).

Durante los siguientes siglos, dos grupos comenzaron a diseñar mejores estrategias para evaluar cualitativamente las propiedades y la fertilidad del suelo: las congregaciones religiosas y la civilización musulmana (Rodrigo-Comino and Senciales González, 2013). Los monjes insistieron en el desarrollo de prácticas de labranza y arado que eliminaban los horizontes del suelo mediante el trabajo animal durante las diferentes estaciones, y afirmaban que las técnicas de conservación del suelo eran importantes por motivos religiosos (Hope and Jones, 2014). En la civilización árabe, los musulmanes trabajaron en sistemas de riego de alta calidad impulsados por gravedad para mantener suelos húmedos y bien drenados (Harrower, 2010). De hecho, muchos científicos del suelo están de acuerdo en que uno de los hitos en el surgimiento de la agronomía tuvo lugar con el desarrollo de los jardines árabes, y el trabajo de Columella (4 a. C. - c. 70 d. C.) se considera el comienzo de la ciencia del suelo (Olson, 1943). En la parte suroeste de los EE. UU. actuales, las tribus nativas americanas eligieron sus campos agrícolas en función de los suelos y los paisajes para maximizar la retención de agua y la recolección de escorrentía (Brevik et al., 2016).

A pesar de todos estos precursores, la geografía del suelo solo se convirtió en una disciplina científica después de la investigación pionera llevada a cabo por la escuela rusa de estudios del paisaje durante los siglos XIX y XX (Antipov and Semenov, 2006; Shaw and Oldfield, 2015). La geografía del suelo ahora se reconoce como una disciplina científica y los geógrafos del suelo la practican como una rama específica de la ciencia. Como disciplina científica, la geografía del suelo debe reconocerse claramente como una subdisciplina tanto de la geografía física y humana como de la ciencia del suelo, pero en varios momentos durante el último siglo ha sido aceptada como una subdisciplina complementaria y descriptiva de la geología, la agronomía e incluso botánica. En otras palabras, no hubo un consenso claro sobre su definición y orígenes, aunque, por ejemplo, varios científicos y organizaciones internacionales han realizado investigaciones relacionadas con el establecimiento de taxonomías pedológicas que incluyen un punto de vista geográfico del suelo, como USDA (Departamento de Agricultura de los Estados Unidos), FAO (Fundación para la Agricultura y la Alimentación) y CSIRO (Organización de Investigación Científica e Industrial de la Commonwealth).

## 1.2. Justificación y Oportunidades. La geografía de los suelos: métodos y fuentes

La geografía del suelo comparte fuentes y métodos con la agronomía, las ciencias del suelo, la ecología, la geología y la geografía física (geomorfología y biogeografía). Sin embargo, es posible establecer algunos principios y procedimientos fundamentales que la distinguen de otras disciplinas como se muestra en la Figura 0. Estos principios distintivos no están cerrados, son compartidos con otros campos estrechamente relacionados, y la geografía del suelo no se trata solo de cartografía (Philipponneau, 1999), sino que sigue el método geográfico (Claval, 2001; Ortega Valcárcel, 2000; Schaefer, 1953).

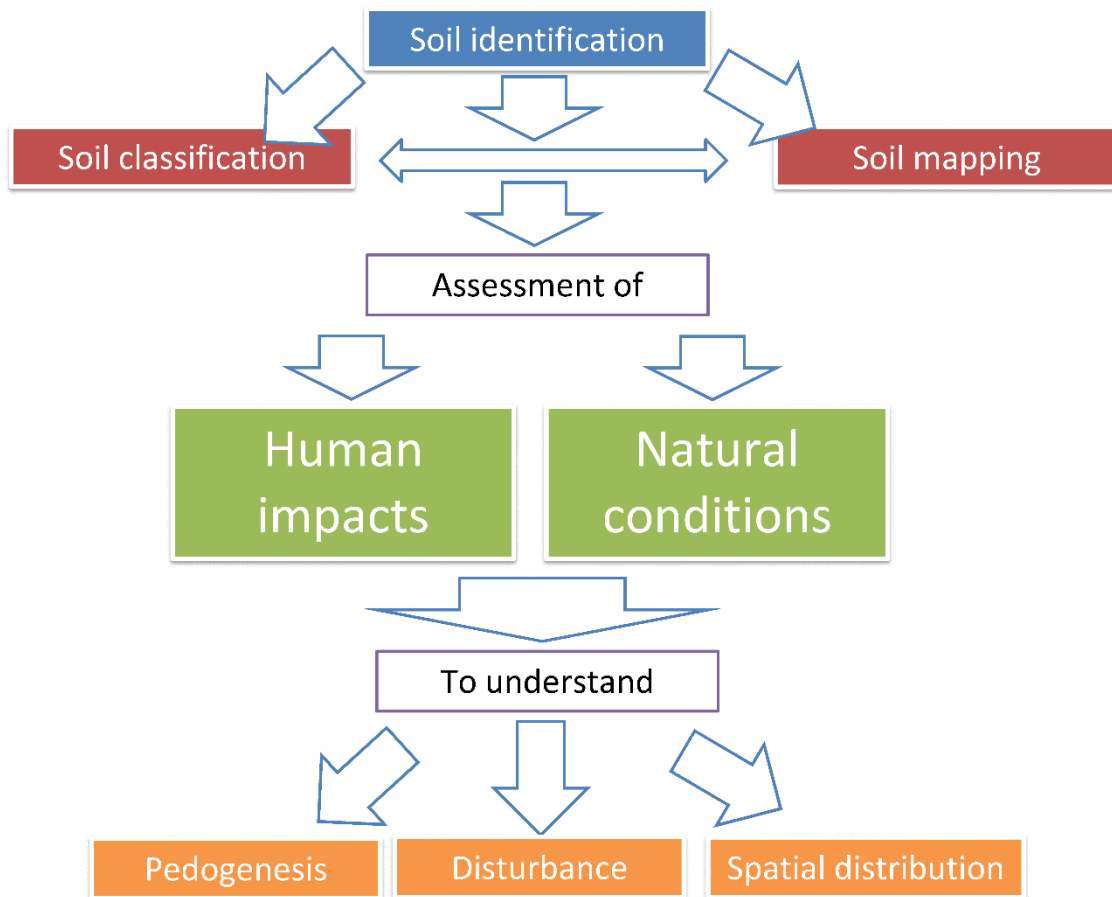


Figura 0. Esquema conceptual de los puntos clave de la geografía de los suelos (extraído de: Rodrigo-Comino et al., 2018).

Al utilizar el método geográfico, primero es necesario delimitar el área de estudio (unidades pedogeomórficas) teniendo en cuenta las diferentes escalas donde pueden intervenir todos los posibles factores humanos y ambientales (Conacher and Dalrymple, 1977; Young and Goldsmith, 1977). En segundo lugar, la identificación y clasificación de los tipos de suelo es obligatoria siguiendo criterios relevantes para las preguntas de investigación, tales como aptitudes, propiedades o potencialidades del suelo (Riquier et al., 1970). La fotointerpretación, el trabajo de campo, los análisis de suelos, las bases de datos SIG (Sistemas de Información Geográficos) y los vehículos aéreos no tripulados (UAV) son algunas de las herramientas más importantes aplicadas en el proceso de identificación de unidades de suelo (Behrens et al., 2005; Bui et al., 2017; Estrany et al., 2019; Taylor et al., 2009). En tercer lugar, una valoración general de los principales aspectos ambientales (características geomorfológicas como “*nickpoints*”, regueros, cárcavas, zonas inundadas, etc.; tipos de litología, descripción

biogeográfica como tipos de vegetación y animales, distribución de las principales especies, etc.; clima condiciones tales como la temperatura o la distribución de las precipitaciones; riesgos de heladas, etc.) y características humanas (usos de la tierra tales como tipos de cultivos, evolución de la gestión de la tierra, etc.; demografía tales como número de habitantes, densidad de población, etc.) con el fin de conocer las condiciones bajo las cuales se desarrolló la pedogénesis. Posteriormente, el mapeo de suelos es la principal herramienta que se debe utilizar para permitir la representación y observación de fenómenos geográficos dentro de la geografía de suelos (Miller and Schaetzl, 2016). Puede ser obligatorio, además, repensar/revisar la cartografía de suelos elaborada para realizar una interpretación significativa a diversas escalas sin olvidar ningún factor importante que haya influido en la pedogénesis y el manejo actual del territorio. Por ejemplo, poniendo énfasis en la introducción de GPS junto con los SIG, lo cual revolucionó la geografía del suelo. Estas herramientas brindan formas más eficientes y rápidas de obtener mapas base para el mapeo de suelos, como los derivados de la superficie terrestre (Florinsky and Kuryakova, 2000). Sin embargo, también señalaron que otras herramientas nuevas utilizadas por los geógrafos que consideran el suelo como ente relevante incluyen técnicas estadísticas espaciales avanzadas, modelos mejorados, hardware cada vez más poderosos y tecnologías de detección remota y próxima, que pueden agregar nuevos conocimientos con información adicional relacionada con las propiedades ambientales y su interacción con el espectro electromagnético (Camacho Olmedo et al., 2015; Rodrigo-Comino et al., 2019).

### **1.3. Investigaciones en geografía del suelo: aplicación a la gestión del territorio y manejos agrícolas**

La geografía del suelo ha producido una gran cantidad de trabajos aplicados relacionados con los métodos geomorfológicos y varios procesos superficiales como la meteorización, la desertificación, las pérdidas de sedimentos y agua o los cambios morfológicos en las laderas (Trudgill, 1983). La primera herramienta principal que une ambas disciplinas aplicadas es el mapeo geomorfológico o relaciones del relieve del suelo. Gaucher (1981, 1968) elaboró el método de mapeo morfopedológico donde cada parte del terreno representaba una unidad geomorfológica que estaba asociada con un tipo de suelo específico o grupos de suelos. El reconocimiento de las relaciones suelo-forma del terreno se remonta a la década de 1930 con el desarrollo del concepto de catena de Milne (Gessler et al., 2000), y este tipo de mapeo se ha utilizado en los EE. UU. desde al menos la década de 1930, comenzando con el mapeo de la erosión del suelo como clave para el estudio del suelo. La mayoría de los mapas de suelos disponibles en los EE. UU. en la actualidad se crearon utilizando relaciones suelo-forma del terreno (Brevik et al., 2016). Las relaciones suelo-forma del terreno han sido útiles para los inventarios de suelos tropicales en el marco de los estudios de evaluación de tierras que comenzaron en la década de 1970, y varios autores han estudiado y mejorado el método como parte del levantamiento de suelos (Bétard and Bourgeon, 2009; Gessler et al., 2000). Conacher y Dalrymple (1977) propusieron el modelo pedogeomórfico, que evalúa los procesos pedogenéticos en función de las características morfológicas de la superficie. A este tipo de unidades se les llamó catena de superficie terrestre. Varios autores han trabajado en mejorar el procedimiento metodológico relacionado con la delimitación de unidades de diagnóstico mediante superposición de litofacies, topografía, morfología, inclinación de taludes, unidades de paisaje o cobertura vegetal en sistemas de información geográfica y con técnicas de teledetección (Mulder et al., 2011; Rodrigo-Comino et al., 2016; Rukhovich et al., 2011; Zinck, 2012; Zinck and Valenzuela, 1990).

La geografía del suelo ha demostrado una gran afinidad con la biogeografía. Los principales métodos y objetivos coincidentes están muy relacionados con los nutrientes, los microorganismos y las distribuciones de vegetación y animales. De esta forma, los inventarios

y levantamientos de biogeógrafos se han utilizado también con frecuencia como herramientas en la geografía de suelos (Ibáñez et al., 2013; Tugel et al., 2006). Tal investigación aplicada puede situarse en la intersección entre geografía, biología, ecología y geobotánica (Ferrerías and Fidalgo, 1991; Pears, 1985; Taylor, 1984). Dent y Young (1981) observaron que los expertos en manejo del suelo también necesitarían trabajos que se enfocaran en la distribución espacial de los suelos. Las modernas técnicas digitales de mapeo de suelos incluyen esto en su producción (Bakr et al., 2010; McBratney et al., 2003). De esta forma, los geógrafos de suelos deberían ser capaces de manejar situaciones relacionadas con evaluaciones de impactos ambientales, uso militar y ordenamiento territorial, entre otros.

#### **1.4. Actuales líneas y futuros pasos de la geografía de los suelos sobre degradación**

Los problemas de degradación de la superficie necesitan cada vez más el apoyo de un enfoque geográfico relacionado con el sistema del suelo (Butzer, 2005), ya que la variabilidad espacial es una clave importante para comprender la resiliencia del sistema y planificar la aplicación adecuada de estrategias de restauración y rehabilitación (Artemi Cerdà et al., 2017; A. Cerdà et al., 2021). La necesidad del mapeo debe extenderse a otras disciplinas de manera que ayuden a demostrar la importancia de la geografía del suelo como disciplina aplicada, como Abrahams (2006) y Tabor et al. (2011) han demostrado relacionados con la distribución de enfermedades humanas y la cartografía médica. Otro ejemplo es la interacción entre la biota y los suelos, donde el papel de la geografía del suelo es relevante (Ibáñez et al., 2016; Yin et al., 2010). Como ocurre con cualquier campo científico, la geografía del suelo se encuentra en un estado constante de cambio y actualización, y las próximas décadas verán muchos avances tecnológicos. Las sociedades humanas y sus necesidades cambiarán, y la percepción ambiental del mundo se verá alterada como lo fue en las últimas décadas (Bridges, 1981) y siglos (Williams, 1994). Los geógrafos de suelos deben estar preparados y dispuestos a adaptarse a estas necesidades, expectativas y capacidades cambiantes. Como ejemplo de ello, el trabajo en suelos urbanos, que enfatiza la relación suelo-humano, ha cobrado cada vez más importancia a finales del siglo XX y principios del XXI (Howard and Olszewska, 2011; Pickett et al., 2008; Shojaei et al., 2021). Otros ejemplos incluyen la investigación aplicada dedicada a resolver problemas como la erosión acelerada del suelo comparando diversas zonas edafoclimáticas y con manejos del suelo diversos (Rodrigo-Comino et al., 2016a; Rodrigo-Comino et al., 2016b), la contaminación (Trujillo-González et al., 2017) o los incendios (Pereira et al., 2018). La geografía del suelo aplicada trae nuevas ideas como los servicios ecosistémicos, la interacción con otras disciplinas como la agronomía, la hidrología, geomorfología o evaluación de riesgos, y esta moderna geografía del suelo busca soluciones aplicadas basadas en la naturaleza, considerando una visión holística del sistema suelo (Kalantari et al., 2018). Esta visión también está presente en políticas desarrolladas en el siglo XXI como los Objetivos de Desarrollo Sostenible de Naciones Unidas, en los que el suelo es un actor clave (Keesstra et al., 2016).

Por lo tanto, tras realizar una revisión histórica de la geografía del suelo, podemos considerarla como una disciplina científica claramente reconocida como una subdisciplina de la geografía y la ciencia del suelo, como disciplina aplicada y que puede albergar estudios y metodologías útiles para la sociedad y los ecosistemas. A pesar de no tener un consenso claro sobre su definición y orígenes, una serie de estudios durante el último siglo o más han confirmado su desarrollo y relevancia. La identificación, la clasificación del suelo, la evaluación de los factores humanos y naturales que impactan la pedogénesis y la distribución del suelo, y el mapeo del suelo son los focos principales de la geografía del suelo y los geógrafos de suelos pueden desempeñar un papel importante en la sociedad al trabajar en varios temas relacionados con los entornos humanos y naturales donde los suelos juegan un factor determinante.

Así, podemos definir la geografía del suelo como la disciplina que estudia las causas de la distribución de los suelos y su relación con el ser humano y esta tesis doctoral, combinando el método del tocón y los sistemas de información geográficos, debe enmarcarse en este marco teórico.

La lucha contra la degradación del suelo es uno de los mayores retos de la humanidad (Keesstra et al., 2018a; Smith et al., 2021). En esta tesis doctoral se tratará de comprenderla en uno de los paisajes agrícolas más vulnerables del mundo: los cultivos leñosos. Se centrará en establecer el manejo del suelo más sostenible para dichas áreas, pretendiendo así cerrar un debate inconcluso desde hace décadas, tomando como objeto de estudio diferentes zonas distribuidas con distintas características edafoclimáticas y manejos. Como es bien sabido, la degradación del suelo es un proceso que se traduce en la pérdida de su fertilidad, la consecuente reducción de la producción de alimentos y la disminución de la renta de los agricultores (Bridges and Oldeman, 1999). Es muy activo en los ecosistemas mediterráneos, especialmente en España, donde la agricultura ha estado presente desde hace milenios (García-Ruiz et al., 2013). El mal uso y abuso de los recursos del suelo resulta en la pérdida de funcionalidad agroecológica. La erosión del suelo por la acción de las aguas de escorrentía se considera una de las principales amenazas a los recursos edáficos del y la clave para comprender los procesos de merma de las producciones agrícolas y sus efectos en la población rural, incluyendo procesos emigratorios y reducción de rentas (Salvati and Zitti, 2009). Esto se debe a que los suelos, a menudo, están desnudos en las tierras agrícolas o ganaderas, y esto conduce a tasas de erosión altas e insostenibles (Bagarello et al., 2013; Minea et al., 2019). Los estudios de erosión del suelo requieren información sobre las tasas de pérdida de suelo a largo plazo, así como la implementación de un manejo alternativo que reduzca dicha pérdida en los campos agrícolas (Cerdà et al., 2018). Sin embargo, los estudios científicos no bastan para lograr este objetivo, sino que se requiere asimismo considerar la opinión de las partes interesadas (Marques et al., 2015). Comprender la percepción de los actores sociales clave nos permitirá comprender cómo la superficie de la tierra responde a la acción de los agentes externos (lluvia, temperaturas, labranza y otras formas de manejo, etc.) y cómo las partes interesadas (formuladores de políticas, agricultores, ganaderos, propietarios de tierras, etc.) enfrentan problemas asociados a los servicios ecosistémicos o a la calidad de la producción, así como el logro de oportunidades y la desaparición de las barreras socioculturales y económicas que frenan la adopción de prácticas de manejo sostenible del suelo (Assefa y Hans-Rudolf, 2016). No obstante todo lo anteriormente expuesto, los estudios a largo plazo sobre la degradación del suelo en las regiones mediterráneas son escasos (Sabatier et al., 2014). Además, existe la necesidad de evaluar estos temas desde un enfoque multidisciplinario que integre el suelo en términos edafológicos y pedogenéticos y las ciencias sociales, aún más a escala nacional (Rodrigo-Comino et al., 2018d). Por tanto, esta propuesta trata de cubrir ambas necesidades.

Los viñedos, olivos, almendros o los cítricos están muy extendidos en muchas regiones del mundo y se encuentran en el cinturón mediterráneo desde hace milenios. Por ejemplo, el primer ancestro salvaje de *Vitis vinifera sylvestris* se encontró en Transcaucasia y Anatolia oriental, regiones consideradas cunas de la viticultura donde se domesticó y se elaboraron los primeros vinos hace más de 8000 años (Unwin, 1991). La primera prueba conocida de elaboración del vino tiene unos 7000 años y se ubica en Hajji Firuz Tepe, un punto de origen neolítico en el noroeste de Irán. El vino y la viticultura tardaron miles de años en llegar al Mediterráneo, pero cuando se estableció y se difundió, la cultura de elaboración del vino fue uno de los pilares de la economía rural (Sabato et al., 2019). Los viñedos y el vino, como el aceite de oliva o los zumos forman parte de la cultura actual y son heredados de civilizaciones anteriores (Duarte Alonso y Northcote, 2009).

Está ampliamente aceptado que procesos geomorfológicos e hidrológicos específicos afectan directamente a la calidad del suelo, pero también lo hace el manejo intensivo, incluido el uso del laboreo y herbicidas, conducen a la degradación del suelo. Es igualmente conocido que los cultivos leñosos constituyen una de las zonas agrícolas más degradadas del mundo, afectadas por la erosión del suelo, pérdidas de nutrientes, contaminación y reducción de la biodiversidad (Gómez et al., 2009; Prosdocimi et al., 2016). Las tasas extremas de erosión del suelo no son un tema nuevo, ya que una revisión reciente ha demostrado que desde 1960 en Chile y Alemania el problema es ampliamente aceptado por la comunidad científica y los agricultores, si bien estos últimos no aplican medidas de conservación debido a la falta de información, alto costo económico, etc. (Rodrigo-Comino, 2018).

Para resolver este problema, se requiere la mejora de la transferencia de información utilizando canales mucho más propicios para difundir el uso de prácticas de manejo únicas como coberturas vegetales, mantillos o labranza cero, que debe ser probada y confirmados como sostenibles para mayores escalas. Sin embargo, solo unos pocos estudios abordan los efectos de cambiar a una gestión sostenible del suelo, como la agricultura orgánica. Esto significa un cambio de sistema completo en las prácticas de cultivo, considerando que en 2007 la UE (Reglamento del Consejo (CE) No. 834/2007) recomendó esta acción para enfatizar la protección del medio ambiente, los productos alimenticios de alta calidad y la confianza del consumidor, entre otros. Por tanto, es urgente investigar qué motivos sociales (falta de información, costes, etc.) impiden que los agricultores lleven a cabo esta recomendación europea. Se han realizado numerosos estudios que investigan las percepciones de las partes interesadas sobre las huertas mediterráneas o en otros cultivos de países no desarrollados. Los resultados destacan la importancia de considerar las opiniones de los agricultores y los hábitos rurales para comprender el uso continuo de sistemas de gestión no sostenibles (Cerdà et al., 2018). Sin embargo, no existe una investigación similar a escala nacional en Europa.

Los agricultores desempeñan el papel más importante en la gestión de la sostenibilidad del suelo y la calidad del producto final. Sin embargo, los estudios de suelos generalmente se realizan sin un análisis social previo, sin considerar factores clave como el perfil sociodemográfico de los implicados (género, formación, trayectoria, etc.); u otros factores sociopolíticos, como los subsidios, subvenciones u otras circunstancias vinculadas a la planificación territorial (Sastre et al., 2016). Además, a escala mundial, la agricultura, como tantos otros aspectos de la vida social, se caracteriza por disparidades de género que son visibles en términos de acceso y control de los recursos, participación en los procesos de toma de decisiones, productividad y formas de apoyo a las actividades y la innovación agrícola (Bayu, 2020). Por estas razones, las iniciativas encaminadas a promover prácticas agrícolas sostenibles también deben apuntar a transformar las relaciones de género en contextos rurales. El logro de este objetivo, que está alineado con las recomendaciones de la UE, no es posible sin un diagnóstico holístico de las desigualdades de género en los entornos agrícolas. La relación entre la degradación del suelo y la biodiversidad (insectos, aves, mamíferos, etc.) en los cultivos leñosos no ha sido evaluada por la comunidad científica comparando mediciones *in situ* con la percepción humana (Vršič et al., 2021). Varios procesos de la tierra interconectados son factores clave dentro de los cultivos leñosos (conectividad-desconexión, regueros y cárcavas, labranza, pisoteo, lluvias, estabilización de agregados del suelo debido a cambios en la materia orgánica, contenido de agua del suelo y labranza cero, etc.) , pero ¿por qué los investigadores a escala nacional o suprarregional no aplican este tipo de medidas/técnicas de modelado para determinar el estado de los cultivos leñosos y demostrar el nivel actual de los procesos de degradación de la tierra y pérdida de biodiversidad a los agricultores y responsables políticos en España? Es necesario desarrollar estrategias que se apliquen más para demostrar a la comunidad científica un nuevo concepto multidisciplinario de investigación mediante la combinación de indicadores de degradación de la tierra y la

percepción humana a escala suprarregional abarcando diferentes condiciones mediterráneas edafoclimáticas y donde se manifiestan asimismo diversas formas culturales de manejo.

Los cultivos leñosos son reconocidos como paisajes bucólicos por los artistas y de gran valor turístico (Cecchini et al., 2019; Petit et al., 2012; Santoro et al., 2020). Los paisajes de cultivos leñosos son patrimonio cultural de nuestro país, reservorio de fauna y flora, legado que los agricultores plasmaron desde tiempos históricos. Sin embargo, las investigaciones científicas más recientes han demostrado que el manejo de sus suelos es una práctica insostenible en muchos casos deparando altas tasas de erosión del suelo (en algunas áreas superiores a  $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ), pérdida de biodiversidad y el aumento del contenido en agroquímicos. En este punto, cabe preguntarse si existe alguna estimación potencial del daño/pérdida de ingresos que la erosión del suelo está produciendo en la industria agroalimentaria, como se ha confirmado para el viñedo, por ejemplo, en puntos específicos de Italia (Galati et al., 2015; Pappalardo et al., 2019). Estas pérdidas son reales y se manifiestan en el abandono de campos de cultivo y el envejecimiento de la población vinculada, que ponen en riesgo la sucesión intergeneracional de agricultores (Arnáez et al., 2011). A todo ello debemos añadir la necesidad de investigar el posible agravamiento de la degradación del suelo frente a los posibles efectos del cambio climático (Fraga et al., 2019). Sin embargo, en España, y especialmente en la franja mediterránea, estas respuestas no se pueden aún hallar. Para comprender estos problemas en España, es fundamental realizar un estudio a lo largo de franjas de territorio con mayor extensión y representativas de erosión junto con los agricultores y otros interesados (empresas, poblaciones rurales, etc.). Este estudio debe ser representativo a escala nacional y accesible a toda la población para revelar la situación "real" de los cultivos leñosos y sus suelos, junto con los problemas que viven a diario los habitantes del campo. Todo ello permitiría desarrollar soluciones a escala supra-regional.

Aunque la larga historia de los cultivos leñosos muestra a la vid como un cultivo adaptado a medios extremos (suelos pobres, fuertes pendientes, escasez de precipitaciones, etc.), se confirman que existen muchas limitaciones para lograr una producción sostenible. Una de esas limitaciones son las altas tasas de erosión del suelo que amenazan su fertilidad, dañan su calidad e inducen pérdidas económicas en los campos y alrededores (Novara et al., 2017; Ruiz-Colmenero et al., 2011; Taguas et al., 2013; Zornoza et al., 2009). La falta de una agricultura sostenible provoca pérdidas económicas insalvables. Afortunadamente, se están lanzando nuevas visiones multidisciplinares para lograr la sostenibilidad, como las evaluaciones de la calidad de la tierra que combinan el uso de índices precisos y nuevas tecnologías como los drones. No obstante, aún deben probarse en el campo bajo diferentes condiciones edafoclimáticas. Dichas estrategias son fundamentales para lograr una producción de productos sostenibles reduciendo las altas tasas de erosión a niveles tolerables y evitando la degradación del suelo. En la figura 1, se pueden observar algunos ejemplos de viñedos con manejos convencionales (suelos desnudos, uso de herbicidas y laboreo) y procesos erosivos muy marcados.





Figura 1. Algunos ejemplos de procesos de degradación en viñedos españoles.

Para controlar las tasas de erosión del suelo en las tierras agrícolas y mejorar la calidad edáfica y la biodiversidad es necesario reducir o evitar la labranza con máquinas pesadas. Actualmente existen nuevas propuestas como alternativas prometedoras. Por ejemplo, el uso de restos de poda y mantillo, las franjas de protección, los cultivos de cobertura y los abonos verdes. Sin embargo, los manejos alternativos no son totalmente aceptados por los agricultores como lo demuestra la literatura científica (Cerdà y Rodrigo-Comino, 2021; Rodrigo-Comino et al., 2020a). Nuestra hipótesis y modelo racional de trabajo debería seguir la siguiente línea de trabajo: i) controlar la erosión del suelo para que los cultivos leñosos sean sostenibles; ii) utilizar manejos alternativos (anteriormente mencionados) para reducir el impacto de las gotas de lluvia y la velocidad de la escorrentía, y retener el agua en el suelo; iii) esto resultará en una mayor capacidad de infiltración y menor escorrentía; y por consiguiente, iv) se mejorará la calidad del suelo y se reducirán sus tasas de erosión. Nuestra hipótesis de trabajo se centra en que este mecanismo resultará en cambios en las propiedades del suelo y la biodiversidad que podrían convencer a gran por parte de los agricultores.

El uso de soluciones basadas en la naturaleza, como el mantillo de paja o los restos de poda, podría brindar a los agricultores la opción de tener subsidios y mayores ingresos (Keesstra et al., 2018b; Nesshöver et al., 2017). No obstante, es necesario conocer la percepción de los agricultores y el costo del manejo alternativo para iniciar adecuadamente un programa de control de la erosión del suelo y rehabilitación de suelos. Sin esos tres pilares: i) economía; ii) percepción; y, iii) recuperación de la calidad del suelo y control de las pérdidas de agua y suelo, el uso de estrategias alternativas de manejo del suelo para la labranza seguirá en duda y fracasarán. Hasta la fecha, en ningún país del mundo existe un estudio a nivel nacional con una representatividad considerable con diferentes zonas edafoclimáticas tenidas en cuenta de las zonas de cultivos leñosos más representativas y utilizando los mismos métodos estandarizados. Esto permitiría comparar otros manejos diseñados en el futuro o propuestas más efectivas dentro del territorio nacional o incluso con otras áreas del mundo. Además, en ningún otro país esta información está disponible en servidores abiertos de Internet para que pueda ser consultada libremente. Sin duda, esto facilitaría el acceso a la información y promovería la comunicación y el paso a la transición digital. Esta creación sería la primera pieza de una base de datos nacional sobre degradación de suelos considerando las percepciones humanas a nivel nacional y un gran paso para un sector que mueve millones de euros anualmente.

Cabe señalar que este tipo de estudios son parte del avance en el conocimiento en agricultura de conservación, recomendado por la Unión Europea (Reg. UE No. 1308/2013). Por tanto, entender la respuesta que se da en el suelo a la erosión podría brindar una oportunidad única para diseñar medidas de control y adaptación o prevenir nuevas áreas hospedantes de otros usos (ej. cultivos subtropicales) en el marco del cambio climático y la sostenibilidad en todo el territorio mediterráneo español, y luchar contra la pérdida de biodiversidad y de población rural.

El agotamiento del recurso suelo al no tomar estas medidas obligaría a los agricultores a buscar, nuevamente, otras áreas de confort con suelos de fácil manejo (por ejemplo, áreas forestales) o simplemente a abandonar su actividad. Esto como sociedad nos alejaría de uno de los objetivos de la Sociedad Horizonte 2020: “seguridad alimentaria, agricultura y silvicultura sostenibles, investigación marina, marítima y costera, y bioeconomía”.

### **1.5. El método del tocón (SUM -Stock Unearthing Method-)**

Como se ha mencionado anteriormente, muchos cultivos leñosos han excedido sus límites ecológicos ya que a menudo ocupan terrenos con condiciones naturales críticas como pendientes pronunciadas, suelos poco profundos y rocosos, y condiciones climáticas secas, factores los cuales inducen a altas tasas de erosión del suelo (Bayat et al., 2019; Gómez et al., 2014; Niu et al., 2021). Las altas tasas de erosión que se encuentran en los cultivos leñosos amenazan los bienes y servicios que los suelos ofrecen a los humanos (Mol y Keesstra, 2012) y socavan los objetivos de las Naciones Unidas de alcanzar la sostenibilidad (Lal, 2019). Los cultivos leñosos tradicionales se plantan comúnmente a lo largo de las curvas de nivel o contienen pequeñas terrazas con pendientes moderadas, que se apoyan en largas hileras de plantas. Ambos sistemas conducen a un aumento de la producción facilitando el paso de la maquinaria y canalizando el agua de escorrentía, pero en consecuencia pueden aumentar la degradación de la tierra y los ecosistemas debido a la erosión acelerada del suelo, la compactación, etc (López-Vicente y Álvarez, 2018; Novara et al., 2015a).

Los eventos de lluvias extremas también son factores importantes que causan altas tasas de erosión y modifican la superficie del terreno. La falta de vegetación (pasto o arbusto) y/o cobertura de hojarasca (García-Díaz et al., 2016) o el uso de maquinaria pesada (Bogunovic et al., 2017b) también puede potenciar los procesos de erosión del suelo. De esta manera, las estrategias de manejo de la tierra en los cultivos leñosos y los métodos utilizados para las mediciones pueden verse dificultados en espacio y tiempo. En la actualidad, existe una creciente concienciación sobre estos temas, lo que ha dado lugar a investigaciones encaminadas a reducir las pérdidas de suelo mediante estrategias de conservación de suelos y aguas o que pretenden cuantificar si las nuevas plantaciones son sostenibles desde el momento inicial debido al impacto en las propiedades del suelo (Cerdà et al., 2017; Rodrigo-Comino et al., 2015a).

Los impactos negativos registrados a escala intraparcela en la erosión del suelo (por ejemplo, surcos, propiedades del suelo, etc.) en cultivos leñosos son bien conocidos por los investigadores y los agricultores por igual (Bramley y Hamilton, 2004; Marques et al., 2015). Esto ha requerido el desarrollo de métodos de medición baratos y fáciles de aplicar que sean capaces de estudiar los cambios topográficos espaciales y temporales en el paisaje. En consecuencia, tales métodos pueden prever el desarrollo de regueros y cárcavas, que son las principales características del paisaje que conducen a las tasas de erosión más extremas en las tierras agrícolas (Defersha et al., 2011). La mayor parte de la investigación sobre las variabilidades intraparcela se ha centrado en períodos de tiempo a corto plazo (años). Las mediciones de campo a escala a largo plazo (décadas), aunque a menudo se afirma que son necesarias, son raras, mientras que la información derivada de las mediciones a largo plazo es fundamental para desarrollar y seleccionar planes de manejo de tierras adecuados pero las fuentes pueden ser demasiado heterogéneas. La realización de mediciones topográficas a escala suelo a largo plazo de los cultivos leñosos ha demostrado ser difícil y costosa (de Sy et al., 2013). Por lo tanto, ha existido la necesidad de desarrollar técnicas de medición a largo plazo para abordar estas demandas.

Una metodología a escala de campo que ha demostrado ser un método confiable para evaluar las tasas de erosión y, por consiguiente, la evolución espaciotemporal de la degradación de la capa superior del suelo a largo plazo son los métodos dedrocronológicos utilizados en olivares (Kraushaar et al., 2014; Vanwalleghem et al., 2010) o encinas (Schnabel, 1990) y el método del tocón desenterrado (“stock unearthing method” SUM) en viñedos (Brenot et al., 2006; Casalí et al., 2009; Quiquerez et al., 2008). Este último método que considera como bioindicador botánico de referencia el injerto se basa en la medición de la distancia desde la capa superior del suelo hasta la cepa injertada (Figura 2). Se ha confirmado como un indicador pasivo de los movimientos del suelo desde la plantación inicial de las cepas por numerosos autores en diferentes países (Biddoccu et al., 2017b; Paroissien et al., 2010; Rodrigo-Comino et al., 2015b). Este método permite la medición de las tasas de erosión si: i) la escala temporal es lo suficientemente larga para evaluar los efectos acumulados de la labranza o si la labranza es lo suficientemente intensa para mostrar cambios medibles en el relieve de la parcela y ii) la redistribución de sedimentos se debe a la superficie lavada por la escorrentía. El SUM también se puede utilizar después de eventos de lluvia intensa con tasas extremas de erosión del suelo, pero no es lo suficientemente preciso cuando las tasas son bajas debido a la baja precisión de la medición (mm). Por lo tanto, algunos autores recomiendan complementar este método con otros enfoques de medición complementarios.

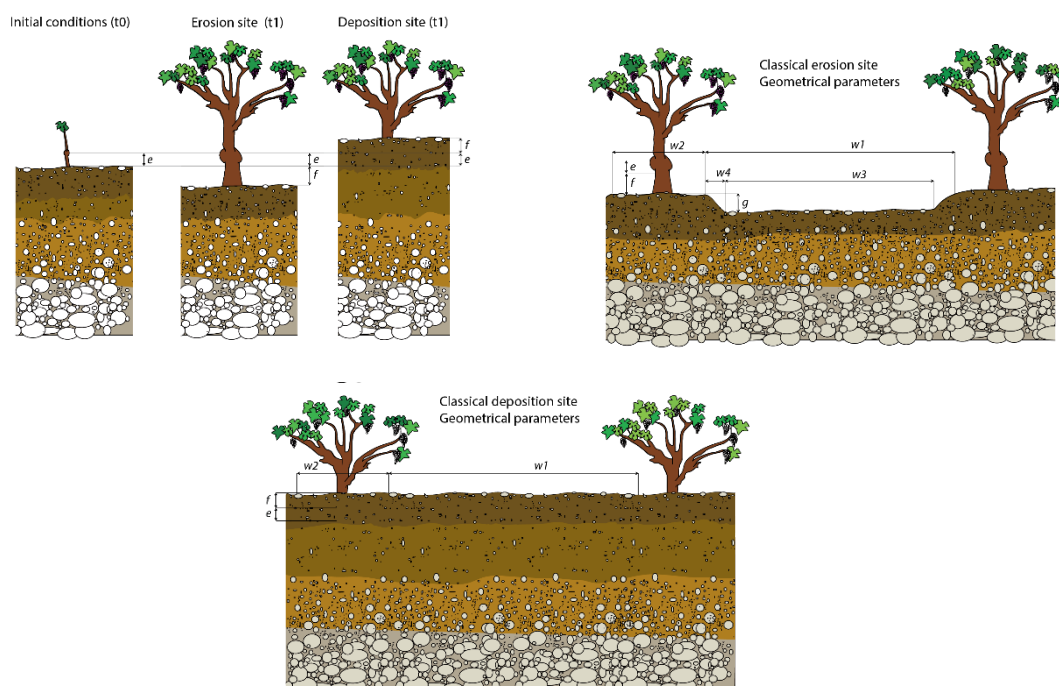


Figura 2. El uso de marcas frontales en la unión del injerto y el patrón visible de las vides para determinar la erosión o la deposición (Fuente: Rodrigo-Comino et al., 2016b).

Los cambios significativos en el nivel del suelo causados por el impacto de las lluvias y las prácticas de labranza del suelo en cultivos leñosos manejados de forma tradicional pueden conducir a procesos de degradación de la tierra al disminuir la calidad del suelo, las pérdidas de nutrientes y agua o el transporte de contaminantes (Blavet et al., 2009; García-Díaz et al., 2018). Para evaluar los cambios en el nivel del suelo, SUM ha sido un método útil porque: i) es relativamente fácil de aplicar; ii) genera datos precisos que son representativos de períodos a largo plazo de tasas de erosión del suelo; y, iii) es una herramienta fácilmente reproducible que puede generar la producción de una resolución (cm) real muy alta sin drones ni imágenes de satélite para modelos digitales de elevación. Los trabajos mencionados anteriormente no solo han proporcionado estimaciones de las tasas de erosión del suelo e identificado los principales factores responsables de la variabilidad intraparcela, sino que han generado nueva información para la educación de los *stakeholders* sobre los temas ambientales.

Los estudios más recientes han probado la precisión de SUM comparando los resultados con modelos digitales de elevación, GPS, ortofotografía (Biddoccu et al., 2017b; Quiquerez et al., 2014) o con datos generados por colectores de sedimentos (Rodrigo-Comino et al., 2016b). Sin embargo, todos estos estudios asumieron la principal limitación de este método: la superficie entre las plantas (entre filas de parras en estos casos) permanece plana. De esta manera, el efecto sobre la rugosidad del suelo de la labranza, el desarrollo de surcos, senderos y huellas de ruedas, más la consolidación del suelo después de la labranza o desde la plantación pueden haber sido minimizados, ya que estos factores conducen a características topográficas irregulares. El suelo se reasigna constantemente debido al paso de maquinaria para diversos fines, el lavado superficial de materiales y la consolidación de la matriz del suelo después de la labranza. El método SUM debe mejorarse para incluir mediciones que incorporen aquellos factores que afectan el movimiento del suelo en las áreas entre hileras. Esas mejoras contribuirán a una medición más exacta de la erosión del suelo que dará como resultado una gestión más sostenible y soluciones basadas en la naturaleza (Cohen-Shacham et al., 2016).

### **1.6. Desde SUM hacia ISUM, un camino en constante recorrido**

El método del tocón (SUM) tiene como objetivo medir la distancia entre las marcas frontales en la unión del injerto de las vides y la superficie real del suelo. La unión de injertos desenterrada refleja la distancia inicial entre la cepa y el nivel actual de la capa superficial del suelo en la fecha de la observación. Antes de la plantación inicial de la vid bajo la cual se realizó el injerto, el suelo se nivela y las raíces de los árboles jóvenes (30-40 cm de alto por 1-2 cm de diámetro) se insertan en el suelo. Al plantar manualmente, la unión del injerto se coloca constantemente a 2 cm de altura para permitir que la vid evite complicaciones causadas por la humedad del suelo, las heladas y las plagas de hongos. La distancia de la unión del injerto al nivel original del suelo se ha mantenido constante ya que la cepa original no crece verticalmente; sólo crecerá la parte nueva correspondiente a la nueva variedad de cultivo leñoso. Por lo tanto, se pueden estimar los cambios de las condiciones iniciales teóricas debido al agotamiento o acumulación de sedimentos (Figura 3). Confirmado con los agricultores el crecimiento vertical poco apreciable de la unión del injerto después de la plantación y la prueba de la elevación inicial como constante en las parcelas control paralelas a medir (distancia inicial desde 0 a 4 cm), este método puede ser mejorado.

El principal límite del método SUM es que se estableció bajo el supuesto de que la superficie del suelo entre las hileras de vides permanece constantemente plana (Figura 3), sin medir la incertidumbre debido a la rugosidad de los surcos, senderos y huellas de ruedas. Por lo tanto, proponemos un método fácil de aplicar y de bajo costo para mejorar tanto la exactitud como la resolución del SUM al incluir adicionalmente más puntos de medición del área entre hileras.



Para este primer enfoque metodológico, se decidió medir tres puntos extra porque se planteó la hipótesis de que debería ser suficiente para detectar las principales características de deposición y erosión. Aunque tras las continuas pruebas, se consideró como apta la cifra de intervalos de 10 cm (Rodrigo-Comino et al., 2019). Para hacer esto, se requirió poder recopilar mediciones consistentes y sin fallos. Para cada fila de medición, primero se identificó las uniones del material de injerto de vid (2 vides por medida) y se encontró el punto a lo largo del material de vid precisamente 30 cm por encima de la unión del injerto. Esto permitió la medición precisa de los puntos entre hileras que estaban por encima de las propias uniones de injerto. Luego se estira la cinta métrica entre estos puntos elevados y se usa una regla métrica para medir la distancia entre la cinta métrica estirada y la superficie del suelo entre las vides en tres lugares. Para determinar los puntos de medición entre hileras, se delineó puntos a diversos intervalos de distancia de las vides y uno más, precisamente entre ambas plantas en cada hilera. A partir de estas medidas de altura, por primera vez, se logró: i) generar MDT (modelos digitales de elevación) sin métodos de interpolación como el *kriging*, Co-kriging o IDW (distancia ponderada inversa) usando solo puntos medidos; ii) aumentar la exactitud y precisión de nuestros mapas finales y estimaciones de la tasa de erosión del suelo; y, iii) detectar determinados procesos de erosión lineal como surcos, acumulaciones o transportes de masa. Esto proporcionó evidencia de escorrentía superficial, así como de flujos de sedimentos terrestres posteriores, lo que contribuyó directamente a comprender la conectividad de los sedimentos y los flujos de agua a lo largo de la pendiente. Se denominó al método actualizado: Método mejorado del tocón (ISUM).

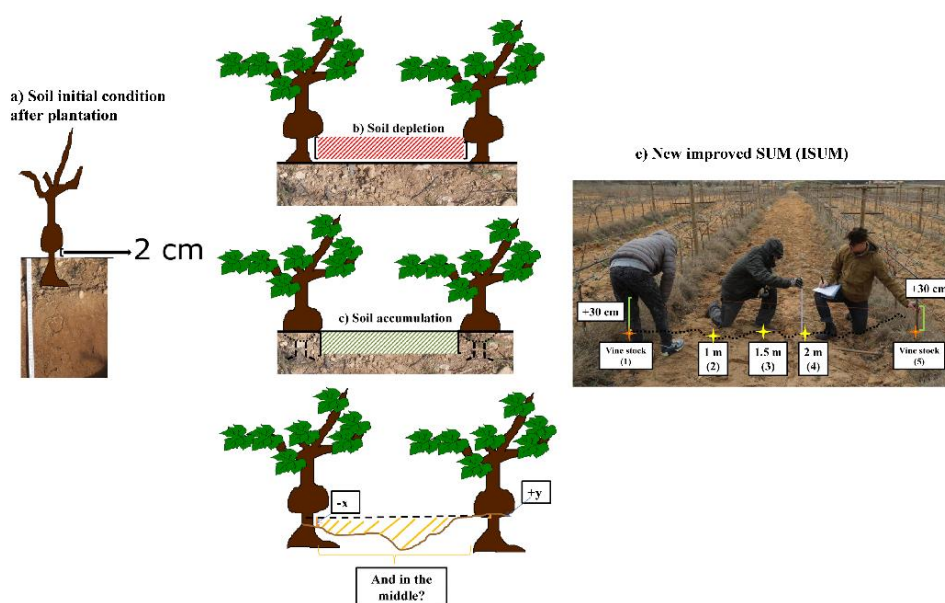


Figura 3. Esquema conceptual sobre el paso de SUM a ISUM (Fuente: Rodrigo y Cerdà, 2018).

### 1.7. Planteamientos sobre limitaciones y oportunidades de estudio a partir de ISUM en el futuro

Cajas Gerlach o parcelas de erosión (Bagarello y Ferro, 2017; Gerlach, 1967), experimentos de simulación de lluvia (Cerdà, 1999; Iserloh et al., 2013) o estacas de erosión (Novara et al., 2015b), mediciones y modelos de descarga en cuencas hidrográficas (Calsamiglia et al., 2018; Jodar-Abellán et al., 2019) han proporcionado información detallada sobre las tasas de erosión a corto plazo. Sin embargo, estos métodos suelen aplicarse por períodos, con una duración

máxima de unos pocos años. Además, introducen artefactos en el sistema pedológico que pueden afectar el suelo y posiblemente afectar la calidad de la medición. Las parcelas eventualmente se agotan de sedimentos; las estacas de erosión interfieren en la salpicadura y el flujo superficial; y los experimentos de simulación de lluvia alteran el equilibrio hídrico en el suelo. Por el contrario, debido a que ISUM hizo uso de marcadores biológicos permanentes, fue posible calcular las tasas de erosión del suelo sin perturbar el viñedo durante períodos prolongados (>25 años). Por lo tanto, afirmamos que este método debe ser considerado como un importante estimador ecológico de la erosión del suelo y, además, del funcionamiento de los ecosistemas y la evolución del paisaje. Por otro lado, reconocemos algunas limitaciones del método. Primero, en relación con la precisión de las tasas de pérdida de suelo, que se basan en medidas de baja resolución (mm) en cada unión de injerto y punto de medición entre hileras. En segundo lugar, la suposición general de que la unión del injerto está siempre en el mismo lugar puede haber sido violada en algunos casos. Tercero, no tuvimos en cuenta la rugosidad generada por los fragmentos de roca cuando se consideraban solo puntos cada 0,5 m. En cuarto lugar, reconocemos que el mapa ISUM tiene solo un breve período de representatividad. Esto es similar a otros métodos como drones o levantamientos fotogramétricos, pero es importante destacarlo, porque el costo de su generación es mucho menos costoso económicamente. Además, la estimación de la pérdida total de suelo calculada por la ecuación de erosión-deposición de Paroissien et al. (2010) que utiliza como variables superficie, edad de las vides y densidad aparente (todas fijadas en el caso de estudio), da un solo dato para toda la campaña de medición, sin replicación ni franja de error. Posiblemente, una futura estratificación de la muestra generaría varios conjuntos de datos para la pérdida total de suelo y permitiría al usuario más opciones para evaluar los resultados finales. Finalmente, el MDT que hemos desarrollado no se puede restringir por completo, ya que solo podemos modelar la rugosidad relativa de la topografía por encima de la celda de medición de 0,1 m.

Demostramos que SUM podría mejorarse eliminando la suposición de que la superficie del suelo entre las hileras permanece casi plana. Esto fue respaldado por la observación visual en el campo, donde se identificó una alta rugosidad entre hileras, lo que indica claramente áreas de agotamiento y acumulación. Para capturar esta variabilidad, fue necesario mejorar el método agregando puntos de medición dentro de las filas. El ISUM obtuvo mayor precisión y esto ha contribuido a un mapa de pérdida de suelo más detallado y preciso. Calculamos un aumento en el tiempo total de esfuerzo de medición de  $\approx 20\%$ . Aun así, sin embargo, el mayor costo de tiempo fue el acto de encontrar y medir la ubicación de la unión del injerto. Nuestros primeros resultados confirmaron que SUM podría subestimar la erosión del suelo en un 25 % y, en algunas mediciones de ubicación a lo largo de las hileras de vid, en más del 150%. Se podría realizar una base de datos interesante si se resumiera este 25% de subestimación teórica a la estimación final de la erosión del suelo de los artículos publicados. Por ejemplo, utilizando el SUM, Casalí et al., (2008), o Biddoccu et al., (2016) obtuvieron pérdidas de suelo de  $30 \text{ t ha año}^{-1}$  y  $15,7 \text{ t ha año}^{-1}$ , respectivamente. Por el contrario, el ISUM habría resultado en pérdidas de suelo mucho mayores:  $+7,5 \text{ t ha año}^{-1}$  y  $+3,93 \text{ t ha año}^{-1}$ , respectivamente. Adicionalmente, en viñedos de 3 años, Rodrigo-Comino et al., (2015, 2016a) estimaron tasas de erosión de  $62,5 \text{ t ha año}^{-1}$ . Al aplicar el ISUM, es posible poder haber obtenido una tasa de erosión más precisa de  $+15,63 \text{ t ha año}^{-1}$ . Una posible explicación para esto es que los tres años de arado no resultaron en una gran acumulación de material debajo de las vides. Sin embargo, estas actualizaciones son solo una aproximación preliminar a la tasa de erosión final que necesita mediciones en el campo y varias campañas con mediciones, considerando diversos factores u otras plantas de injertadas de origen leñoso.

En esta tesis doctoral, consideramos que ISUM llevado a cabo con mediciones en varias regiones, ambientes edafoclimáticos o manejos a un levantamiento topográfico que podría

evitar los problemas asociados con la extrapolación de medidas puntuales y la transformación de un simple modelo digital de elevación con un dron o una imagen de satélite. En esta tesis se pretende, por ejemplo, comparar los resultados de diferentes posiciones de pendiente (cumbre, arcén, talud trasero y pie), diferentes edades de vid, diferentes litologías, antes y después de la labranza parcelas con agricultura ecológica, cítricos o subtropicales. Además, se proponen realizar otros avances puramente metodológicos aumentando el número de puntos medidos entre las hileras de plantas, introducir el valor de factores pertenecientes a la ecuación universal de pérdida de suelo (e.g. L), compararlo con modelos de conectividad o índices de compacidad y cambios en la densidad aparente del suelo. Esto podría lograrse con el uso de un láser que daría como resultado mapas con una resolución de mm. Sin embargo, eso aumentaría el costo de la investigación. Además, más mediciones de varias filas diferentes podrían ayudar a describir mejor la variabilidad inherente de las mediciones y, por lo tanto, la incertidumbre del método como tal. También se proponen comparaciones con diferente número de calles y morfologías. Nuestra propuesta es fácil de aplicar, y es un método económico para medir la erosión del suelo en un cultivo leñoso que probablemente se pueda aplicar en plantaciones como las de caquis, naranjos, almendros, albaricoqueros o cerezos, donde la unión del injerto es muy clara en el árbol madre. Nuestra investigación sugirió que en terrenos inclinados (5-10°) en viñedos labrados, la erosión del suelo medida con el SUM subestimó las tasas de pérdida de suelo debido a la acumulación de sedimentos debajo de las vides. Sin embargo, los viñedos, donde se utilizan tratamientos con herbicidas y manejo de labranza cero, podrían haber mostrado resultados diferentes, como aquellos que aplican estrategias de agricultura orgánica donde los cultivos intermedios, las ramas podadas astilladas o los mantillos controlan las tasas de erosión del suelo. Probablemente, el aumento de materia orgánica daría como resultado el hinchamiento del suelo y como consecuencia cambios en la topografía del suelo, variando también los resultados finales. De esta forma, ISUM es un método que permite combinar diversas estrategias, métodos y manejos en varios puntos del planeta.

### **1.8. Impacto esperado a escala global del uso de ISUM a partir de las publicaciones y esta tesis doctoral**

Se espera que el impacto científico y técnico de esta tesis doctoral sea alto gracias a la estandarización de un método fácil de explicar en las futuras campañas que se realizarán para la concienciación sobre la conservación de los cultivos leñosos y del paisaje rural, incluyendo los riesgos que depara el cambio climático, así como sobre la despoblación rural y los riesgos de desertificación que enfrenta nuestro planeta. A la vez, estos objetivos claramente contribuyen a la seguridad alimentaria y al mantenimiento de las culturas tradicionales. Estos avances son claramente aplicables desde los estudios de protección de cultivos leñosos a otras tierras agrícolas de España, pero también a Europa u otros continentes. Hasta la fecha, los estudios nacionales sobre la degradación del suelo en los campos agrícolas, y especialmente en los cultivos leñosos, no se han aplicado directamente con fines de conservación debido a su dificultad para combinarse costos y proyectos de investigación sin antecedentes, pero proponemos una solución viable, asequible con alternativas sin cargas medioambientales. Además, se podrá desarrollar una red científica multidisciplinar que podrá utilizar dicho método en otros países del mundo, con el fin de avanzar en la superación de una amenaza global que afecta la calidad del suelo y a la población rural integrada en un mismo paisaje de un valor único y que implica enormes esfuerzos económicos. En un país como España con un alto nivel de abandono rural y de valores patrimoniales muy dispersos, esta iniciativa permitirá ahorrar recursos económicos y brindar soluciones a largo plazo para proteger nuestro antiguo patrimonio rural y un sector agrícola clave. El impacto social de esta tesis está fuera de toda duda. Se pretende establecer en el futuro un registro sistemático de

acciones, alcanzando así una neutralidad en la degradación de la tierra. Los resultados, los datos obtenidos y la infraestructura online que se diseñará en esta tesis permitirán la formación de futuros grupos de investigación, grupos de agricultores e incluso políticos para planificar nuevos proyectos académicos, planes de ordenación territorial (degradación de tierras, despoblación rural, etc.). Como importante añadido, los resultados y el conocimiento generado podrán ser implementados en la mejora de la actividad docente.

A nivel nacional, esta tesis está concebida para incrementar la excelencia de la investigación científica española, puenteando dos campos (muy) importantes como son los estudios de degradación del suelo y el patrimonio cultural, a través de los paisajes rurales. Además, un objetivo fundamental es lograr una gestión sostenible que logre los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la ONU y el Pacto Verde de la UE. Estos son los principales desafíos: a) el estudio de degradación de suelos realizado proporciona nuevas ideas para diseñar estrategias de manejo agrícola sostenible para los agricultores. Informaremos sobre cuánto suelo se degrada y si esto afecta a la producción y propondremos nuevas estrategias de gestión; b) se ponen a disposición de la sociedad datos relevantes sobre la expansión de sus cultivos leñosos y tipos de gestión, y su relación con los cambios en la biodiversidad de los ecosistemas rurales. Esto es relevante ya que la tierra agrícola está en manos privadas y sus propietarios son quienes principalmente deciden el manejo. Además, la percepción de la sociedad inducirá cambios en el manejo del suelo. Los resultados esperados nos permitirán impulsar un cambio de gestión una vez que se pruebe el impacto de las nuevas estrategias. Esto fomentará su uso por parte de los agricultores tras nuestra difusión como una contribución clave para una transición verde.

Esta tesis contribuirá a comprender la situación actual que afecta al medio rural: despoblación, abandono de tierras y degradación de suelos, pérdida de relevancia económica y disminución de oportunidades laborales. Esta tesis pretende apoyar a los agricultores y empresas para que conozcan y diseñen nuevas estrategias para reducir las pérdidas de suelo y agua, lo que no solo está relacionado con la reducción de la producción y la calidad, sino también con un aumento de contaminantes, sedimentos e inundaciones que dañarán la infraestructura y pondrán en riesgo diversos servicios ecosistémicos. También es obligatorio mostrar que las nuevas estrategias de manejo diseñadas para reducir la degradación del suelo después de detectar los *hotspots* contribuirán a mejorar la competitividad, el desarrollo tecnológico y la productividad, ya que el nuevo manejo probado requiere agricultores que sean competentes en el uso de otras estrategias de cultivo.

Por último, cabe destacar que esta tesis también está dirigida a los agricultores y agricultoras, gestores y gestoras de empresas que estén interesados/as en cuidar su suelo. El mayor reto de ISUM es poder proporcionar mapas con un idioma claro y conciso, a través de colores y cifras comprensibles. Se pretende que sea una herramienta que pueda incorporarse para evaluaciones de calidad, informes de peritos o asesorías.

## **1.9. Objetivos**

Esta tesis doctoral tiene tres objetivos principales, divididos en dos bloques. El primero, relacionado con objetivos de carácter científico y un segundo, relacionado con la sensibilización y la difusión de los resultados.

**OBJETIVO 1:** Estimar las tasas de erosión en campos cultivados con leñosos utilizando un método estandarizado, reproducible, sencillo y de bajo coste.



OBJETIVO 2: Comparar la incidencia de los sistemas de control de la erosión, comparando en cada zona de estudio manejos convencionales y con medidas de protección del suelo diferentes en función de:

1. Bloque metodológico: número de mediciones realizadas (entre calles y cantidad de filas de plantas).
2. Bloque factores condicionantes: posición topográfica, manejo, edad y material parental y tipos de cultivos leñosos.
3. Bloque comparativo y por combinación de métodos con ISUM: USLE, índice de conectividad, tipos de interpolaciones y compactación del suelo.

Estos objetivos apoyarán el Reto Social H2020: Seguridad alimentaria, agricultura y silvicultura sostenibles, investigación marina y marítima y de aguas continentales, y la bioeconomía. Para lograr este objetivo, se han llevado a cabo diferentes mediciones y experimentos de campo, análisis de laboratorio y campañas de muestreo.

OBJETIVO 3: Crear una base de datos en tiempo real, de acceso libre y actualizable para mostrar los resultados de la degradación del suelo, la percepción humana y el trabajo científico a nivel nacional de nuestro grupo y otros grupos que trabajen con cultivos leñosos en España.

### **1.10. Estructura de la tesis**

Esta tesis doctoral se estructura en tres grandes bloques. En un primer bloque, se presentará el desarrollo metodológico de ISUM en diferentes etapas, utilizando diversas áreas de estudio y especificaciones del método para, cada vez más, ser más precisos en el propósito de estandarizar el método. En un segundo bloque, se presentan diversas investigaciones aplicando ISUM para medir la incidencia de diversos factores nunca medidos con tal precisión en cultivos leñosos. El tercer bloque presentará ISUM como un método complementario a otras herramientas y su utilidad para ser comparado con otras estrategias de medición. En cada bloque se incluyen materiales publicados en artículos científicos e hilados para poder entender la evolución y aplicación del método. Para conseguir este objetivo, es necesario introducir en cada caso, cada área de estudio, tipo de cultivo leñosos y método utilizado. Además, se incluirán discusiones pormenorizadas de cada apartado. Finalmente, se incluirá un capítulo final para resaltar las bondades y necesidades, dificultades y futuros retos que ISUM plantea en el estudio de la degradación del suelo y la planificación territorial teniendo en cuenta la geografía, y especialmente, la geografía de los suelos como disciplina base.

Cabe remarcar que esta tesis debe leerse considerando que cada capítulo consta de varias publicaciones relacionadas en diversas áreas de estudio. No se ha seguido un esquema tradicional de uso de un *plot* experimental, si no que, a lo largo de los años, cada investigación desde 2014, se ha realizado donde el doctorando ha sido invitado a trabajar (Valencia, Extremadura), ha surgido una oportunidad de probar nuevos métodos (e.g. La Mancha) o su situación laboral y residencia coincidían (e.g. Alemania). Cada sub-capítulo contiene, por tanto, su propia área de estudio, métodos (dependiendo de la aplicación y las condiciones ambientales) y sus resultados, nunca extrapolables, sino con resultados puntuales experimentales.

## CAPÍTULO 2. BLOQUE METODOLÓGICO

### 2.1. Desarrollo de ISUM y nuevas posibilidades de medición entre las calles

El objetivo principal de este primer enfoque metodológico es presentar como fue SUM mejorado. Para lograr esto, se presentan mediciones intensivas de dos filas de vides de un viñedo en el este de España aplicando ISUM y comparamos los resultados con los resultados obtenidos con el método tradicional (SUM).

#### 2.1.1. Área de estudio

Seleccionamos una parcela de la comarca de Terres dels Alforins, en la provincia de Valencia (Comunidad de Valencia, Este de España). El área experimental está situada en el valle de Les Alcusses dentro del término municipal de Moixent (Figura 4). El área de estudio es un viñedo representativo, ubicado en una zona sedimentaria de origen coluvial con procesos erosivos activos, incluyendo laboreo y erosión hídrica del suelo. Las hileras seleccionadas se consideraron representativas porque no habían sido labradas recientemente y presentaban señales claras de erosión del suelo (p. ej., surcos y sumideros). La plantación pertenece a la bodega Celler del Roure y tiene 25 años, con una estructura de 3,0 x 1,4 m. Cada fila contiene aproximadamente 125 y 130 vides ( $\approx 175$  m). Los perfiles de suelo observados alcanzan de 40 a 60 cm de profundidad y son homogéneos debido a la práctica milenaria de labranza. Todas las calles reciben el mismo tratamiento agrícola: labranza (tres veces al año). La textura del suelo es franco-arenosa. En la superficie, los fragmentos de roca cubren del 25 al 40% ya partir de los 10 cm de profundidad, el volumen de fragmentos de roca y gravas en el perfil del suelo es inferior al 10%.

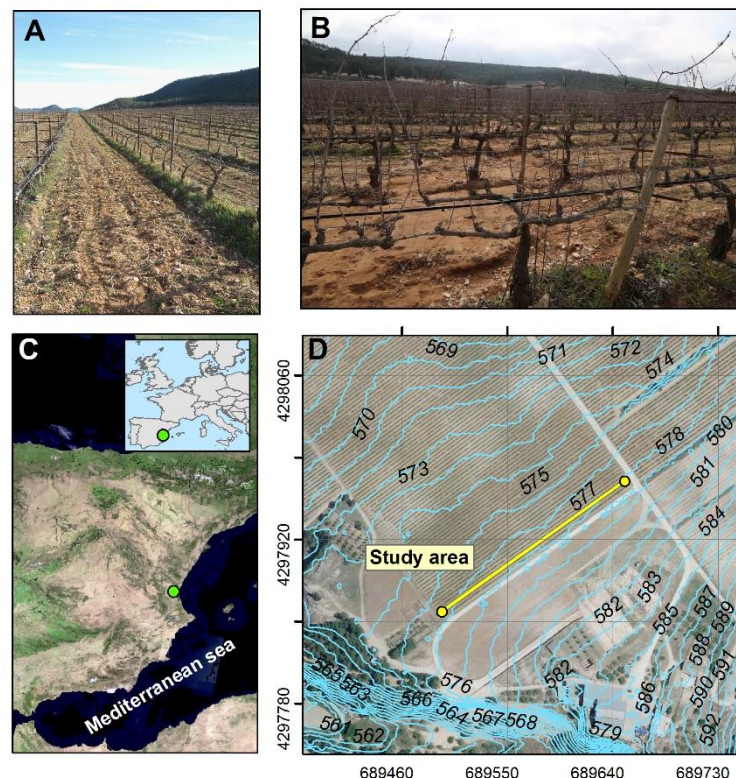


Figura 4. Área de estudio para el ensayo metodológico del paso de SUM a ISUM. A y B: Imágenes de las calles y las marcas del laboreo; C: localización en la Península Ibérica; D: caracterización topográfica del área de estudio seleccionada. (Fuente: Rodrigo y Cerdà, 2018).

### 2.1.2. Métodos aplicados

Se realizaron las mediciones de las alturas relativas del suelo de 200 (100 parras emparejadas) uniones de injerto, desde la parte final de la unión de injerto hasta el nivel real del suelo. La misma persona tomó estas medidas en toda el área de estudio. Si la rugosidad del suelo debajo de la vid mostraba pequeños escalones, los fragmentos de roca o la cubierta de hierba limitaban la visibilidad de la unión del injerto, se retiraba cuidadosamente el suelo y las plantas para nivelar la superficie debajo de la vid con el nivel del suelo adyacente. Después de medir la distancia entre la unión del injerto y el nivel del suelo, se delinearon tres puntos más entre las vides. Por tanto, por cada vid emparejada, se mide cinco puntos. Eso significó que los mapas degenerados con el modelo digital de elevación (MDT) y las estimaciones de erosión del suelo se realizaron utilizando 500 puntos en lugar de los 200 que habría utilizado el SUM. Para las estimaciones finales se aplicó una suma de 2 cm a todas las medidas, correspondientes a la distancia inicial de unión del injerto.

Para representar el nivel real de la capa superior del suelo en la superficie en 2017 (febrero), se incorporó en una cuadrícula de puntos ("FISHNET") todos los puntos medidos en el software ArcMap 10.4 (ESRI). Fue necesario crear dos puntos extra imaginarios (0,5 m desde la unión del injerto) en cada línea medida para obtener una cuadrícula regular. Después de unir los datos de los puntos medidos al *shapefile*, generamos un MDT utilizando la herramienta "Topo to raster" (<http://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/tools/3d-analyst-toolbox/topo-to-raster.htm>). Este método, que mantiene los valores medidos en los sitios de muestreo, se prefirió a otros métodos de interpolación porque se puede lograr un error cuadrático medio más pequeño (Goovaerts, 1999). Topo-to-raster es "una técnica de *spline* de placa delgada discretizada" (Wahba, 1990) para la cual la penalización por rugosidad se ha modificado para permitir que el MDT ajustado siga cambios abruptos en el terreno, como arroyos, crestas y acantilados (<http://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/tools/3d-analyst-toolbox/topo-to-raster.htm>). El mapa resultante obtiene una resolución de 0,5 m y se utilizó para evaluar la distribución espacial de los procesos de erosión. El mapa final se dividió en cinco partes para poder analizar cada elemento de erosión con mayor precisión.

Se utilizaron por primera vez los gráficos de diagramas de caja de los puntos medidos para mostrar promedios, medianas y percentiles (5 y 95). Para comparar los resultados obtenidos en cada línea de medidas puntuales, se realizó la prueba ANOVA de una vía para cada línea de puntos con Sigma Plot 12.0 (Systat Software Inc.). Sin embargo, las pruebas de Shapiro-Wilk y de igualdad de varianza no indicaron que los datos tuvieran una distribución normal. Por lo tanto, se realizó una prueba U de Mann-Whitney, donde se tomaron diferencias significativas al nivel de  $p < 0,001$ . Luego, estimamos la pérdida total de suelo en  $t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  después de usar las diferencias de volumen ( $\text{m}^3$ ) de suelo. Los volúmenes se calcularon creando un polígono imaginario, los cuales fueron delimitados como la distancia entre cada unión de injertos (3 m) y el promedio de medidas de los puntos (5): 1,4 x 0,6 m. La altura de este polígono correspondía a la distancia entre las marcas botánicas y el punto medido dentro de la fila. La pérdida total de suelo se estimó a partir de la ecuación erosión-deposición (ER) propuesta por Paroissien et al., (2010):

Ecuación 1.  $ER = Vol \times BDs / (St \times Av)$

donde se utilizaron como insumos el volumen ( $Vol$ ), el área total de campo ( $St$ ), la edad de las vides ( $Av$ , 25 años) y los datos de densidad aparente ( $BDs$ ). La densidad aparente de  $1,22 \text{ g cm}^{-3}$  se tomó como el promedio de las muestras de suelo recolectadas con un cilindro de acero ( $10 \text{ cm}^3$ ) de dos profundidades (0–5 y 5–15 cm) y posiciones de fila ( $n=7$ ). Para calcular las discrepancias de erosión y deposición entre SUM e ISUM, usamos promedios de cada diferencia en cada medición para las vides. Consideramos incluir este promedio (100 muestras) y el incremento porcentual total del resultado final en la ecuación de erosión-deposición (1 muestra). Realizamos una prueba t para comparar las diferencias entre SUM e ISUM porque los datos mostraron una distribución normal y cumplieron las condiciones de homocedasticidad e independencia. Luego probamos los valores totales estimados de las tasas de erosión del suelo de SUM (200 puntos) e ISUM (500 puntos) para la normalidad utilizando el método de Shapiro-Wilk y de varianza igual.

### 2.1.3. Resultados principales

#### A. Niveles reales de la capa superior del suelo y mapas generados con ISUM

En la figura 5 se puede ver un diagrama de cajas con los promedios totales, la mediana y los percentiles (5.º y 95.º). La sedimentación (+5,96 cm) fue predominante cerca de las vides, mientras que la erosión (-0,94 cm) fue predominante entre las calles. Los valores máximos positivos (sedimentación) y negativos (erosión) se ubicaron bajo las parras y entre las calles alcanzando +21 cm y -15 cm, respectivamente. El nivel de rebaje del suelo más alto se observó en la sección media de la calle, en la zona intermedia alcanzando -4,05 cm. En las posiciones de medición 2 y 4, que estaban a un metro de distancia de las vides, los valores promedio de erosión fueron -1 cm (fila inferior) y +2,55 cm (fila superior derecha). De hecho, en el área de estudio, el uso de SUM indicó que los viñedos en realidad recibieron sedimentos de la parte superior de la ladera y, por lo tanto, tuvieron una ganancia neta de suelo. Por el contrario, ISUM indicó que los viñedos se caracterizan por altas tasas de erosión debido al descenso del suelo en el interior de la calle. La inspección visual en campo demostró que las prácticas de labranza causaron que el suelo se acumulara justo debajo de las vides, inflando artificialmente cualquier estimación de pérdida de suelo recopilada con el método SUM, que solo midió los cambios en la profundidad del suelo en lugares específicos.

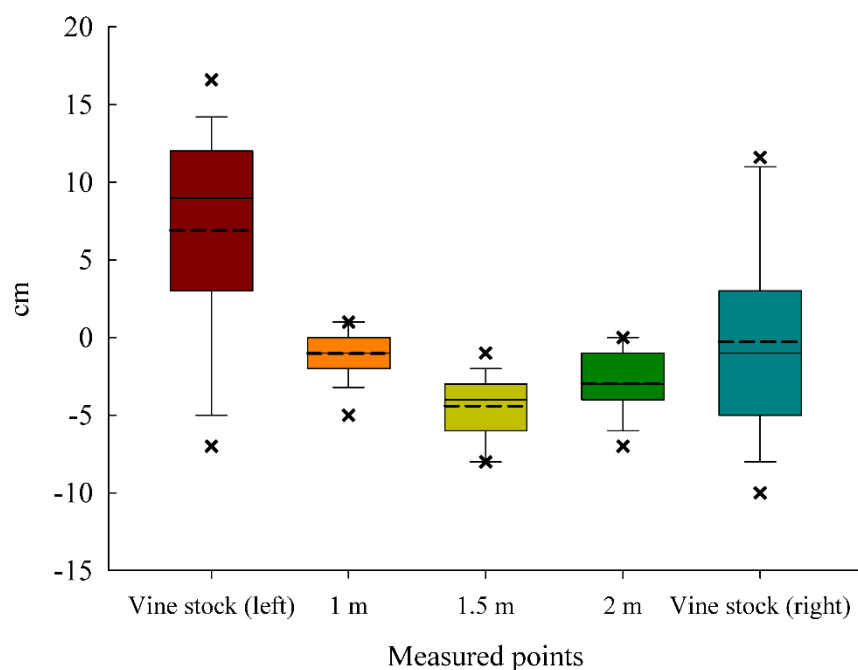


Figura 5. Diagrama de cajas de la unión del injerto y medidas entre hileras con el suelo (n = 500). \*Línea continua: mediana; línea discontinua: media; x: percentiles 5 y 95. (Fuente: Rodrigo y Cerdà, 2018).

En la Tabla 1, se muestra los resultados de una prueba U de Mann-Whitney de todos los puntos medidos. Las filas más cercanas a las parras, que se caracterizan por la acumulación de suelo, contenían la mayor variabilidad de medición, seguida por las filas del medio (posición 3) y la fila superior.

Tabla 1. Comparaciones entre filas y partes de la calle medidas (Test U de Mann-Whitney). (Fuente: Rodrigo y Cerdà, 2018).

Comparación	Diferencia de promedios	P	Diferencias
Izquierda. vs Derecha	6.9	<0.001	Sí
Izquierda vs 1 m	6.96	<0.001	Sí
Izquierda vs 1.5 m	10.01	<0.001	Sí
Izquierda vs 2 m	8.51	<0.001	Sí
Derecha vs 1 m	0.06	0.039	Sí
Derecha vs 1.5 m	3.11	<0.001	Sí
Derecha vs 2 m	1.61	0.397	No
1m vs 1.5 m	3.05	<0.001	Sí
1m vs 2 m	1.55	<0.001	Sí
1.5 m vs 2	1.5	<0.001	Sí

La figura 6 representa el mapa ISUM realizado a partir de los 500 puntos de medición. El análisis detallado del mapa ISUM conduce a evaluaciones del agotamiento del suelo, las características lineales de la erosión y la deposición del suelo. Los mayores valores de rebaje del suelo se encontraron en las áreas cercanas al comienzo de la calle: desde 1-20 (posición 1) a 21-40 (posición 2). El mapa también muestra características lineales de los procesos de movilización del suelo que alcanzan valores negativos de hasta -12 cm en las mismas

posiciones. Además, la mayoría de las zonas de agotamiento están ubicadas cerca de los sitios de acumulación. Por otro lado, la acumulación (color verde) es predominante en la región delimitada por las vides 41-81 (posición 3-4), mostrando un ligero aumento desde la región marcada por las vides 80 a la 101 (posición 5). Las características de erosión lineal entre ubicaciones de taludes mostraron claramente un patrón de procesos de conectividad activos.

#### B. Tasas de erosión del suelo según ISUM y SUM

La Tabla 2 muestra los resultados de las tasas de erosión del suelo calculadas a partir de ambos métodos. ISUM estimó la erosión total del suelo en  $-2,5 \text{ t ha año}^{-1}$  mientras que SUM en realidad estimó una acumulación de suelo de  $+4,2 \text{ t ha año}^{-1}$ . Debido a la inclusión del método mejorado de mediciones de puntos adicionales en las áreas entre hileras, es posible que SUM subestimara las tasas de erosión del suelo en un promedio total en cada punto de aproximadamente  $-25,7\%$ . Si calculamos la subestimación de SUM utilizando únicamente los valores totales de erosión/acumulación del suelo, obtendríamos un valor de  $-151,4\%$ . Finalmente, mediante el uso de una prueba t, comparamos los valores medios entre SUM (200 puntos medidos) e ISUM (500 puntos medidos) y mostramos una diferencia estadísticamente significativa entre los valores medios entre los valores de medición en ambos grupos ( $p = <0,001$ ).

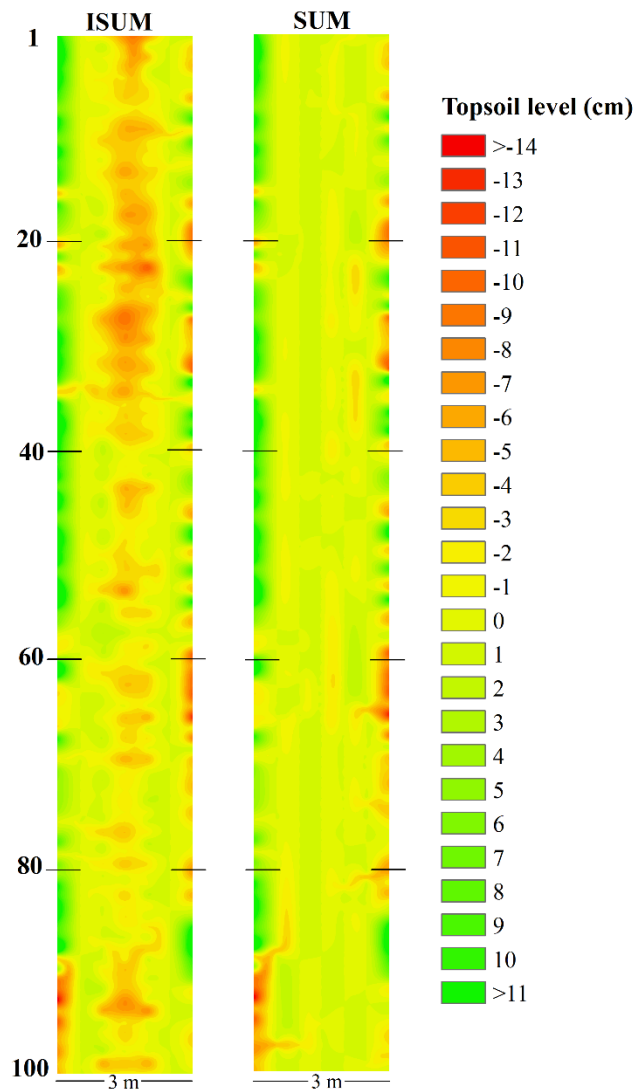


Figura 6. Mapas de nivel de suelo con ISUM y SUM. (Fuente: Rodrigo y Cerdà, 2018).

Tabla 2. Resultados finales de erosión utilizando ISUM y SUM.

Unidades	ISUM	SUM	Diferencia (ISUM-SUM)
m <sup>3</sup>	-2.2	+4.2	+6.4
t ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>	-2.5	+4.9	+7.4

### C. Comparación con anteriores resultados

De esta forma, demostramos que el método SUM podría mejorarse eliminando la suposición de que la superficie del suelo entre las hileras de vides permanece casi plana. Esto fue respaldado por la observación visual en el campo, donde se identificó una alta rugosidad entre hileras, lo que indica claramente áreas de erosión y acumulación. Esto es especialmente claro en la figura 7, que muestra que el suelo se había acumulado debajo de las vides debido a la labranza. Además, la figura 8 muestra cómo la erosión lineal presenta agua superficial canalizada, creando artificialmente zonas de transporte y sumidero.

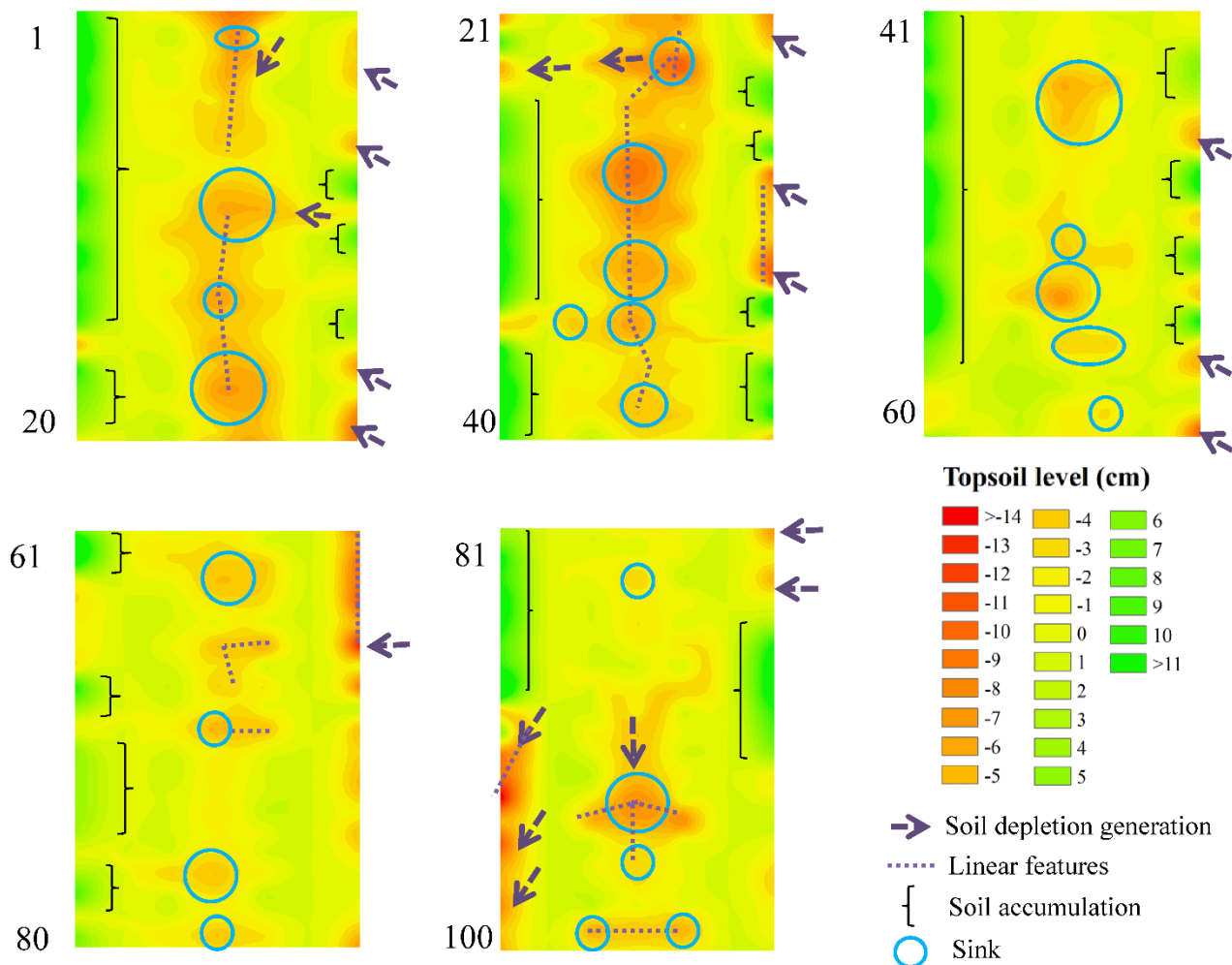


Figura 7. Mapa ISUM en detalle, destacando las mobilizaciones del suelo, morfologías lineales, acumulaciones de suelo y sumideros. (Fuente: Rodrigo y Cerdà, 2018).

Los viñedos se caracterizan por una alta variabilidad en la topografía. Para capturar esta variabilidad, fue necesario mejorar el método agregando tres puntos de medición dentro de la fila. El ISUM obtuvo mayor precisión, ya que levantamos 5 puntos en lugar de 2 cada 4,5 m<sup>2</sup>. Esto ha contribuido a un mapa de pérdida de suelo más detallado y preciso. Calculamos un aumento en el tiempo total de esfuerzo de medición de ≈20%. Aun así, sin embargo, el mayor costo de tiempo fue el acto de encontrar y medir la ubicación de la unión del injerto. Nuestros resultados confirmaron que SUM subestima la erosión del suelo en un 25% y, en algunas mediciones de ubicación a lo largo de las hileras de vid, en más del 150%. Si comparamos este valor de pérdida final del suelo del 25% con los de otros artículos publicados, en la Tabla 2, encontramos algunas discrepancias interesantes. Por ejemplo, utilizando el SUM, Casalí et al., (2008), o Biddoccu et al., (2016) obtuvieron pérdidas de suelo de 30 t ha año<sup>-1</sup> y 15,7 t ha año<sup>-1</sup>, respectivamente. Por el contrario, el ISUM habría resultado en pérdidas de suelo mucho mayores: +7,5 t ha año<sup>-1</sup> y +3,93 t ha año<sup>-1</sup>, respectivamente. Adicionalmente, en viñedos de 3 años, Rodrigo-Comino et al., (2015, 2016a) estimaron tasas de erosión de 62,5 t ha año<sup>-1</sup>. Al aplicar el ISUM, es posible que se hubiera obtenido una tasa de erosión más precisa de hasta +15.63 t ha año<sup>-1</sup>. Una posible explicación para esto es que los tres años de arado no resultaron



en una gran acumulación de material debajo de las vides. Sin embargo, estas actualizaciones son solo una aproximación preliminar a la tasa de erosión final, ya que datos precisos necesitan obligatoriamente mediciones en el campo de nuevo.

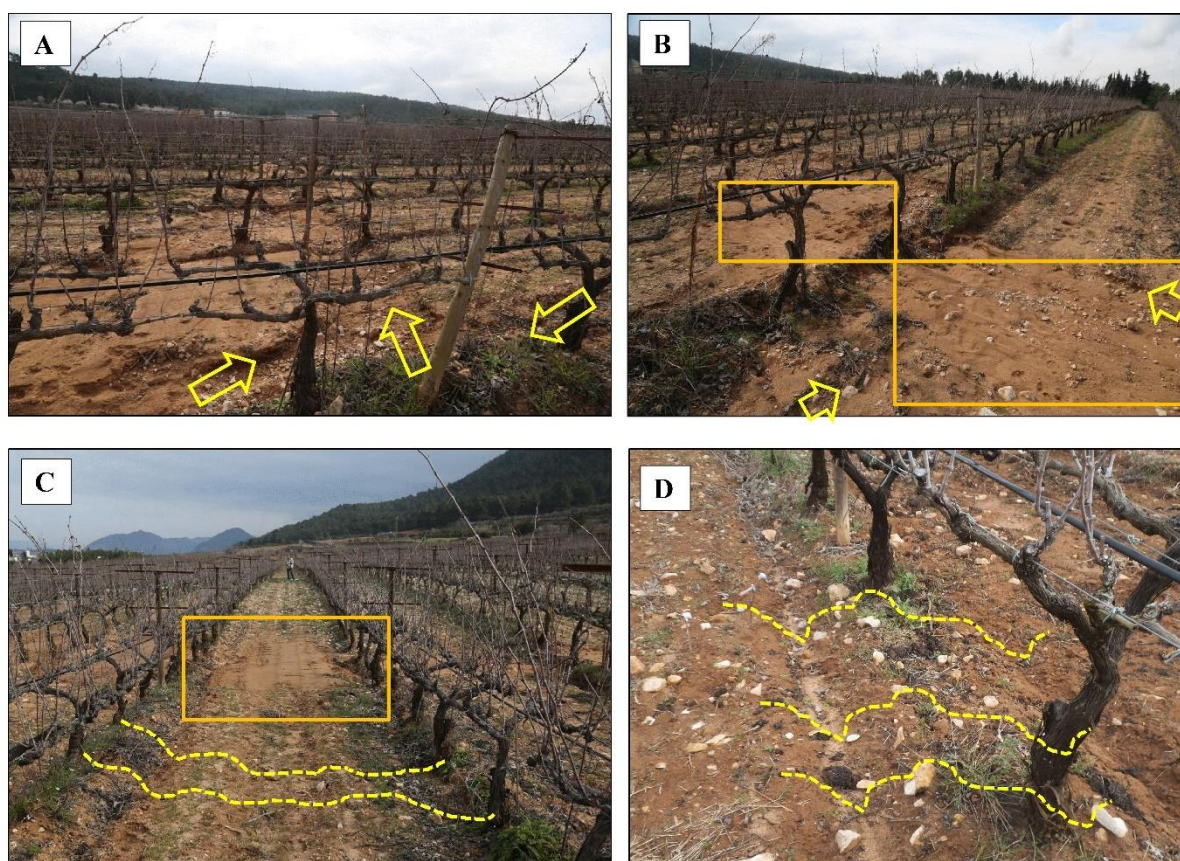


Figura 8. Morfologías de la erosión del suelo que dificultan la aplicación de SUM en lugar de ISUM. A: Generación de regueros y cárcavas efímeras atravesando diferentes niveles de microterrazas; B: Acumulación de suelo después fuertes lluvias; C: acumulación de suelo y rugosidad en la superficie del suelo; D: Formación de microsurcos y acumulación de suelo cerca de la cepa, que afecta a la aplicación de SUM. (Fuente: Rodrigo y Cerdà, 2018).

Tabla 3. Comparación entre SUM e ISUM estimado en artículos publicados anteriormente.

Referencia	Localización	SUM (t ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	ISUM*(t ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )
Brenot et al., (2008)	Monthélie, Francia	23	+5.75
Casalí et al., (2009)	Navarra (España)	30	+ 7.5
Paroissian et al., (2010)	Languedoc, Francia	10.5	+2.63
Biddoccu et al., (2016)	Valle de Aosta (Italia)	15.7	+3.93

---

Rodrigo Comino et al., (2015)	Valle del Ruwer-	3.3	+0.825
Rodrigo Comino et al., (2016)	Mosela (Alemania)	62.5	+15.63

---

## **2.2. Determinación del mejor número de puntos de muestreo con ISUM para modelar el transporte del suelo a largo plazo y los cambios microtopográficos**

Las altas tasas de erosión del suelo que ocurren dentro de un gran número de cultivos leñosos convencionales requieren nuevas investigaciones para demostrar sus consecuencias negativas en superficies desnudas y así ganar el apoyo de los agricultores para tomar medidas de control. Cuando Rodrigo-Comino y Cerdà (2018) mejoraron el método del tocón pasando de mediciones en el injerto a realizar mediciones entre las calles al incluir 3 puntos de medición adicionales, los resultados obtenidos se consideraron exitosos. Sin embargo, se deben abordar algunos problemas de ISUM antes de estandarizarlo para aplicaciones en áreas más grandes o por investigadores de todo el mundo. Por lo tanto, los principales objetivos del siguiente paso fue determinar: i) cuántos puntos de medición son necesarios para lograr la mejor precisión de las tasas de movilización del suelo y modelar los cambios microtopográficos; y ii) qué método de interpolación es el más adecuado para mapear los cambios actuales del nivel de la superficie del suelo.

### *2.2.1. Área de estudio utilizada como plot experimental*

La parcela de estudio seleccionada (1,7 m de distancia entre hileras y 51,3 m a lo largo de las hileras pareadas, 87,2 m<sup>2</sup>) está ubicada dentro de la región vitivinícola del valle de Mosela en el pequeño pueblo de Waldrach cerca de Trier, Renania-Palatinado, Alemania (Figura 9; 49.7418N; 6.7524 E). El viñedo (40 años) está ubicado en el río Ruwer, un afluente del río Mosela que fluye desde el sur en las montañas Hünserück, a alturas de 500 m s.n.m. a aproximadamente 200 m s.n.m. en el norte. La litología se caracteriza por grauvacas, pizarras y cuarcitas del Devónico parcialmente cubiertas por sedimentos del Pleistoceno depositados cerca del río Ruwer (Richter, 1979). La inclinación de la pendiente oscila entre 15° y 30° con una morfología convexa (Rodrigo-Comino et al., 2015a). Los suelos se pueden clasificar como Regosoles léptico-húmicos (IUSS Working Group WRB, 2015). Los suelos se caracterizan por un 37,9% de fragmentos de cobertura de roca y de textura franco-limosa (64,7% de limo). La capacidad de retención de agua de los suelos es alta, alcanzando una capacidad de campo (retención de agua a -33 kPa) cercana al 30% y un punto de marchitez del orden del 12,3%. La materia orgánica total varía durante el año debido al uso de herbicidas por parte de los agricultores, pero tiene un valor promedio de 7.9%. Se registra un valor de pH de 7,2 en solución de agua y 6,4 en KCl para sus suelos. Por lo tanto, no se observan tendencias de acidificación del suelo. Otras características del área de estudio son la precipitación media anual de 765 mm año<sup>-1</sup>, la temperatura media anual de 9,3°C y la erosividad de la lluvia de 54,31 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Rodrigo-Comino et al., 2015b). La variedad de vid cultivada es Riesling bajo laboreo mecánico del suelo ( $\approx$  20 cm de profundidad) antes y después de la vendimia de marzo a mayo, y de octubre a noviembre. La cobertura vegetal es estacional y aparece en las áreas entre calles. Se dispone de un sistema de conducción de la vid basado en un marco de plantación de 0,9 m (separación entre plantas) x 1,7 m (separación entre hileras) para mejorar la fotosíntesis y la producción de azúcar, y también para facilitar la labranza mecánica del suelo. Los agricultores usan herbicidas y pesticidas durante la primavera y el verano para eliminar el crecimiento de malezas y hongos. A lo largo de los terraplenes y en las calles se observan regueros y cárcavas efímeras provocadas por huellas de ruedas y pisadas.

Antes de plantar en esta área de estudio, se aplanó la superficie del suelo y se insertaron las raíces de la vid en el suelo. Hoy en día, la plantación de la vid se realiza con GPS y pequeños tractores que hacen que esta actividad sea totalmente automatizada. Este viñedo se plantó manualmente y las uniones de injerto se colocaron consistentemente a 2 cm de altura sobre el

nivel del suelo original. Esta información fue confirmada por los agricultores en campo a través de entrevistas no formales y también fue observada en nuevas plantaciones cercanas al área de estudio. Esta distancia óptima sobre el suelo reduce algunas complicaciones causadas por la humedad del suelo, las heladas y las plagas de hongos en las plantas. Después de la plantación, solo crece verticalmente la parte nueva correspondiente a la nueva variedad de uva. Por lo tanto, los cambios de las condiciones iniciales teóricas debido a los movimientos del suelo se pueden cuantificar fácilmente.

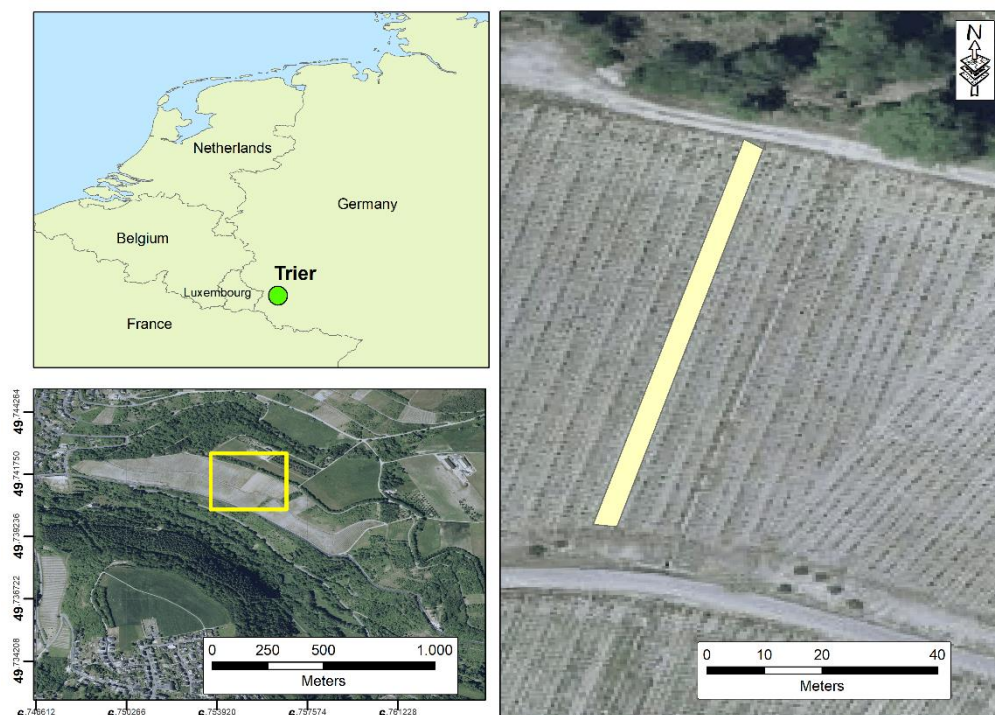


Figura 9. Ubicación del área de estudio. El polígono amarillo muestra la parcela estudiada de las hileras de parras (Fuente: Rodrigo-Comino et al., 2019).

### 2.2.2. Aplicación de ISUM

Para cada par de vides opuestas a lo largo de la calle, primero identificamos cada unión de injerto de vid y luego estiramos una cinta métrica entre estos pares de puntos. Después de eso, usamos una regla métrica para medir la distancia vertical entre la cinta métrica estirada horizontalmente y la superficie actual del suelo como en el anterior caso. Sin embargo, como novedad, ahora se midieron en diferentes lugares a intervalos de 10 cm (Figura 10, ISUM18). Para evitar dificultades en nuestras mediciones en los casos en que se enterró una unión del injerto, la cinta métrica se colocó a 30 cm por encima de la unión del injerto. Dado que el nivel del suelo original está 2 cm por debajo de la unión del injerto y, por lo tanto, 32 cm por debajo del nivel de la cinta métrica, la diferencia entre 32 cm y la medición actual en cada unión del injerto da una indicación de la cepa cuando no está enterrada siendo negativa y enterrada cuando es positiva. La misma persona tomó las medidas de distancia de 118 uniones de injerto (59 pares de vides), desde la parte final de la unión del injerto hasta el nivel de la superficie real. Incluyendo los 16 puntos de medición entre hileras adicionales, se midió un total de 1.062



puntos dentro del área de estudio de 91,8 m<sup>2</sup> (1,7 m x 0,9 m). Donde la rugosidad del suelo debajo de la vid generó pequeños desniveles o elevaciones o la cubierta de vegetación espontánea impidió la visibilidad de la unión del injerto, las plántulas se cortaron con cuidado o se niveló el suelo, sin afectar la lectura.

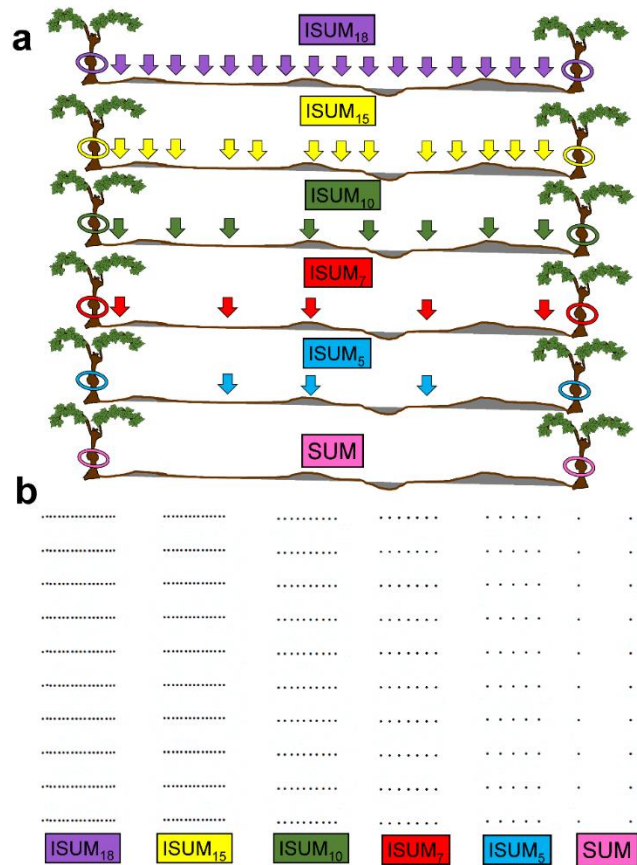


Figura 10. Sección transversal de los puntos de medición de ISUM en el campo que muestra las uniones del injerto en un círculo y la cuadrícula de puntos obtenida para mapear el nivel de la superficie del suelo actual.

2.2.3. Comprobación de diversos métodos de interpolación

Se utilizó el software ArcMap 10.5 (ESRI, EE. UU.) para procesar los niveles reales de la superficie del suelo medidos durante agosto de 2017 en una cuadrícula de puntos ("fishnet") con una resolución de píxeles de 10 cm. Se compararon varios métodos geoestadísticos más comúnmente utilizados en ciencias del suelo para desarrollar los mapas ISUM y estimar los cambios microtopográficos utilizando la extensión del *geospatial analysis* y el semivariograma generado por ArcMap 10.5 antes de proyectar a un sistema UTM (WGS 1984).

A. Ponderación de distancia inversa (IDW)

La ponderación de distancia inversa (IDW) es un interpolador determinista rápido que básicamente tiene que tomar dos decisiones con respecto a la potencia de la distancia utilizada en la ponderación y el número de vecinos más cercanos. Se puede considerar como el mejor método para obtener una comprensión general del área interpolada (Li and Heap, 2011) donde

los datos son limitados. Sin embargo, no ofrece una evaluación de los errores de predicción. Se probó el número de muestras vecinas más cercanas que oscilaban entre 10 y 15 para seleccionar un número que diera la mayor exactitud de estimación.

### B. Kriging ordinario

El kriging es un interpolador estocástico que se caracteriza por su flexibilidad que permite investigar gráficos de autocorrelación espacial y correlación cruzada (Baskan et al., 2009). Sin embargo, requiere al menos un variograma de muestra, que puede ser isotrópico o anisotrópico, además de los requisitos de parámetros de IDW. Dependiendo del modelo de error de medición, puede dar resultados exactos o suavizados (Fritsch et al., 2011). Con esta herramienta de interpolación se puede obtener una variedad de superficies de salida que incluyen predicciones, errores estándar de predicción, probabilidad y cuantil (Govaerts and Vervoort, 2010). El kriging asume que los datos proporcionados provienen de un proceso estocástico estacionario y se distribuyen normalmente (Lesch and Corwin, 2003). El variograma de muestra se ajusta con un modelo de variograma y su idoneidad se comprueba mediante validación cruzada. En este estudio se probaron modelos de variograma esférico, gaussiano y exponencial. Se varió el número de vecinos más cercanos entre 2 y 5 y se seleccionó el de mayor exactitud de estimación.

### C. Kriging bayesiano empírico (EBK)

El EBK es un método de interpolación basado en un kriging que tiene en cuenta la incertidumbre en la estimación del semivariograma mediante la simulación de varios semivariogramas obtenidos del conjunto de datos dado (Gribov and Krivoruchko, 2012). Automatiza los aspectos más difíciles de construir un modelo de kriging válido y puede calcular automáticamente los parámetros necesarios mediante subconjuntos y simulaciones (Dzakupasu et al., 2014). Una característica distintiva de este método es que tiene en cuenta el error introducido al estimar un semivariograma subyacente (Samsonova et al., 2017). En este estudio, la validación cruzada se realizó utilizando valores variables de los parámetros del modelo y el número de vecinos más cercanos entre 10 y 15 hasta que se alcanzó la mayor precisión de estimación.

### D. Funciones de Base Radial (RBF)

Los RBF son interpoladores deterministas moderadamente más rápidos que se consideran exactos. Por lo general, necesitan una mayor cantidad de parámetros para tomar decisiones en comparación con IDW o kriging, por ejemplo; sin embargo, no se puede realizar una evaluación de los errores de predicción (Fang and Horstemeyer, 2006). Con este método, no es posible investigar la autocorrelación de datos, por lo que se considera que tiene menos flexibilidad (Fornberg et al., 2011). Además, este método relaja el supuesto de normalidad de datos de kriging. El mecanismo funciona con una superficie que pasa por cada punto de muestra medido y crea una nueva superficie (Kim and Kasabov, 1999). Muchos autores consideran que los RBF son los mejores para cambios suaves en los datos en distancias largas porque, cuando los valores cambian en distancias cortas, se pueden introducir errores en la superficie predicha (Keshavarzi et al., 2018; Shiri et al., 2017). En este estudio, aplicamos cinco

modelos diferentes: i) *completely regularised spline*; ii) *spline with tension*; iii) *multi-quadric*; iv) *inverse multi-quadric*; y, v) *thin plate spline*. Todos los datos se validaron de forma cruzada variando los valores de los parámetros del modelo y utilizando diferentes funciones del kernel. Para determinar la función del núcleo, utilizamos el asistente de estadísticas geográficas y las funciones de base radial, y ajustamos la función y el parámetro del núcleo, comprobando el error en función de los mejores resultados de  $R^2$  y RMSE.

### E. Calibración

Utilizamos el RMSE (error cuadrático medio) y  $R^2$  (coeficiente de determinación) para evaluar el rendimiento de los modelos en un modo de validación cruzada. Cuanto menor sea el RMSE y mayor sea el  $R^2$ , mejor será ese método para ser utilizado. Finalmente, para decidir cuántos puntos de medición son necesarios para obtener la mayor precisión de los diferentes métodos, se calcularon reducciones en las estadísticas de rendimiento de  $R^2\Delta$  y  $RMSE\Delta$  (Shiri et al., 2017) como:

$$\Delta R^2 = R^2_{ref} - R^2_z$$

$$\Delta RMSE = RMSE_z - RMSE_{ref}$$

donde  $R^2_{ref}$  y  $RMSE_{ref}$  son las estadísticas de rendimiento de referencia que utilizan los 18 puntos de medición de los valores de par de vides entre la calle (ISUM18), y  $R^2_z$  y  $RMSE_z$  son los valores correspondientes para la reducción del número de puntos de medición a 15 (ISUM15), 10 (ISUM10), 7 (ISUM7) y 5 (ISUM5) como se muestra en la Figura 10.

#### 2.2.4. Resultados y discusión

La Tabla 4 presenta el resumen de las estadísticas descriptivas de las mediciones tomadas en 1062 puntos (ISUM18) y de los demás ISUM. La distribución de los niveles de puntos medidos para los diferentes ISUM se representa en forma de histogramas en la Figura 11. Los resultados muestran que todos los valores promedios son negativos (erosión frente a acumulación) y aumentan con el número de puntos de medición. Prácticamente no hubo cambios en el agotamiento máximo del suelo y la acumulación máxima en los ISUM, con la excepción del uso específico de SUM, que registró una disminución significativa del 22% en el agotamiento máximo de la superficie en comparación ISUM. Tomando solo dos mediciones (SUM), se perdió la capacidad de capturar el punto de agotamiento más alto. Sin embargo, SUM fue suficiente para encontrar el punto de acumulación más alto porque los puntos de medición están situados debajo de las vides que impiden el movimiento del agua y el suelo, lo que favorece la deposición. Como algunos autores confirman (e.g. Biddoccu et al., 2017a; Bogunovic et al., 2020), las áreas más erosionadas se encuentran en los puntos de las calles donde los suelos desnudos aparecen y la compactación aumenta por el paso del tractor (Arnáez et al., 2007; Ferrero et al., 2005) y los efectos del pisoteo (Quinn et al., 1980). Además, nuestros hallazgos confirman que los puntos de máxima acumulación están cerca de las vides

debido a la redistribución del material después de cada paso del tractor y el efecto de salpicaduras de las áreas de rodadura (Rodrigo-Comino et al., 2018b).

Tabla 4. Estadísticos descriptivos de los datos del nivel superficial del suelo (cm).

ID	Promedio	Máximos erosión	Máximos acumulación	Desv. estándar	Coefficiente de variación
ISUM <sub>18</sub>	-12.7	-28.1	10.2	4.6	36.4
ISUM <sub>15</sub>	-12.3	-28.1	10.2	4.7	21.6
ISUM <sub>10</sub>	-12.2	-28	10.2	4.8	23.1
ISUM <sub>7</sub>	-12.0	-28	10.2	4.8	23.3
ISUM <sub>5</sub>	-11.7	-28	10.2	4.9	24.1
SUM	-10.5	-22	10.2	5.7	32.8

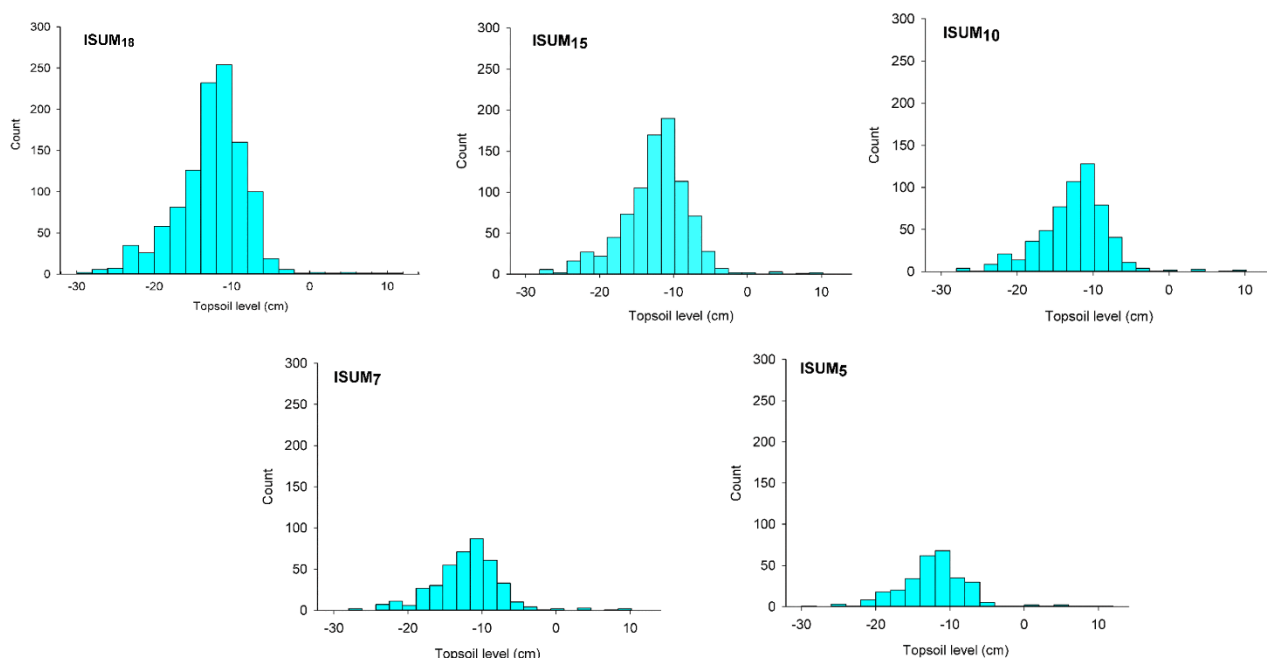


Figura 11. Histogramas de los niveles medidos con ISUM (Fuente: Rodrigo-Comino et al., 2019).

Después de observar que las estadísticas descriptivas pueden detectar algunos elementos clave para comprender los procesos de erosión del suelo, se prepararon mapas de los cambios microtopográficos utilizando ocho técnicas de interpolación diferentes con ISUM. La Tabla 5 presenta los resultados de la validación cruzada de los métodos de interpolación, seleccionando los mejores conjuntos de parámetros del modelo según lo dictan las estadísticas de rendimiento para cada ISUM. Los resultados muestran que los mejores mapas se pueden modelar utilizando hasta 10 puntos, lo que tiene un valor de  $\Delta R^2$  aceptable entre 0,1 y 0,2. En orden de precisión decreciente, los métodos identificados fueron OK (con anisotropía), IDW, RBF (*Multi-quadric*) y EBK. Nuestros resultados pueden considerarse valiosos para este tipo de estudios. Estos resultados contrastan con los de Biddoccu et al., (2018) y Brenot et al., (2008) que indicaron que el OK e IDW fueron los mejores métodos, aunque no consta que probaran más tipos de interpolaciones. Solo a escala de cuenca, y específicamente en viñedos,



Chevigny et al. (2014) destacó la idea de probar diferentes métodos de interpolación cuando se usa SUM para evaluar los cambios en el nivel de la capa superior del suelo. Nosotros demostramos que este procedimiento es necesario para determinar el mejor método a utilizar y para comparar mediciones en diferentes regiones del mundo. Además, este paso también brinda información sobre el diseño previo de campañas de campo para aplicar ISUM en áreas más grandes.

Tabla 5. Resultados obtenidos para cada método de interpolación (Fuente: Rodrigo-Comino et al., 2019).

Función Kernel / Anisotropy*	ISUM	Parámetro de Kernel	Predicción del error en la validación				
			Mean	RMSE	R <sup>2</sup>	Δ RMSE	Δ R <sup>2</sup>
OK Isotropía*	ISUM <sub>18</sub>		-0.057	2.865	0.594	0.00	0.00
	ISUM <sub>15</sub>		-0.015	3.159	0.535	-0.29	0.06
	ISUM <sub>10</sub>	-	-0.076	3.493	0.449	-0.63	0.14
	ISUM <sub>7</sub>		-0.130	4.038	0.301	-1.17	0.29
	ISUM <sub>5</sub>		-0.171	4.620	0.151	-1.76	0.44
OK Anisotropía*	ISUM <sub>18</sub>		-0.022	2.842	0.617	0.00	0.00
	ISUM <sub>15</sub>		0.004	3.073	0.558	-0.23	0.06
	ISUM <sub>10</sub>	-	-0.096	3.476	0.454	-0.63	0.16
	ISUM <sub>7</sub>		-0.053	3.877	0.350	-1.03	0.27
	ISUM <sub>5</sub>		-0.153	4.320	0.255	-1.48	0.36
IDW	ISUM <sub>18</sub>		-0.115	2.859	0.610	0.00	0.00
	ISUM <sub>15</sub>		-0.068	3.207	0.527	-0.35	0.08
	ISUM <sub>10</sub>	-	-0.222	3.657	0.399	-0.80	0.21
	ISUM <sub>7</sub>		-0.258	4.199	0.247	-1.34	0.36
	ISUM <sub>5</sub>		-0.079	4.665	0.121	-1.81	0.49
EBK	ISUM <sub>18</sub>		-0.022	2.900	0.604	0.00	0.00
	ISUM <sub>15</sub>		0.000	3.007	0.577	-0.11	0.03
	ISUM <sub>10</sub>	-	-0.130	3.516	0.442	-0.62	0.16
	ISUM <sub>7</sub>		-0.159	4.104	0.271	-1.20	0.33
	ISUM <sub>5</sub>		-0.040	4.629	0.136	-1.73	0.47
CRS	ISUM <sub>18</sub>	22.81	-0.009	3.253	0.548	0.00	0.00
	ISUM <sub>15</sub>	0.27	-0.028	3.254	0.528	0.00	0.02
	ISUM <sub>10</sub>	0.19	-0.085	3.572	0.443	-0.32	0.10
	ISUM <sub>7</sub>	0.37	-0.118	4.081	0.287	-0.83	0.26
	ISUM <sub>5</sub>	0.27	-0.097	4.579	0.165	-1.33	0.38
ST	ISUM <sub>18</sub>	11.03	0.000	3.038	0.587	0.00	0.00
	ISUM <sub>15</sub>	0.17	-0.024	3.219	0.534	-0.18	0.05
	ISUM <sub>10</sub>	0.12	-0.082	3.571	0.443	-0.53	0.14
	ISUM <sub>7</sub>	0.29	-0.119	4.080	0.286	-1.04	0.30
	ISUM <sub>5</sub>	0.31	-0.072	4.576	0.161	-1.54	0.43
M-Q	ISUM <sub>18</sub>	0	0.010	2.920	0.608	0.00	0.00
	ISUM <sub>15</sub>	0	0.012	3.202	0.541	-0.28	0.07
	ISUM <sub>10</sub>	0	-0.027	3.523	0.458	-0.60	0.15
	ISUM <sub>7</sub>	0	-0.028	4.038	0.329	-1.12	0.28
	ISUM <sub>5</sub>	0	-0.248	4.624	0.193	-1.70	0.41
IM-Q	ISUM <sub>18</sub>	0.16	-0.008	3.341	0.534	0.00	0.00
	ISUM <sub>15</sub>	16.50	-0.032	3.431	0.501	-0.09	0.03
	ISUM <sub>10</sub>	20.75	-0.082	3.632	0.438	-0.29	0.10
	ISUM <sub>7</sub>	12.09	-0.170	4.147	0.265	-0.81	0.27
	ISUM <sub>5</sub>	13.73	-0.026	4.567	0.159	-1.23	0.37
TPS	ISUM <sub>18</sub>	1e+020	0.037	3.104	0.582	0.00	0.00
	ISUM <sub>15</sub>	1e+020	0.053	3.379	0.521	-0.28	0.06
	ISUM <sub>10</sub>	1e+020	0.093	3.524	0.486	-0.42	0.10
	ISUM <sub>7</sub>	0.041176	0.108	4.177	0.343	-1.07	0.24
	ISUM <sub>5</sub>	1e+020	-0.311	4.768	0.220	-1.66	0.36

Métodos de interpolación (nomenclatura en inglés): OK: Ordinary Kriging; IDW: Inverse Distance Weighting; EBK: Empirical Bayesian Kriging; CRS: Completely Regularised Spline; RBF: Radial basis functions; ST: Spline with Tension; M-Q: Multi-quadric; Inverse Multi-quadric. IM-Q; TPS: Thin Plate Spline. RMSE: Root mean square error.

En la Figura 11 se presentan los mapas de ISUM18 utilizando varios métodos de interpolación para mostrar cómo es posible modelar variaciones de la superficie del suelo desde -20 cm a +8 cm. Por ejemplo, el mapa EBK muestra las altas tasas de movilización del suelo principalmente cerca de la parte alta de la calle y el pie de la ladera, sobreestimando así la erosión. Entre otros, los mapas TPS e IM-Q muestran las áreas con mayor acumulación, lo que confirma que existen puntos que pueden ser considerados como sumideros de acumulación de sedimentos. El resto de los mapas para los otros métodos muestran altas similitudes entre ellos, aunque los errores predichos en la table anterior han demostrado que el RBF obtuvo las peores estadísticas de validación.

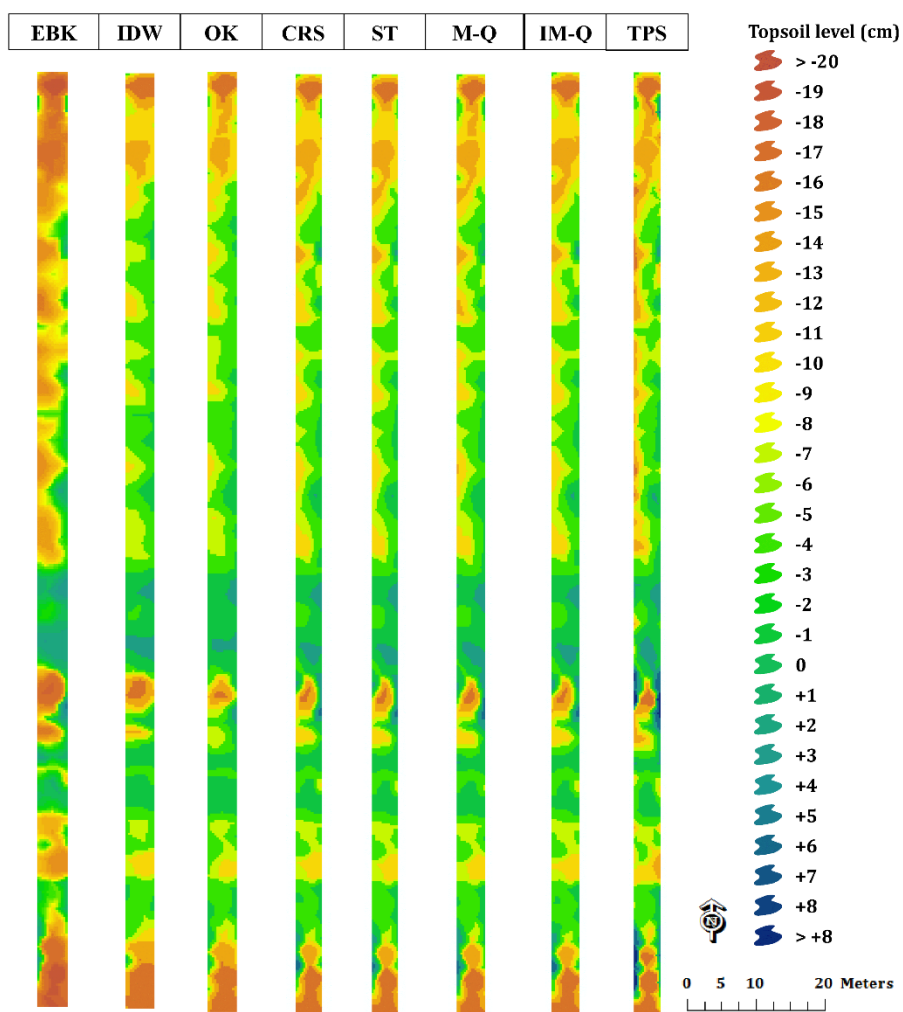


Figura 11. Mapas (ISUM18) obtenidos a partir de los diferentes métodos de interpolación (Fuente: Rodrigo-Comino et al. 2019). Métodos de interpolación (nomenclatura en inglés): OK: Kriging ordinario; IDW: ponderación inversa de la distancia; EBK: kriging bayesiano empírico; CRS: Spline Completamente Regularizado; ST: Spline con tensión; M-Q: Multi-cuádrlica; Multicuádrlica Inversa (IM-Q) ; TPS: Spline de placa delgada.

Finalmente, en la Tabla 6 se muestra el transporte total estimado del suelo durante los 40 años desde el inicio de la plantación utilizando la ecuación erosión-deposición (Paroissien et al.,

2010). Los valores de transporte del suelo calculados corroboran los hallazgos de Rodrigo-Comino et al. (2016) que afirmaban que el agotamiento del suelo ocurre principalmente en los viñedos en pendiente del valle Ruwer-Mosel en lugar de la sedimentación. Usando SUM, estos autores obtuvieron una tasa de erosión de  $3,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  en una calle adyacente. Nuestras tasas de erosión calculadas van desde 64.8 obtenidas por SUM a  $40.1 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  con ISUM18. ISUM15 obtuvo valores similares a ISUM18 alcanzando  $39.4 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . Observamos una diferencia cuando usamos 10 puntos de medición obteniendo solo  $25.0 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . Por su parte, ISUM5 e ISUM7 registraron 38,9 y  $37,9 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , respectivamente, lo que se acerca definitivamente a ISUM18 e ISUM15. Esto confirma que el ISUM5 aplicado en los viñedos valencianos por primera vez podría ser un valor bastante correcto (Rodrigo-Comino y Cerdà, 2018). Estas estimaciones de transporte del suelo confirman que 5 medidas (2 bajo las vides más 3 entre calles) consiguen el mismo resultado que 7 o muy similar a 15 y 18 medidas. Al seleccionar un número menor de puntos de medición, el tiempo de permanencia en el trabajo de campo se reduciría considerablemente, pero los resultados no serían tan precisos, al menos, en esta área. Por lo tanto, estos resultados son útiles para ayudar a la estandarización futura de ISUM para tamaños de parcela más grandes. Sin embargo, es importante remarcar la importancia de las especificaciones del área de estudio en cuestión. En ocasiones, las áreas de las huellas de las ruedas son muy pronunciadas, y la omisión de mediciones en las partes superior e inferior podría generar errores significativos en los modelos desarrollados, como se observó en Eslovaquia (Lieskovský and Kenderessy, 2014), el norte de España (Casalí et al., 2009; Flaño et al., 2008), Portugal (Ferreira et al., 2018) y Croacia (Bogunovic et al., 2017a).

Tabla 6. Estimación de la movilización total de suelo.

Método	Movilización total		
	$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$\text{t ha}^{-1}$	$\text{t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$
ISUM <sub>18</sub>	-9.54	-13.6	40.1
ISUM <sub>15</sub>	-9.36	-13.4	39.4
ISUM <sub>10</sub>	-5.95	-8.5	25.0
ISUM <sub>7</sub>	-9.01	-12.8	38.9
ISUM <sub>5</sub>	-9.01	-12.9	37.9
SUM	-15.40	-22.1	64.8

\*ISUM: Improved Stock Unearthing Method; SUM: Stock Unearthing Method.

### 2.2.5. Futuros retos

Los resultados obtenidos en este apartado de la tesis utilizando ISUM18 (16 mediciones en las áreas entre calles y 2 en las cepas) son mucho más bajos que los resultados obtenidos con SUM como se informa en la literatura, por ejemplo, en Borgoña en Francia con  $23 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Brenot et al., 2008), en Navarra alcanzando los  $30 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Casalí et al., 2009) y en el Valle de Aosta en Italia con  $15,7 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Biddoccu et al., 2018). Todas las áreas de estudio investigadas por estos autores se sitúan en la región mediterránea con alguna influencia continental y/o oceánica. Sin embargo, al aplicar ISUM5 en otro viñedo mediterráneo como

Valencia (Este de España), Rodrigo-Comino y Cerdà (2018) registraron solo  $-2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , lo que está muy lejos de nuestras estimaciones. Por lo tanto, SUM e ISUM5 aplicados en diferentes regiones no pueden compararse ya que las diferencias podrían deberse a un artefacto en el método aplicado o debido a las diferencias regionales en la movilización del suelo que podría variar significativamente entre las hileras de las calles y bajo las parras. Por lo tanto, la estandarización del método (interpolación y número de mediciones) debe considerarse obligatoria. Confirmamos que una separación de menos de 10 cm de las medidas entre las calles (>15 puntos de medición en esta área de estudio) y 2 en la base de las uniones de injerto pareadas podrían ser suficientes para lograr una estimación razonable de la tasa de movilización del suelo y modelar micro-cambios topográficos. Se propone que las mediciones futuras verifiquen la precisión de ISUM en otros países u otras técnicas como simuladores de lluvia (Cerdà et al., 2018) en parcelas de erosión (Mekonnen et al., 2016). Asimismo, se sugiere que ISUM se compare con otras mediciones y estimaciones a diferentes escalas (Raclot et al., 2009) y con parámetros distintos del suelo como el carbono orgánico (García-Díaz et al., 2016). Escalas mayores permitirían modelar surcos y cárcavas efímeras, y áreas de acumulación (Ben-Salem et al., 2018). Un tema de investigación clave será determinar el efecto de la erosión del suelo en su calidad y el vigor de la planta (Novara et al., 2017; Vaudour et al., 2017), ya que ISUM puede mostrar la distribución espacial de la movilización del suelo y su efecto en la producción vegetal. ISUM también puede ayudar a comprender el impacto de la erosión del suelo en las propiedades físicas del suelo, como la infiltración y la conductividad hidráulica saturada (Alagna et al., 2019; Bagarello et al., 2014), y en la producción de uva y la calidad del vino. Se reconoce que la microtopografía original del área entre calles hace 40 años no se puede conocer con precisión. La superficie original del área entre calles puede haber estado sujeta a los efectos de las ruedas y pisadas antes de que ocurrieran los procesos de movilización del suelo. Por lo tanto, se requiere más investigación para la reconstrucción de la superficie del suelo original a través de técnicas de modelado, o las mediciones que deben comenzar poco después de la plantación de los viñedos (Remke et al., 2018).

La medición inicial de la distancia entre la superficie del suelo y la cinta métrica se tomó una sola vez durante el mes de agosto. Seleccionamos este mes debido a que refleja el asentamiento/compactación natural del suelo después de la labranza mecánica aplicada en primavera y antes de perturbar la superficie del suelo después de la cosecha (Rodrigo-Comino et al., 2015a). Sin embargo, para investigaciones futuras, se deberían realizar las mismas medidas al menos tres veces al año para que podamos incluir el valor promedio y analizar la variabilidad estacional de la topografía de la superficie del suelo. Nuestra área analizada es delgada y larga, lo que podría indicar que los resultados obtenidos pueden estar determinados por esta distribución particular de puntos. Sin embargo, este aspecto tiene que ser investigado a fondo. Como medimos solo una fila, el siguiente paso lógico sería la aplicación de ISUM a más filas para aumentar el área y, posteriormente, el ancho. Posiblemente, podríamos observar si existen diferencias en el mapa actual de la superficie del suelo debido al nuevo patrón de distribución de puntos.

Además, también deberían llevarse a cabo nuevas investigaciones sobre estrategias para reducir la movilización del suelo en áreas que probablemente registren altas tasas de erosión,

pero donde los estudios de erosión del suelo son escasos, como en Sudáfrica, China, Irán o Turquía, entre otros (Rodrigo- Comino, 2018). Otro tema de investigación que podría utilizar ISUM sería un enfoque en la medición de áreas donde hay un establecimiento de cobertura vegetal en la superficie del suelo, lo cual es bien conocido como una buena práctica que se debe alentar a los agricultores a seguir (Jesús Rodrigo-Comino et al., 2020b). Finalmente, dado que la paleosuperficie es bien reconocida por la unión del injerto, el uso de nuevas tecnologías como drones o cámaras debe considerarse obligatorio para ayudar a aumentar el número de puntos y evaluar áreas más grandes (Pijl et al., 2019).

### 2.3. Aumentando el número de calles junto con más mediciones en las calles

En esta tercera parte, determinamos cuántas calles se deben medir para estimar las tasas de movilización del suelo en la zona de viticultura de Tierra de Barros (Extremadura, SO de España) utilizando ISUM. Esto se aplicó a tres calles y cuatro hileras de vides (5904 puntos de muestreo) para determinar cuánta superficie y el número de transectos que se deben medir para alcanzar los números más precisos con este método, ya que todas las mediciones anteriores se realizaron con una sola calle.

#### 2.3.1. Área de estudio

Seleccionamos un viñedo ubicado en la región vitivinícola de la Tierra de Barros (Figura 12; Extremadura, SO de España), donde existe una falta de información sobre la investigación de la erosión del suelo. Los viñedos están situados en un campo a 5 km del término municipal de Arroyo de San Serván (Badajoz), perteneciente a la finca "La Agraria". Consideramos esta parcela como representativa porque sigue el mismo patrón de la mayoría de los viñedos de la Tierra de Barros, que están montados en un sistema de espaldera convencional apoyado por riego. La precipitación media anual total alcanza los 425,2 mm y la temperatura media anual es de 16,5 °C (estación meteorológica Arroyo de San Serván) (REDAREX, 38°51'29000" N/06°28'22000" W). El viñedo estudiado registra un clima de tipo mediterráneo caracterizado por meses fríos como enero alcanzando temperaturas medias de alrededor de 8,0 °C y meses cálidos como julio con 26,9 °C. Noviembre (55,9 mm) y julio son (4,4 mm) los meses más húmedos y secos, respectivamente (Moral et al., 2016b).

Las plantas se disponen a lo largo de las hileras en espaldera con el fin de potenciar la fotosíntesis y la producción de uva, de la que se espera obtener los primeros resultados después de tres años. Las vides están creciendo en un injerto de patrón americano debido a los posibles problemas relacionados con la filoxera. La altitud media oscila entre 165 y 265 m s.n.m. El material parental se caracteriza por gravas y cantos rodados, que provienen de procesos fluviales durante el Cuaternario (Moral et al., 2016a). Las tres calles seleccionadas están ubicadas cerca de un pequeño canal fluvial siguiendo la dirección de la ladera. En la Figura 12, se representa un perfil longitudinal para cada transecto y la altura para mostrar que los cambios topográficos no son tan diferentes entre ellos. El viñedo tiene 20 años, con la variedad de uva Cayetana (variedad autóctona), y un marco de plantación de 2,8 x 1,5 m. Cada fila contiene aproximadamente 140 plantas (210 m de largo). Es importante destacar que toda la plantación se maneja mediante labranza convencional, la cual se realiza tres veces al año. Se utiliza un tractor John Deere, modelo 5090 m, de cuatro cilindros y una cilindrada de 4525 cm<sup>3</sup>. Los neumáticos delantero y trasero son 340/85 R24 y 420/85 R34, respectivamente, sumando un peso total de 4900 kg. Como consecuencia, el suelo se puede clasificar como un Luvisol cálcico (IUSS Working Group WRB, 2015), que se encuentra altamente antropizado. El perfil del suelo observado alcanza una profundidad útil del suelo de hasta 140 cm. En la

superficie del suelo existe una pedregosidad moderada que va del 5% al 15%, con una presencia más abundante en el horizonte Ap donde alcanza cerca del 50%.

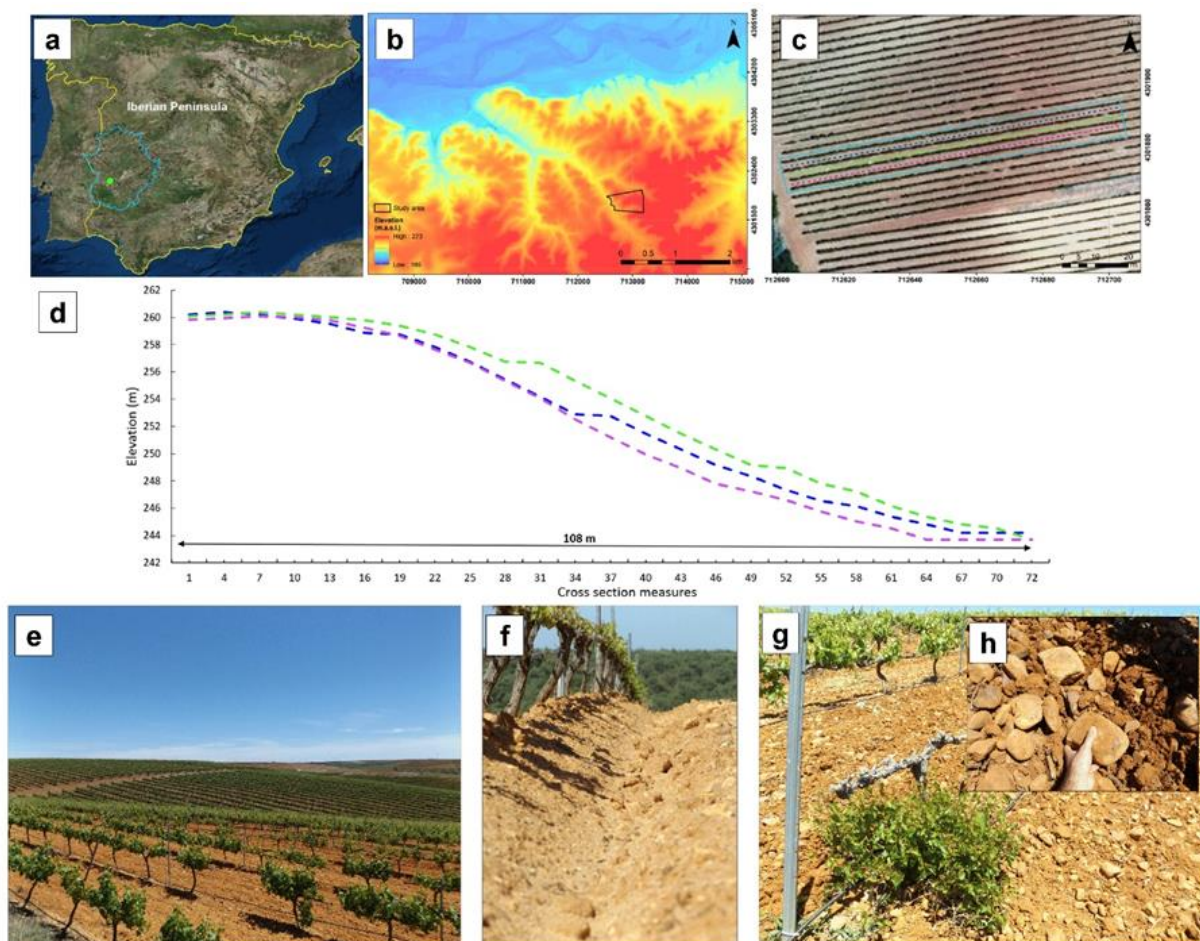


Figura 12. Ubicación del área de estudio (a), cambios topográficos (b–e) y suelos (f–h) (Fuente: (Rodrigo-Comino et al., 2019b))

### 2.3.2. Aplicación de ISUM y realización de mapas

En la Figura 13, se muestra un diagrama para explicar cómo se aplicó ISUM en este supuesto. En primer lugar, fue necesario realizar observaciones *in situ* de nuevas plantaciones colindantes, y confirmar con los agricultores que la parte de la unión del injerto no crecía verticalmente desde que fue plantada. Esto se realizó mediante entrevistas informales sin un cuestionario estructurado durante la campaña de campo en mayo de 2018. Los agricultores expusieron que cuando la planta de la vid fue adquirida del vivero, se cubrió con un cilindro de plástico de 30 a 40 cm de largo y 10 cm de diámetro para ayudar a prevenir daños por conejos y herbicidas, facilitando la localización de la parte injertada sobre el suelo. Los injertos se colocaron en la superficie (0 cm) y el crecimiento vertical del injerto fue insignificante ya que es la nueva variedad la que experimenta toda la evolución. En nuestro protocolo de campo, el mismo investigador midió el injerto de la cepa, que indicaba el nivel superficial inicial del suelo en el momento de la siembra. La cuerda para medir los cambios microtopográficos se amarró a 0 cm por encima del injerto. Cuando encontramos algunos tocones enterrados (Figura 13) se levantó la cuerda 30 cm. Después de encontrar la unión del injerto en cada par se estiró la



cinta métrica entre ellos para tomar medidas cada 10 cm. En esta investigación se realizaron un total de 28 medidas (dos en cada unión de injerto y 26 en la zona entre calles), obteniendo una mayor precisión que en trabajos anteriores donde no se midió parte de la superficie entre hileras. Se midieron un total de 5904 puntos utilizando cuatro filas y tres calles intermedias.

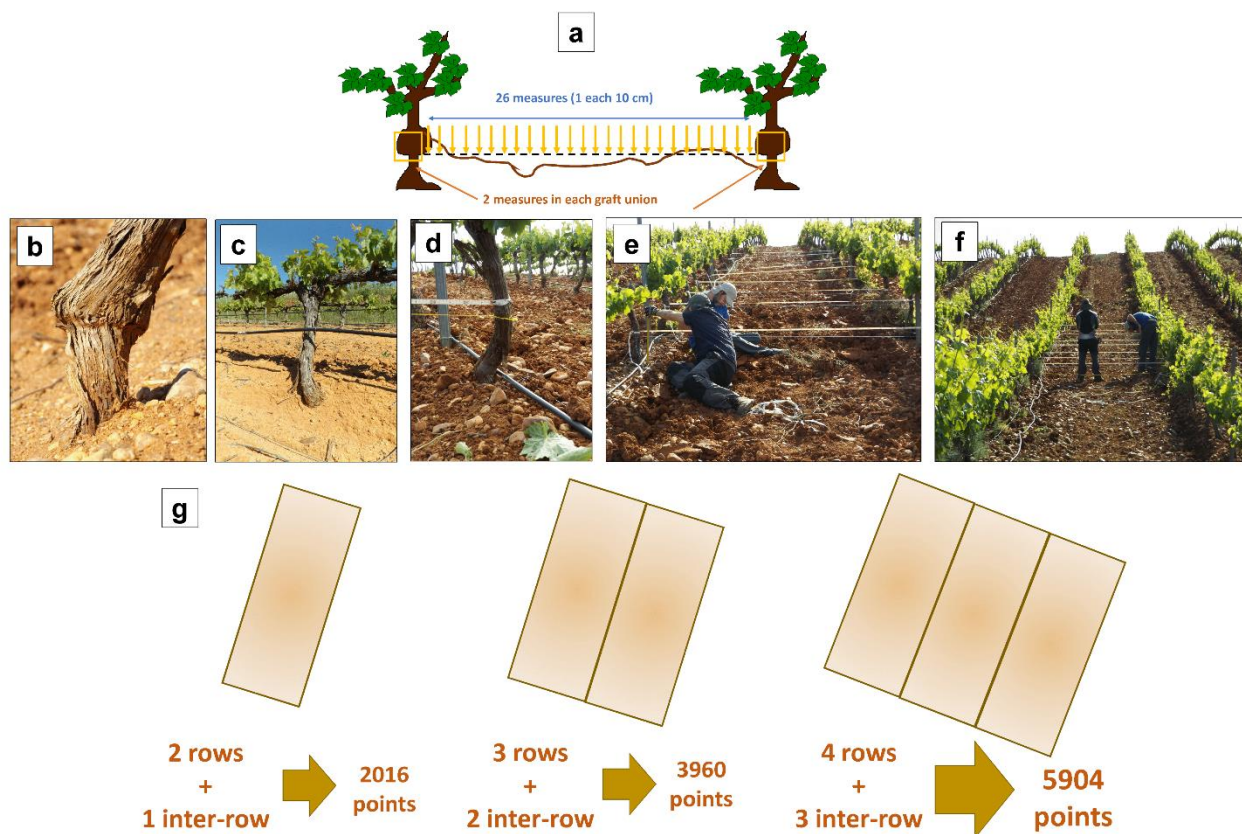


Figura 13. Diagrama que incluye el procedimiento de ISUM. a: estrategia de puntos de muestreo para cada transecto entre calles; b: unión del injerto; c: pase de tractor marca de las ruedas; d-f: midiendo con ISUM; g: cambio de diferentes escalas de puntos de muestreo (Fuente: Rodrigo-Comino et al., 2019b).

Cuando las mediciones se trasladan a un formato electrónico en una hoja de cálculo, los datos se pueden posteriormente incorporar a ArcMap 10.5 (ESRI, Redlands, CA, EE. UU.) como un shapefile. Los puntos se digitalizan mediante la herramienta "fishnet" tomando como referencia, el inicio de cada fila, el cual se midió mediante un GPS. Para obtener el mapa ISUM más correcto, se probaron varios métodos de interpolación para obtener un MDT (Modelo de elevación digital) actual: Kriging ordinario (OK) con anisotropía, Multicuadrático (M-Q), Kriging bayesiano empírico (EBK), Placa delgada Spline (TPS), IM-Q (Multicuadrático inverso), Peso de distancia inversa (IDW), Spline completamente regularizado (CRS) y Spline con tensión (ST). Para todos los métodos, se calcularon el RMSE (error cuadrático medio) y  $R^2$  (coeficiente de determinación). La Tabla 7 muestra los valores referentes a la media, el error cuadrático medio y el error cuadrático de cada método de interpolación. El error más bajo y los coeficientes más altos se obtuvieron para el OK, obteniendo una resolución de 0,03 m por tamaño de píxel.

Tabla 7. Métodos de interpolación utilizados.

Método	Promedio	RMSE	R <sup>2</sup>
OK Anisotropy	0.024	2.901	0.858
M-Q	0.021	2.978	0.851
IDW	0.028	2.985	0.850
EBK	0.034	3.011	0.847
ST	0.027	3.074	0.844
TPS	0.007	3.128	0.840
IM-Q	0.032	3.507	0.806
CRS	0.030	3.553	0.801

Métodos: OK: Kriging ordinario; M-Q: Multi-Quadric; EBK: Kriging bayesiano empírico; TPS: Spline de placa delgada; IM-Q: Multi-Cuádrlica Inversa; IDW: Ponderación de distancia inversa; CRS: Spline Completamente Regularizado; ST: Spline con tensión; RMSE: Error cuadrático medio de la raíz.

Finalmente, los resultados se representaron en gráficos de diagramas de caja para mostrar la variación de los valores recogidos. También se incluyeron los percentiles 5 y 95. Además, los valores medios totales, máximos y mínimos, también se representaron en gráficos lineales para cada área entre calles medida. Las tasas de movilización del suelo se estimaron utilizando la ecuación propuesta por Paroissien et al. (2010), denominada erosión-deposición (ER) donde se utilizaron como elementos de entrada el volumen (Vol), el área total del campo medido (A), los años de las vides (a, 20 años) y la densidad aparente. La densidad aparente del suelo representa el promedio de las mediciones recogidas en un cilindro de 100 cm<sup>3</sup> en siete puntos diferentes a lo largo de la calle y el área entre hileras. Los resultados obtenidos fueron 1,24, 1,20 y 1,29 g cm<sup>-3</sup>, para la izquierda (calle 1), media (calle 2) y derecha (calle 3), respectivamente. Finalmente, los resultados obtenidos de cada fila y calles se compararon mediante una prueba de Tukey. Antes de realizar cada análisis, se realizó una prueba de normalidad (Shapiro-Wilk) y una de igualdad de varianza. Utilizamos el software SigmaPlot 12.0 (Systat, Chicago, IL, EE. UU.).

### 2.3.3. Resultados

En las Figuras 14 y 15, las variaciones del cambio de la superficie del suelo con una vista transversal se representan en diagramas de caja y gráficos lineales, respectivamente. La calle 1 registra valores promedio de  $-11,4 \pm 7,7$  cm, alcanzando una acumulación máxima de 20 cm. El valor máximo de erosión fue de 33,9 cm. Para la calle 2,  $-11,8 \pm 7,6$  cm son los valores promedio del nivel de la superficie del suelo, y 18 y  $-33,3$  cm son los valores máximos de acumulación y erosión observados. En la calle 3,  $-11,5 \pm 8$  cm son los valores medios del nivel superficial del suelo, registrándose una acumulación máxima de 12,4 cm y una erosión máxima de  $-33,9$  cm. Si consideramos los valores medios de las calles 1 y 2, obtenemos un nivel superficial del suelo de  $-11,7 \pm 7,6$  cm. Por otro lado, al calcular los promedios de los valores entre calles 1, 2 y 3, los resultados muestran un nivel actual de la superficie del suelo de  $-11,6 \pm 7,7$  cm. El análisis estadístico demuestra las diferencias en los valores medios entre las filas y entre las calles. Los resultados muestran que las diferencias no son lo suficientemente grandes, por lo que podemos concluir que no existe una diferencia estadísticamente

significativa. Comparando entre filas 1 y 2, 2 y 3, y 1 y 3, obtuvimos  $p = 0.147$ ,  $p = 0.178$  y  $p = 0.943$ , respectivamente.

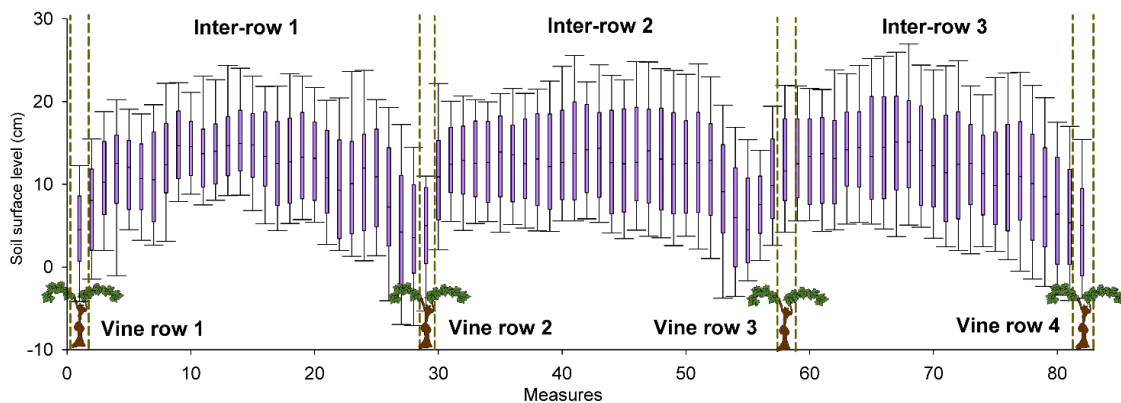


Figura 14. Diagramas de caja utilizando el total de puntos medidos ( $n = 5904$ ). La línea negra en cada diagrama de caja representa el valor de la mediana. También se incluyen los percentiles 5 y 95 (Fuente: Rodrigo-Comino et al., 2019).

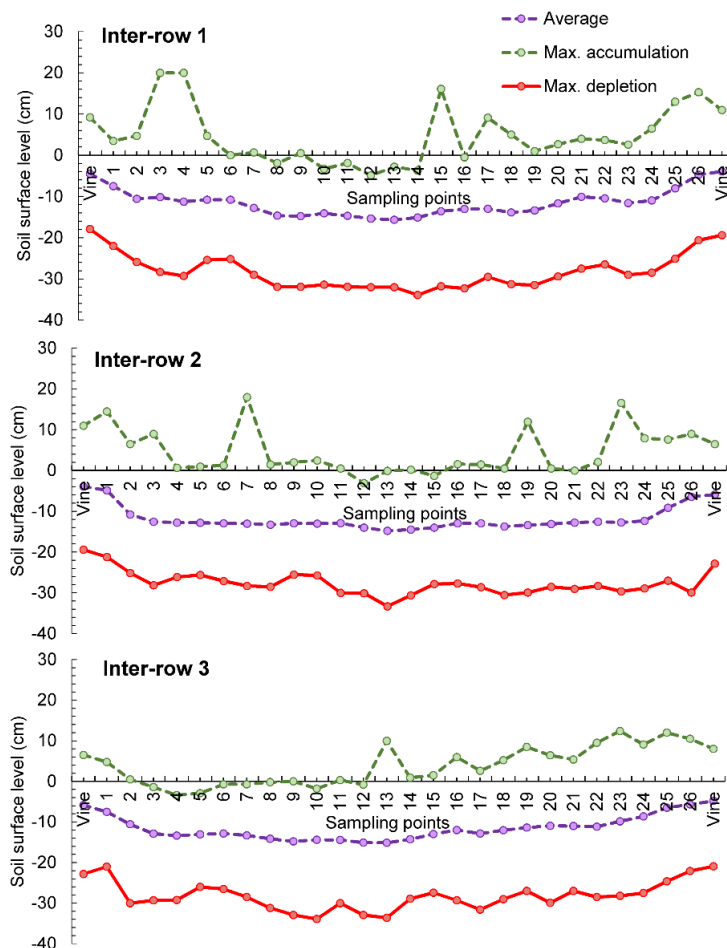


Figura 15. Valores promedio, acumulación máxima y erosión en cada área entre calles (Fuente: Rodrigo-Comino et al., 2019b).

En la Figura 16, el mapa ISUM se presenta para mostrar los cambios microtopográficos entre las diferentes áreas entre calles y posiciones en la ladera. En general, se pueden encontrar claras similitudes entre las áreas entre calles. Existe un claro proceso de movilización del suelo desde la cabecera hasta el pie de la ladera. A lo largo de 108 m, podemos notar que las mayores tasas de erosión se encuentran en las partes de pie de la ladera (colores rojos), alcanzando valores cercanos a -20 cm. Es interesante resaltar que en estas partes hay algunas áreas con un color amarillo que muestra áreas de acumulación en el medio de la calle. El color rojo en ambos lados de estas partes de acumulación podría mostrar claramente las señales de las huellas de las ruedas y las rutas de flujo de la superficie. Bajo las parras encontramos las partes de mayor acumulación de suelo, aunque también es destacable que cerca de las vides el nivel superficial del suelo es más bajo que en la parte media. Valores superiores a 30 y 35 cm pueden ubicarse donde la ladera comienza a descender drásticamente.

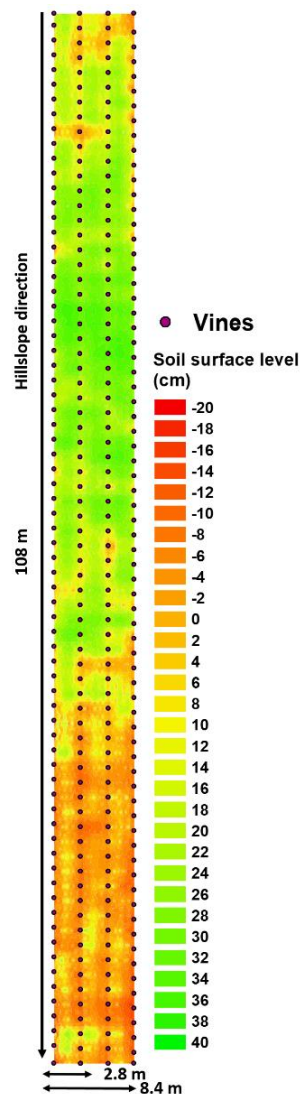


Figura 16. Mapa ISUM que muestra el nivel actual de la superficie del suelo.

Las tasas de movilización de suelo obtenidas tras modelar los puntos muestreados se muestran en la Tabla 8. Las calles 1, 2 y 3, cada una con un área total de 302.4 m<sup>2</sup> (2016 puntos) registran 71.4, 70,8 y 74,0 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, respectivamente. Agrupando los datos de las calles 1 y 2 con un área total de muestreo de 604,8 m<sup>2</sup> y utilizando 3960 puntos, las tasas de movilización del suelo alcanzan los 70,7 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Los resultados finales obtenidos, utilizando 5904 puntos (907,2 m<sup>2</sup>), son 71,2 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>.

#### 2.3.4. *Discusión*

La investigación en Tierra de Barros confirma lo que la comunidad científica encontró en otros viñedos: altas tasas de movilización del suelo (71,2 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) que no son sostenibles (Verheijen et al., 2009). El impacto de la maquinaria pesada sobre los suelos desnudos y labranza intensiva, aunque son capaces de homogeneizar los suelos y airearlos, aumentan en las algunas zonas las pérdidas de suelo y lo compactan. La labranza afecta claramente las propiedades físicas del suelo, como la densidad aparente, que modifica directamente la capacidad de retención de agua y la conductividad hidráulica saturada (Ferrero et al., 2005). La labranza es capaz de mover el material pendiente abajo y generar áreas vulnerables en las partes medias. Otro factor clave en Tierra de Barros es el contenido de fragmentos de roca. En las partes altas, la cantidad de rocas es mayor que en las partes de los pies. Las rocas permiten la infiltración del agua y la retención del suelo, por defecto el transporte del suelo, que será aún más eficiente si se encuentran en el perfil del suelo (Follain et al., 2012; Jomaa et al., 2012; Rodrigo-Comino et al., 2017).

En un metaanálisis, Cerdan et al., (2010) considerando 1350 parcelas experimentales de diferentes usos del suelo, encontraron que los viñedos alcanzan las tasas de erosión más altas de Europa con 12,2 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Varias investigaciones llevadas a cabo en viñedos del norte de España afectados por cárcavas registraron movilizaciones de suelo superiores a 200 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> durante episodios de precipitaciones extremas (Martínez-Casasnovas et al., 2003; Ramos, 2006). En Italia, podemos observar algunas investigaciones comparables recientes publicadas en 2019 pero con tasas de erosión del suelo más bajas que en la Tierra de Barros. Por ejemplo, Novara et al., (2019) evaluó la tasa de erosión de la labranza del suelo en un viñedo siciliano utilizando un marcador de abundancia natural 13C que registró 9,5±1,2 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Por otra parte, utilizando la USLE (Universal Soil Loss Equation) para la misma zona, Baiamonte et al., (2019) durante el período de observación de 10 años cuantificaron hasta 3 t ha<sup>-1</sup> con un máximo de 13,2 t ha<sup>-1</sup> en 2014. Además, en Italia, Pijl et al., (2019) aplicando la Ecuación Universal Revisada de Pérdida de Suelo (RUSLE) en 24 viñedos en terrazas ubicados en el noreste de Italia, calculando de 53,9 a 69,5 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. En la región vitivinícola del Prosecco, Pappalardo et al., (2019) modelaron la erosión potencial que podría alcanzar hasta los 300.180 t año<sup>-1</sup>, lo que representa 43,7 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Los mismos autores estimaron para un escenario de manejo convencional de la tierra 3,3 kg de suelo por cada botella producida, pero se reduciría a 1,1 kg por botella si el área total fuera completamente ecológica. Por lo tanto, está claro que es un trabajo obligatorio desarrollar soluciones basadas en la naturaleza para reducir las tasas no sostenibles de erosión.

Centrándonos en los resultados obtenidos, las altas tasas de erosión encontradas en el pie de la ladera podrían estar relacionadas con el ángulo de la pendiente. Este supuesto nos permite preguntarnos sobre la posibilidad de que cada inclinación específica entre parras o puntos de muestreo pueda afectar la activación de la movilización del suelo en diferentes direcciones o incluso la activación de la escorrentía. Varios autores destacaron la importancia de considerar la rugosidad del suelo en la activación de procesos de erosión del suelo a escala de pedón (Fox et al., 1997; Nearing et al., 2017) y procesos de conectividad a escala de ladera (Alder et al., 2015; Cossart et al., 2017); sin embargo, en viñedos, el uso de mediciones *in situ* como ISUM aún está poco estudiado. Este es un nuevo tema de investigación a desarrollar en un futuro cercano: la consideración de los cambios de inclinación y rugosidad del suelo entre puntos muestreados.

Son numerosos los estudios en la literatura científica que analizan el tamaño de las parcelas y la representatividad de los estudios de erosión y escorrentía (Bagarello et al., 2011; Sadeghi et al., 2013; Thomaz and Vestena, 2012). Sin embargo, pocos estudios han demostrado la precisión potencial de ISUM para brindar una visión general del proceso de erosión del suelo atendiendo a los resultados obtenidos para viñedos que siguen el mismo sistema de manejo del suelo, como la labranza. Concluimos que las tasas de erosión del suelo son extremadamente altas (no sostenibles) y que ISUM podría aplicarse solo a una calle por forma de relieve permitiendo muestrear áreas con mayor tamaño. Medimos el descenso del suelo durante 25 años en 1, 2 y 3 calles. Esta información nos dio la posibilidad para comprender las tasas de movilización del suelo desde el momento de la plantación utilizando 2016, 3960 y 5904 puntos de muestreo. Cubrimos un área total desde 302,4 m<sup>2</sup> en cada calle hasta 907,2 m<sup>2</sup> en toda el área de estudio. Las estimaciones promedio totales de la movilización del suelo no mostraron grandes diferencias entre los tamaños de las parcelas. Se registraron valores ligeramente superiores a 70 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Las mediciones con la segunda y tercera fila no mostraron diferentes tasas de erosión del suelo. Entonces, proponemos que solo se mida una calle que represente un área homogénea. Otro tema clave fue la determinación de qué tan representativos son los datos registrados para un viñedo completo. Afirmamos la previsibilidad potencial de ISUM para dar una visión general del proceso de erosión del suelo atendiendo a los resultados obtenidos para viñedos que siguen el mismo sistema de manejo del suelo. Cuando se aplica ISUM, se debe tomar una decisión importante para determinar la representatividad de los resultados: prestar atención a la importancia de medir áreas más separadas en un mismo viñedo o, por el contrario, medir áreas entre calles continuas y paralelas. Esta pregunta también debería responderse en el futuro con más mediciones continuadas. También ISUM y esta estrategia de muestreo permitió confirmar que el laboreo es capaz de homogeneizar las propiedades del suelo y, posteriormente, los procesos de erosión. Se encontraron resultados similares entre calles posiblemente debido a este factor, por lo que sería interesante comprobar si existe una representatividad similar de estos resultados en viñedos ecológicos donde se aplica labranza cero. De nuevo, ISUM se ha comprobado como una metodología fácil de aplicar, ya que las mediciones en la unión de injertos emparejados y la realización de tres mediciones adicionales en las áreas entre calles pueden proporcionar información clave para mapear las estimaciones de erosión del suelo en solo un día. En este caso, si se pasa de medir un área entre hileras a ensayar tres, aumentando

el número de puntos de muestreo y área de parcela, el tiempo y esfuerzo invertido será más elevado. Por tanto, la solución de este problema supondrá un nuevo avance en la estandarización del método para ser aplicado por otros autores siguiendo el mismo procedimiento en el futuro.

## **CAPÍTULO 3. Bloque sobre factores condicionantes**

### **3.1. Diversas posiciones de la ladera y procesos de conectividad**

La magnitud y distribución de los flujos de agua, nutrientes y sedimentos están determinadas por las condiciones climáticas, del suelo y de la pendiente, y por el uso y la gestión de la tierra (Poepl et al., 2017; Zeraatpisheh et al., 2020). Esta interacción entre procesos y formas del relieve se acelera en las tierras agrícolas debido a la presencia de suelos desnudos y al uso de prácticas de labranza que desplazan grandes cantidades de suelo y aumentan el material disponible para ser transportado (De Alba, 2003; De Alba et al., 2004). Debido a estos procesos de erosión acelerada, las tierras agrícolas, y especialmente los cultivos leñosos, pueden verse como paisajes-laboratorio para estudiar los procesos de erosión del suelo y la conectividad de los sedimentos entre diferentes partes de la ladera. Las tierras agrícolas pueden enseñarnos cómo evolucionan los accidentes geográficos, los mecanismos y procesos que intervienen y las respectivas tasas de cambio (Callow et al., 2007; Gumiere et al., 2011). Los investigadores han estado luchando para encontrar metodologías para evaluar las condiciones superficiales actuales y pasadas para que puedan adquirir datos lo suficientemente precisos para evaluar las características morfológicas y las tasas de erosión en el paisaje. En el pasado, los investigadores sólo disponían de técnicas de prospección geomorfológica (Bocco et al., 2001), o de interpretación de imágenes aéreas y, más recientemente, imágenes derivadas de sistemas LiDAR (Siart et al., 2009; van Westen and Lulie Getahun, 2003). Sin embargo, este tipo de técnicas consumen mucho tiempo y son costosas debido al equipo (aviones o drones) que se necesita, la gran cantidad de datos adquiridos y los cálculos complejos utilizados, como la fotogrametría (SfM) (Alfonso-Torreño et al., 2019; Castillo et al., 2014). Además, el operador necesita habilidades específicas para adquirir los datos y procesar estos conjuntos de datos en un MDT. Además, para pasar de un mapa geomorfológico detallado a una evaluación de la erosión, es necesario saber en qué nivel de la superficie original se encontraba previamente. Por lo general, los mapas más antiguos, si es que están disponibles, tienen una precisión insuficiente para poder realizar una evaluación adecuada del cambio en el nivel de la superficie, lo cual es especialmente incierto para áreas remotas del planeta y en países en desarrollo (Hovius et al., 1997).

ISUM es un método que brinda información sobre los procesos de erosión y deposición a largo plazo. Además de los procesos a largo plazo, se pueden inferir procesos a corto plazo observando las características de agotamiento y deposición de la superficie del suelo que son evidentes en el campo después de cada evento de lluvia. Cuando se monitorean estos tipos de características de erosión durante un período de tiempo más largo, se pueden revelar tendencias en los cambios en la conectividad. Por lo tanto, el objetivo principal de este apartado fue demostrar las tasas de erosión del suelo en cultivos leñosos y los cambios en las formas del relieve, y evaluar la conectividad de los sedimentos y las rutas de flujo de agua. Las características geomorfológicas que se estudiaron en campo para determinar la evaluación de la conectividad fueron: i) mapas de las rutas de transporte de flujos de agua y sedimentos derivados de ISUM y LiDAR; ii) características de los procesos erosivos y deposición a escala de calle en un viñedo para evaluar la situación actual; y, iii) caracterizar y contrastar la erosión después de cada evento de lluvia a través de estudios de campo durante un período de 7 años.



### 3.1.1. Área de estudio

El área de estudio se encuentra en una comarca de viticultura tradicional de las Terres dels Alforins, provincia de Valencia (este de España), en el valle de Les Alcusses dentro del municipio de Moixent (Figura 17). El campo de investigación es una plantación de la variedad Monastrell de la bodega Celler del Roure. El clima es típicamente mediterráneo caracterizado por 3 a 5 meses de sequía de junio a septiembre. La precipitación media anual total es de 350 mm año<sup>-1</sup> y la temperatura media anual es de unos 13,8°C. Durante el otoño se han reportado intensidades extremas de lluvia, en ocasiones superiores a los 200 mm d<sup>-1</sup> (Elías Castillo and Ruiz Beltrán, 1979), y las mayores intensidades de lluvia se dan durante las tormentas de verano. Un total de tres calles fueron escogidas para caracterizar las partes alta, media y baja de la ladera situadas en un depósito de coluviones. Los suelos se pueden clasificar como Antrosoles Téricos con materiales colúvicos (IUSS Working Group WRB, 2015). Los perfiles de suelo descritos (uno por posición de pendiente) mostraron un horizonte con claros signos de compactación (>20 cm) causados por varios años de laboreo. Las principales características del suelo son de 0 a 20 cm: i) textura del suelo franco-arenoso; ii) contenido de fragmentos de roca de alrededor del 25 % en la superficie del suelo y <10 % en el subsuelo; iii) 10YR 4-6 color en condiciones secas y 10YR 3-6 en condiciones húmedas; iv) materia orgánica del suelo inferior al 1%; y, v) pH de ≈8 (básico). La edad de plantación es de 25 años. El marco de plantación se caracteriza por un espaciamiento de 3,0 x 1,4 m (≈130 vides por hilera). Antes de la plantación, se nivelaron los suelos y las vides se plantaron en una superficie regular hecha por el hombre sin cambios microtopográficos apreciables (Cerdà et al., 2017). Todas las calles y filas reciben las mismas prácticas de manejo de la tierra durante los últimos 25 años: labranza (tres veces al año). La labranza se realizó con un tractor que labra el suelo con una profundidad de unos 25 cm, redistribuyendo el material de entre hilera e hilera en la misma dirección. Los suelos están desnudos y no se puede encontrar cubierta vegetal excepto debajo de las vides. El paso del tractor se realiza entre calles, es decir, a lo largo de las direcciones de las curvas de nivel (contrariamente a la dirección de la pendiente). De la parte superior a la inferior, se puede observar un descenso de 577 m a 567 m s.n.m. Eso denota que nuestra área de estudio se caracteriza por una superficie casi plana.

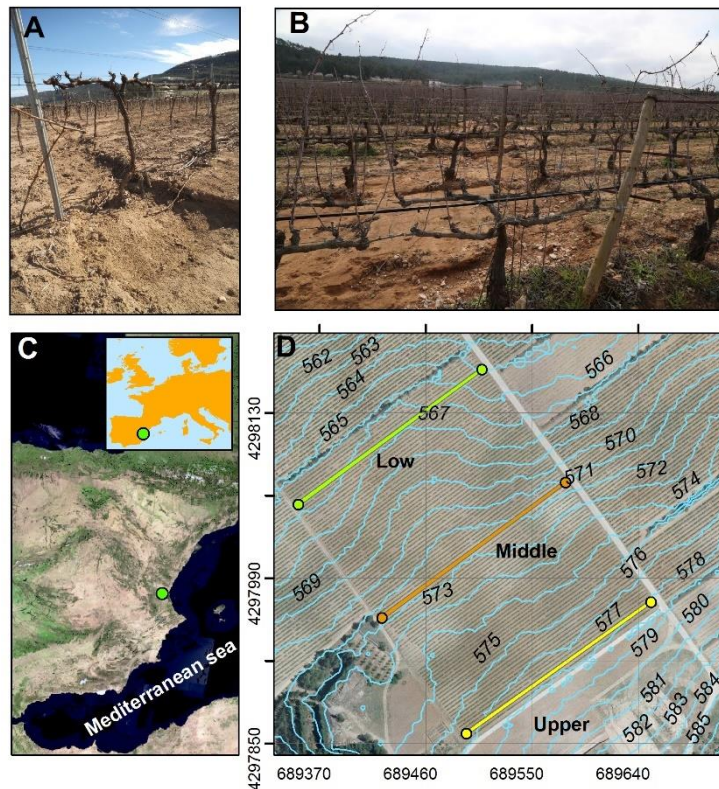


Figura 17. Área de estudio (Rodrigo-Comino et al., 2018a)

### 3.1.2. Aplicación de ISUM

En la fecha de siembra, todas las uniones de injerto (hechas mecánicamente por la persona del vivero encargada antes de la siembra) se ubican cerca de 2 cm (solo se pueden notar unos pocos mm de variación) por encima de la superficie nivelada del suelo para reducir los efectos de la humedad del suelo, la congelación o las infecciones fúngicas. Esta posición inicial constante del injerto fue confirmada por una encuesta a los agricultores de tipo no formal y visitas al campo en una plantación de vid de 1 año. La distancia de la unión del injerto en relación con la superficie del suelo no cambia como resultado del crecimiento de la planta después de la plantación, por lo que puede verse como una posición fija. A partir de la unión del injerto de parra, se unió una cinta métrica a dos parras enfrentadas a 30 cm por encima del punto de injerto verticalmente. Esto permitió medir tanto las cepas enterradas (medidas positivas) como descubiertas (medidas negativas). También se midieron dos puntos a 1 metro de distancia de las vides y uno directamente en el medio (1,5 m) del área entre hileras (Figura 18). Al agregar esta información, fue posible generar un MDT de las filas y en las calles, a partir de los cuales se pudieron derivar tasas de erosión del suelo más precisas y precisas. Además, se podrían inferir procesos lineales como surcos, sumideros, acumulaciones o procesos de conectividad.

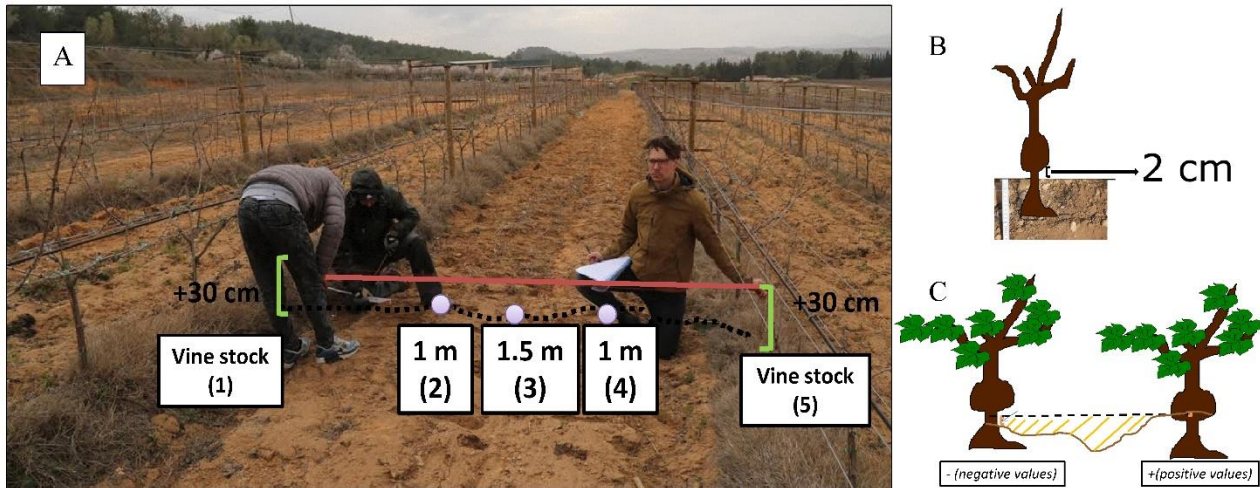


Figura 18. Diseño experimental de ISUM para este estudio de caso (Fuente: Rodrigo-Comino et al. 2018a).

Los mapas del nivel de la capa superior del suelo se realizaron utilizando la distancia de las uniones de injerto desde la parte final de la unión de injerto hasta el nivel real de la capa superior del suelo en tres posiciones de pendiente diferentes: superior (127 pares), media (128 pares) e inferior (127 pares). Las mediciones siempre fueron realizadas por el mismo investigador para evitar cualquier sesgo debido a diferencias en la interpretación del injerto medido y la superficie del suelo. Cuando observamos que la superficie tenía pequeños escalones o una cubierta de hierba que limitaba la visibilidad, nivelamos cuidadosamente la superficie con el nivel del suelo cercano actual. Después de medir la unión del injerto, también se midieron tres puntos extra más. Por tanto, por cada cepa emparejada obtuvimos 5 puntos diferentes. Eso significó que cada mapa y estimación del movimiento del suelo se generó utilizando  $\approx 635$  puntos. En total, se midieron 1910 puntos. Para las estimaciones finales, se aplicó una adición de 2 cm a todas las medidas, correspondientes a la distancia inicial de unión del injerto. Para representar el nivel real de la capa superior del suelo en diferentes posiciones de pendiente (02/2017), se interpoló un MDT de los puntos de medición con la herramienta "Topo to raster" del software ArcMap 10.5 (ESRI). Los mapas obtenidos se pueden aplicar para evaluar la estructura espacial de los procesos de redistribución del suelo.

Por último, la pérdida total de suelo ( $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ ) se estimó a partir de ISUM utilizando las diferencias de volumen ( $m^3$ ), aplicando los lados imaginarios de un polígono delimitado como la distancia entre cada unión de injerto, el promedio de las medidas de los puntos y la altura que correspondieron a la distancia de cada parte de la vid injertada medida y los puntos dentro de la hilera. La pérdida total de suelo se obtuvo a partir de la ecuación de erosión-deposición (ER) de Paroissien et al. (2010), donde se utilizan los datos de volumen (Vol), área total del campo (St), edad de las vides (A; 25 años) y densidad aparente (Bd). La densidad aparente se muestreó con un cilindro de acero de volumen conocido ( $100\ cm^3$ ) desde diferentes profundidades (0–5 y 5–15 cm) y posiciones de pendiente ( $n=7$ ) y promedió  $1,22\ g\ cm^{-3}$ .

Los puntos medidos se representaron en un gráfico de caja, mostrando la variación de los resultados, promedios, medianas y percentiles (5 y 95). Para observar las diferencias estadísticas entre los resultados obtenidos para cada línea de medidas puntuales considerando la parte superior, media e inferior del campo, se realizó una prueba ANOVA de una vía con Sigma Plot 12.0 (Systat Software Inc.). Sin embargo, los resultados no mostraron una distribución normal después de realizar una prueba de normalidad de Shaphiro-Wilks y una prueba de igualdad de varianza. Por lo tanto, se realizó una prueba de Tukey, donde se tomaron diferencias significativas al nivel de  $p < 0.001$ .

### 3.1.3. Combinación de mapas LiDAR y visualizaciones de marcas de conectividad entre erosión y escorrentía del suelo

Los mapas topográficos, de orientación y de pendiente se generaron utilizando ArcMap 10.5 (ESRI) y los datos LiDAR del IGN (Instituto Geográfico Nacional), los cuales tienen una resolución de 25 a 50 cm y utilizan el sistema de referencia geodésico ETRS89. Previo al levantamiento de campo, se realizó un MDT del talud del pie coluvial, donde se ubicaron las tres calles muestreadas, con una resolución de 1 m. Se generó un mapa de pendientes en valores porcentuales, a partir del cual se calcularon la dirección del flujo (representado por flechas negras) y la acumulación de la escorrentía (*flow direction* y *flow accumulation*) después de aplicar un relleno (*fill*) al MDT.

Además, desde 2010 hasta 2017, se realizó un monitoreo con observaciones de tipo cualitativo recogiendo las ubicaciones de las formas de erosión en el campo después de cada evento de lluvia. La encuesta cualitativa consistió principalmente en contar el número de caballones que fueron cortados por la escorrentía superficial y que formaron surcos. Se identificaron tres niveles de conectividad: (i) corte de caballones de una fila individual (al menos una), (ii) hileras múltiples conectadas a lo largo de la ladera (al menos 5 caballones, equivalente a 12 m de conexión), y (iii) ladera completa en conexión, en la que todas las hileras estaban conectadas debido a la ruptura extensa de los caballones de las hileras por regueros y cárcavas que cortaban las crestas. Se prestó especial atención a los puntos donde: (i) los caballones inducidos por la labranza se rompieron en las hileras de vides, (ii) las áreas de encharcamiento en el centro de una hilera, y (iii) los flujos a lo largo de la calle. Se estableció un pluviómetro en el área de estudio para caracterizar los eventos de lluvia. El desarrollo de surcos planos, depósitos coluviales arenosos y las marcas de los flujos (la hojarasca marca el pico del flujo en las vides) fueron las principales características seleccionadas para determinar el paso del flujo y la conexión entre calles. Además, se evaluaron los regueros y depósitos entre calles, y prestamos atención a los surcos planos formados debajo de las líneas de vid debido a la ruptura de los caballones. También se midieron las marcas de la vegetación y los sedimentos arenosos acumulados por el flujo superficial.



### 3.1.4. Resultados

En la Figura 19, se puede observar el resultado de los tres mapas generales sobre el área de estudio donde ISUM fue aplicado.

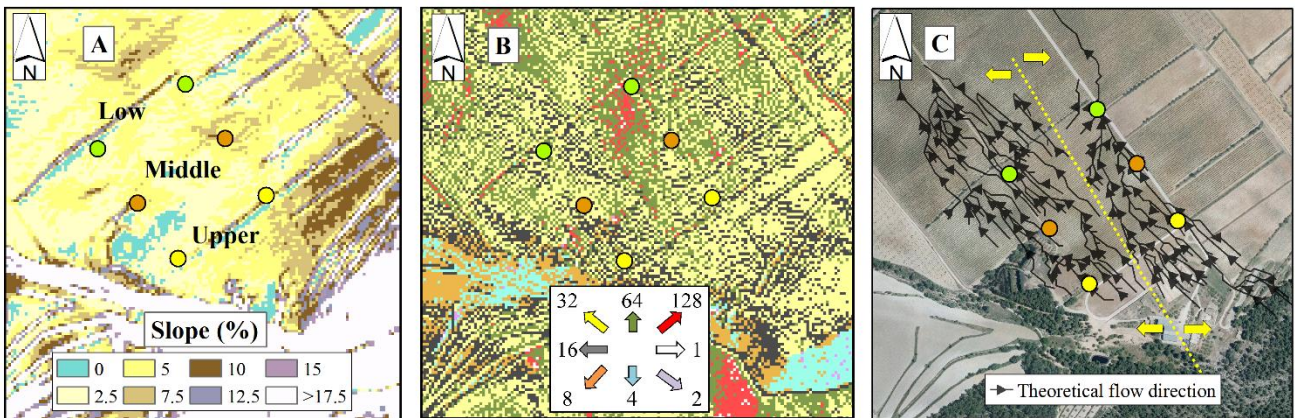


Figura 19. Mapa de pendientes y acumulación/dirección del flujo (Rodrigo-Comino et al. 2018a)

Las pendientes generales (%) se calcularon a partir de los datos LiDAR. Los valores generales mostraron una inclinación de la pendiente entre 5 y 7,5%. La parte superior tuvo una pendiente promedio de 10 a 12,5%, la media alrededor del 5% y la inferior cercana al 0%. La mayor inclinación se encontró en la parte alta de la ladera (17,5%). Las inclinaciones más bajas (0%) se encontraron paralelas a la calle de la parte baja en el área de estudio. Los mapas de dirección de flujo y acumulación teóricos sobre la base del mapa topográfico general muestran dónde teóricamente puede fluir el agua siguiendo las formas de la superficie terrestre en la escala de la ladera. En la parte superior del área de estudio, el agua puede fluir principalmente hacia el oeste (color gris), noroeste (amarillo) y norte (verde), con algunos píxeles que indican una tendencia hacia el noreste (rojo). Desde la parte media hasta la parte baja del área de estudio, se observaron claramente dos trayectorias de flujo preferenciales diferentes. El primer canal preferencial fluye hacia el oeste (gris) y noroeste (amarillo). Se observó que la segunda dirección de flujo era al norte (verde) y noreste (rojo). Por lo tanto, el transporte de sedimentos y agua puede separarse en dos rutas diferentes en función de la morfología general de esta ladera.

Los mapas ISUM se presentan en las figuras 20, 21 y 22. Los gráficos de diagramas de caja que muestran los promedios totales, la mediana y los percentiles (5 y 95) de cada línea medida se muestran en la Figura 23. Los números en negrita agregan información sobre el número de sectores (partes de las filas) con 25-26 líneas de medidas. La parte superior de la ladera muestra en el espacio inferior en la calle las principales acumulaciones (+6,9 cm) y en la parte superior el agotamiento del suelo (-0,3 cm). Los valores positivos máximos alcanzaron +21 cm y +15 cm, ambos en la parte inferior entre la calle. El mayor nivel de agotamiento se pudo observar en la parte media de la calle, alcanzando -4,4 cm. Las mediciones que se realizaron a un metro de las vides mostraron valores de rebaje de -1,02 cm (parte inferior) y 2,98 cm (parte superior de la calle). Destacamos que en el 3er sector el rebaje estaba conectado con la fila anterior en la parte de la fila superior y cerca se pudo encontrar una acumulación de hasta 11cm. Desde la segunda mitad del 3er sector hasta el final de la hilera se pudo detectar

un aumento en la topografía de la superficie del suelo. La parte media de la ladera muestra el mayor rebaje del suelo en la parte media de la hilera (-3,59 cm). Por otro lado, se encontró acumulación en la posición inferior (+8,58 cm) y superior (+0,06 cm). Nuevamente, las mayores marcas de erosión se pudieron observar en los tres primeros sectores y la mayor acumulación en los dos últimos. Sin embargo, la acumulación (color verde) fue más predominante en la posición de la ladera media que en la superior. Es importante destacar el desarrollo de varios rasgos lineales (colores cálidos) conectados con la calle superior, donde el agotamiento era más evidente. Finalmente, en la parte baja de la ladera se encontraron resultados positivos (+13,5 cm y +6,1 cm) y luego deposición. En la parte media entre hileras, el nivel promedio de rebaje fue mayor cerca de ambos puntos de unión del injerto (-2,53 cm y -1,62 cm) que en el medio (-0,72 cm). Las marcas lineales más profundas relacionadas con los procesos de erosión se pudieron detectar en el primer y último sector. En la posición de la parte baja de la ladera, la acumulación de sedimentos (colores verdes) fue más recurrente que en las posiciones de ladera media y alta.

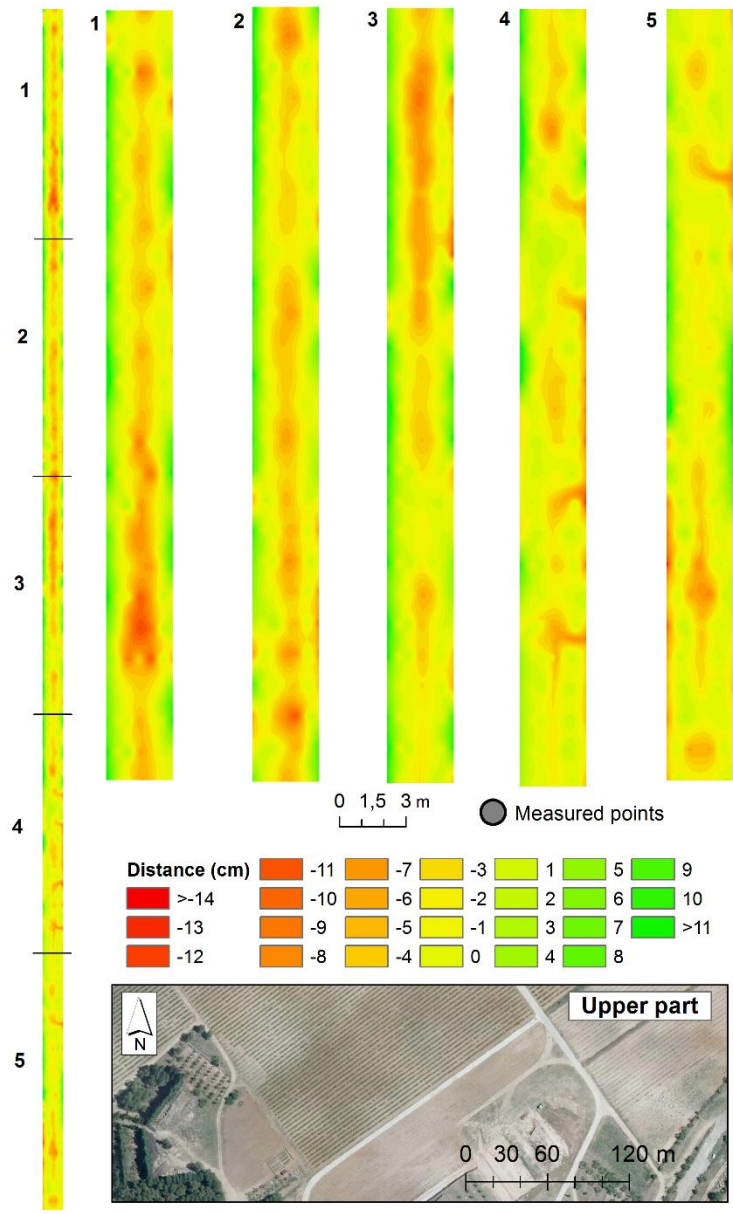


Figura 20. Mapa ISUM parte alta de la ladera (Rodrigo-Comino et al. 2018a).

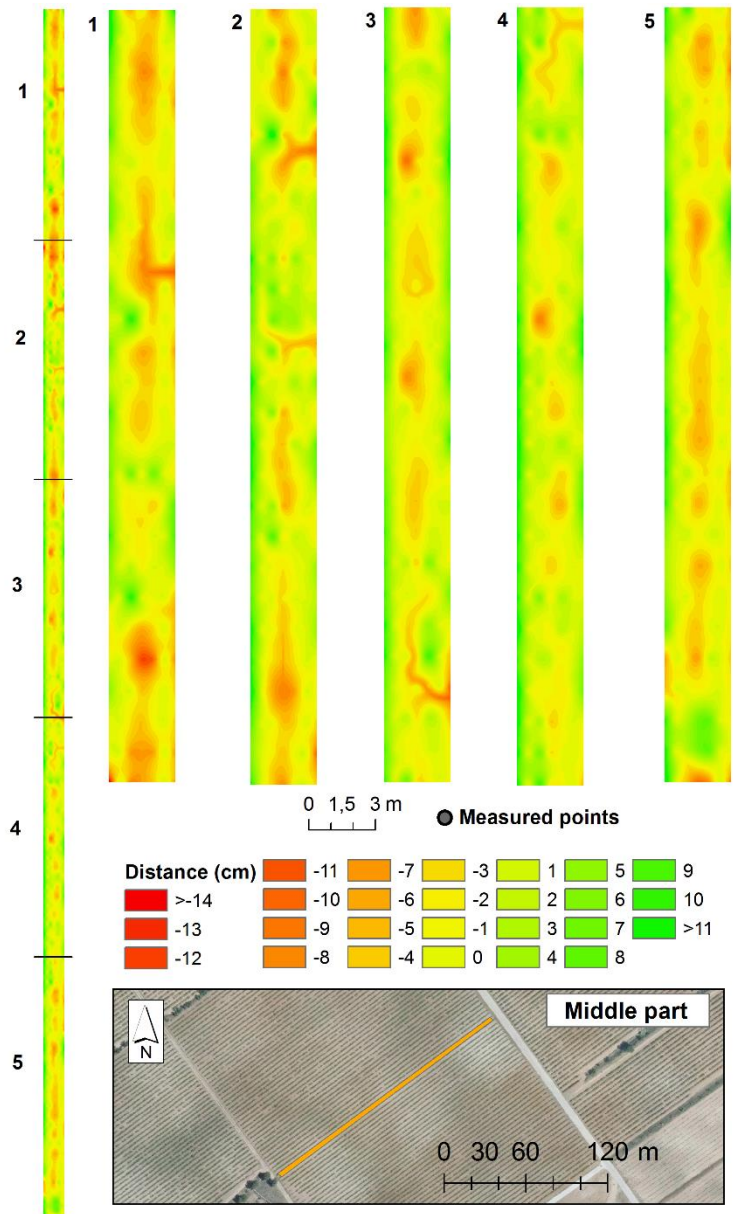


Figura 21. Mapa ISUM parte media de la ladera (Rodrigo-Comino et al. 2018a).



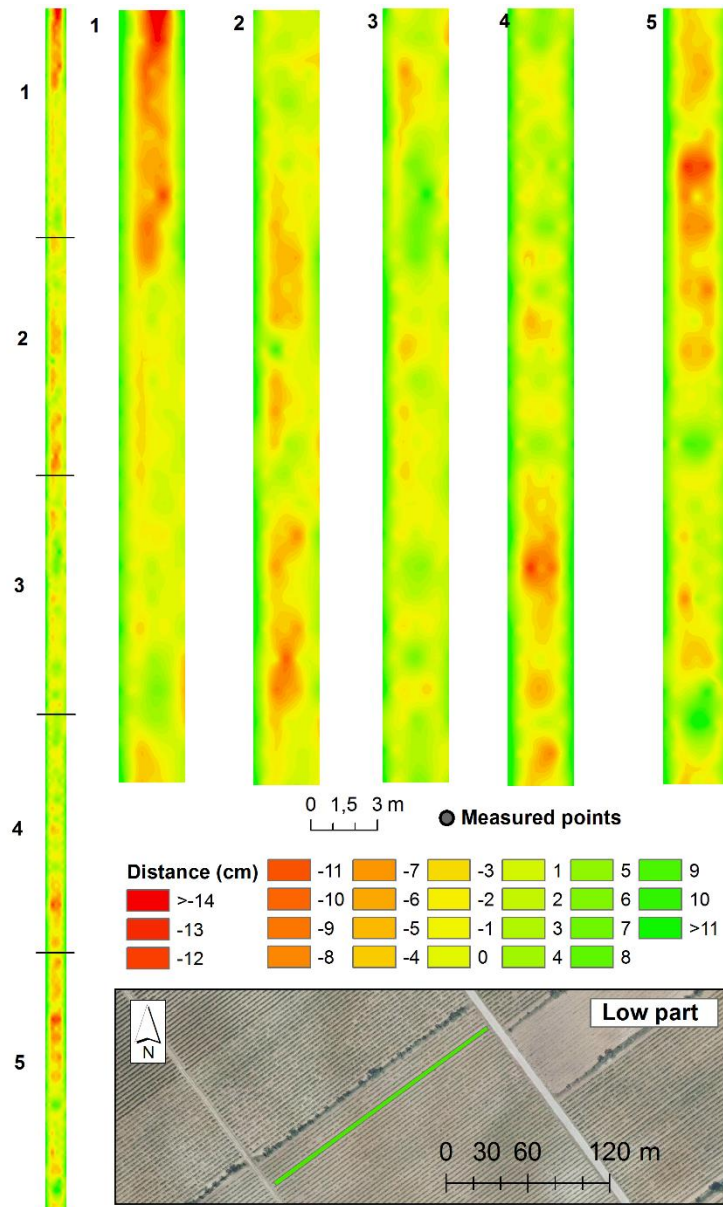


Figura 22. Mapa ISUM parte baja de la ladera (Rodrigo-Comino et al. 2018a).

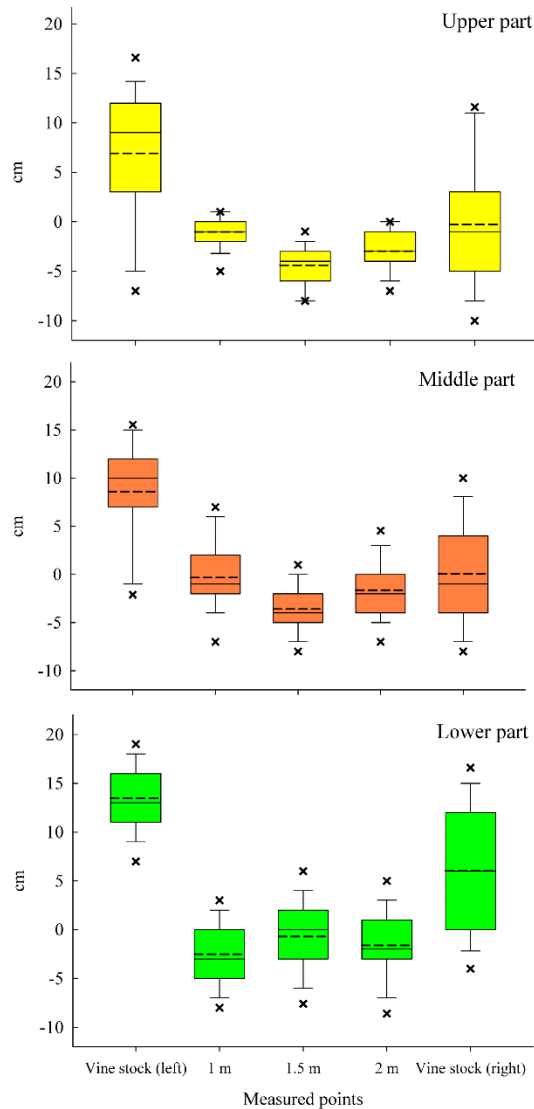


Figura 23. Gráfico de cajas mostrando los procesos de acumulación y rebaje de la superficie del suelo en las diferentes partes de la ladera (Rodrigo-Comino et al. 2018a).

Estimamos las tasas de erosión del suelo dentro de las calles en la Tabla 8. La erosión del suelo promedio total fue de  $-5,7 \text{ t ha año}^{-1}$  en las zonas intermedias de la calle, y la deposición alcanzó  $+10,5 \text{ t ha año}^{-1}$  cerca de las parras. En la posición de la ladera superior, ISUM obtuvo un rebaje total del suelo de  $-1,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . Sin embargo, existieron grandes variaciones dentro la calle. En las áreas de cercanas a las vides, las tasas de deposición del suelo alcanzaron  $+6,1 \text{ t ha año}^{-1}$  y, en las zonas intermedias alrededor de  $-7,7 \text{ t ha año}^{-1}$ . A lo largo del transecto situado en la parte media, la acumulación promedio de suelo fue de  $+2,8 \text{ t ha año}^{-1}$ , variando desde  $+7,7 \text{ t ha año}^{-1}$  cercano a las vides, y tasas de erosión del suelo de hasta  $-4,9 \text{ t ha año}^{-1}$  entre la calle. En la parte inferior de la ladera, nuevamente se pudo notar procesos de acumulación, pero con claras diferencias bajo las hileras y el centro de la calle,  $+17,7$  y  $-4,4 \text{ t ha año}^{-1}$ , respectivamente. Las tasas totales de redistribución del suelo fueron  $-1,6$ ,  $+2,8$  y

+13,3 t ha año<sup>-1</sup>, respectivamente para los transectos de la parte superior, media e inferior de la ladera.

Tabla 8. Comparación de resultados de erosión del suelo de diferentes posiciones de ladera para viñedos de 25 años utilizando ISUM.

		ISUM	Bajo la parra	Entre las parras
Superior	m <sup>3</sup>	-1.9	+7.1	-9
	t ha <sup>-1</sup>	-2.3	+8.7	-11
	t ha año <sup>-1</sup>	-1.6	+6.1	-7.7
Media	m <sup>3</sup>	+3.3	+9.1	-5.8
	t ha <sup>-1</sup>	+4.1	+11.1	-7.2
	t ha año <sup>-1</sup>	+2.8	+7.7	-4.9
Baja	m <sup>3</sup>	+15.6	+20.8	-5.2
	t ha <sup>-1</sup>	+19.2	+25.6	-6.4
	t ha año <sup>-1</sup>	+13.3	+17.7	-4.4

Finalmente, el estudio de las características de la erosión del suelo (surcos, sedimentos arenosos y marcas en las plantas) después de cada evento de lluvia brindó la oportunidad de evaluar el desarrollo de áreas de flujo y acumulación a lo largo de la ladera estudiada (Figura 24).

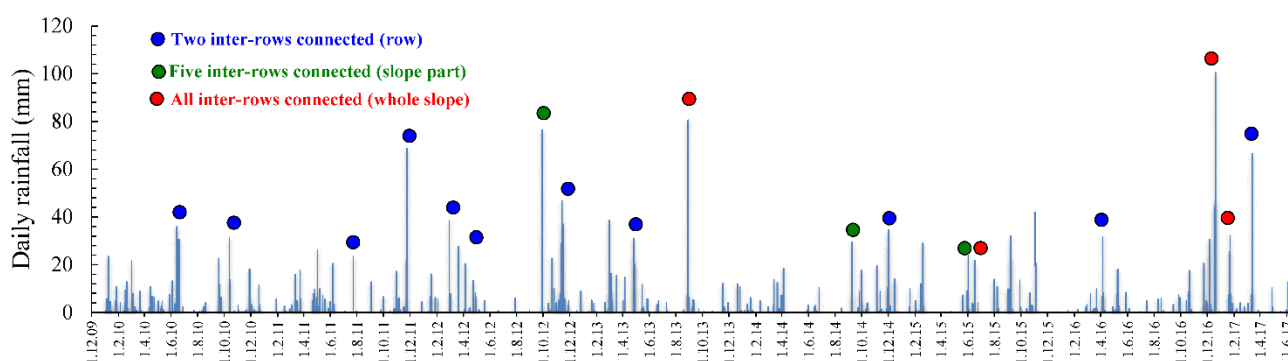


Figura 24. Evaluación multianual tras cada evento de lluvia del área de estudio (Rodrigo-Comino et al., 2018a).

Encontramos que la mayoría de los eventos de lluvia no generaron evidencia de escorrentía o encharcamiento. La precipitación total desde enero de 2010 hasta junio de 2017 fue de 3.222,6 mm. La precipitación diaria más alta fue de 100,6 mm el 12 de diciembre de 2016. Cuatro días superaron los 50 mm. Al observar la precipitación total por evento (que puede durar más de un día), la mayor precipitación se registró del 9 al 15 de noviembre de 2012 con un total de 136,2 mm, y del 16 al 19 de diciembre de 2016 con un total de 192,8 mm. Encontramos que 19 eventos generaron escorrentía que conectaba al menos dos hileras. De esos 8 conectaron más de 5 filas en una secuencia en una de las posiciones de la ladera, y de esos 8 solo 2 eventos conectaron toda el área de estudio a medida que los caballones se erosionaban y se formaban surcos. De los eventos de lluvia, 524 de 686 días de lluvia estuvieron por debajo de 5 mm/día, de un total de 2.710 días de mediciones. Se registraron 72 eventos de lluvia entre 5 y 10 mm/día. No se encontraron escurrimientos en esos días, aunque se registraron encharcamientos en las áreas compactadas por donde pasan los tractores (marcas de ruedas). Se encontró encharcamiento local (escala cm) cuando la cantidad de lluvia diaria estuvo entre

10 y 15 mm, tal como se registró en 33 días durante todo el período experimental. En 35 días registramos lluvias diarias entre 15 y 30 mm. Por lo general, produjeron encharcamientos locales (escala de decímetros), pero no se encontró escorrentía, aunque las tormentas de verano pueden desencadenar escorrentías y conectar las hileras. En 16 días, la lluvia estuvo entre 30 y 50 mm, y todos estos eventos generaron encharcamientos entre las calles. En algunos de estos eventos la intensidad fue alta, como un evento del 15 de junio de 2015, que provocó la conexión total de toda la ladera. La Tabla 9 muestra los eventos de lluvia que desencadenaron la erosión y conectaron las calles.

Tabla 9. Eventos de erosión del suelo. Esta tabla informa sobre la precipitación diaria y total para los eventos que conectaron las calles (>2 calles conectadas), la parte de la ladera (>5 calles conectadas) y la ladera completa (todas las calles conectadas).

Evento	Días	Lluvia (mm)	Evento total (mm)	Tipo de conectividad	Localización
1	18/06/10	30.8	30.8	Calle	Parte media
2	12/10/10	31.2	31.2	Calle	Parte alta-media
3	23/07/11	23.6	23.6	Calle	Parte media
4	20/11/11	0.4	97	Parte de la ladera	Parte alta-media
	21/11/11	22			
	22/11/11	5.8			
	23/11/11	68.8			
5	28/02/12	38.6	38.6	Calle	Parte media
6	20/03/12	27.8	27.8	Calle	Parte media
7	27/09/12	2.4	79	Parte de la ladera	Parte alta-media
	28/09/12	76.6			
	09/11/12	8.2			
	10/11/12	0.2			
	11/11/12	29			
8	12/11/12	46.8	136.2	Calle	
	13/11/12	9.6			
	14/11/12	37			
	15/11/12	5.4			
	25/04/13	31			
	26/04/13	24			
9	27/04/13	10.2	85.6	Calle	Parte media
	28/04/13	20.4			
	27/08/13	8.2			
10	28/08/13	80.8	96.4	Toda la ladera	Desde arriba hasta abajo
	29/08/13	0.8			
	30/08/13	6.6			
	07/09/14	7.2			
11	08/09/14	29.6	36.8	Parte de la ladera	Desde arriba hasta abajo
	28/11/14	10.4			
12	29/11/14	28.2	74.8	Calle	Parte media
	30/11/14	34.6			

	01/12/14	1.6			
13	01/06/15	24	24	Parte de la ladera	Parte alta-media
14	15/06/15	21.8	21.8	Toda la ladera	Desde arriba hasta abajo
15	05/04/16	31.8	40.2	Calle	Parte media
	06/04/16	8.4			
16	04/12/16	25.2	56	Calle	Parte media
	05/12/16	30.8			
17	16/12/16	0.6	192.8	Parte de la ladera	Parte alta-media
	17/12/16	44.4			
	18/12/16	47.2			
	19/12/16	100.6			
18	19/01/17	7.8	75.8	Parte de la ladera	Parte alta-media
	20/01/17	25.6			
	21/01/17	32.6			
	22/01/17	8			
	23/01/17	1.8			
19	12/03/17	7.6	84.4	Parte de la ladera	Parte alta-media
	13/03/17	66.6			
	14/03/17	10.2			

### 3.1.5. *Discusión*

Este estudio permite demostrar cómo podemos usar ISUM para mostrar cuánto sedimento se ha desplazado durante un período de tiempo más largo (el tiempo de vida del viñedo, en nuestra investigación 25 años) y la información a corto plazo sobre las trayectorias de flujo que se produjeron desde la última labranza o evento de lluvia extrema. La combinación de las dos fuentes de información permite potencialmente una mejor comprensión de la conectividad de una ladera, tanto para mediciones a corto como a largo plazo. La mayoría de los estudios de erosión utilizan un DEM como entrada para sus modelos basados en imágenes aéreas de datos LiDAR (Vianello et al., 2009), como el conjunto de datos que mostramos en este apartado. Sin embargo, al observar las líneas de flujo que pueden derivarse de estos conjuntos de datos y las tasas estimadas de erosión del suelo que son el resultado de esto; el MDT (calculado a partir de una fecha concreta) puede no representar en absoluto las trayectorias reales del flujo de agua y sedimentos. Los datos ISUM tienen el inconveniente de que solo representan una pequeña parte de toda la ladera. Sin embargo, según los pequeños MDT generados a partir de las tres hileras de vides, podemos confirmar que las líneas de flujo calculadas a partir de los datos LiDAR no representan la situación real en el campo. En los datos LiDAR, las líneas de flujo cruzan la ladera según la dirección general de la pendiente. Sin embargo, ISUM muestra un patrón diferente. Las líneas de flujo son generalmente a lo largo de las hileras de vides. Solo encontramos evidencia de líneas de flujo que cruzan los caballones debajo de las líneas de vid en la sección media de la ladera, que es más empinada que las partes superior e inferior. Sin embargo, debido a que observamos una sedimentación importante en la parte baja especialmente, estos cruces debieron ocurrir en el pasado para redistribuir el suelo desde la parte superior de la ladera hacia la parte media y más abajo de la

viña. Los datos de ISUM muestran que esto ocurre en la parte media de la ladera con más frecuencia que en las áreas de pendiente superior e inferior.

La obtención de datos geomorfológicos de alta resolución en áreas con vegetación como viñedos es difícil. Las metodologías de alta resolución basadas en imágenes aéreas tienen posibilidades limitadas ya que la vegetación obstruye la vista de la superficie del suelo. Los datos LiDAR basados en tierra serían una opción, sin embargo, este tipo de datos son difíciles y costosos de obtener y los datos son problemáticos para procesar como encontramos aquí. ISUM, sin embargo, es una metodología de bajo costo y fácil de usar que se puede implementar en cualquier época del año, en cualquier lugar donde haya cultivos leñosos injertados. A partir de los datos de alta resolución recopilados con ISUM, es posible observar características de rebajamiento y deposición del suelo en el campo que se pueden usar para evaluar qué vías de flujo de agua y sedimentos existen en una explotación. Es posible encontrar marcas de erosión y el vínculo que tienen con sus áreas de sedimentación asociadas. Además de evaluar las características de erosión y sedimentación sobre la base de los accidentes geográficos, que forman la conectividad, la de tipo funcional se puede predecir ya que la estructural forma las vías potenciales que pueden tomar el agua y los sedimentos cuando ocurre una tormenta (López-Vicente et al., 2013; Parsons et al., 2015). Con este conocimiento, las rutas a mayor escala derivadas de los mapas LiDAR se pueden utilizar para mejorar las características a menor escala observadas con ISUM. O, si funciona al revés, los datos a gran escala se pueden hacer más detallados utilizando los datos a pequeña escala que no son un mapa de cobertura completa, pero brindan información específica que tipifica el paisaje y los procesos geomorfológicos resultantes. En el futuro, tenemos que profundizar en la forma en que se pueden combinar ambas escalas, para describir con mayor precisión el proceso de conectividad, lo que permitirá una mejor predicción de los procesos de conectividad funcional, que conforman los accidentes geográficos superficiales como formas de equilibrio. Debido a la interacción entre las fuerzas impulsoras y resistentes, habrá que demostrar si ambos métodos son capaces de construir una comprensión holística precisa (Jain et al., 2012; Masselink et al., 2017a; Najafi et al., 2017).

La plantación de vid ha alterado la conectividad del campo al obligar a las líneas de flujo a permanecer en gran parte dentro de las áreas entre hileras (Figura 25). Esto se debe a las prácticas de labranza que contribuyen a la formación de una cresta debajo de las vides a medida que los motocultivadores mueven el suelo debajo de las vides. Los puntos de desbordamiento que traen sedimentos ladera abajo, o al menos de una fila intermedia a la siguiente, solo se forman en algunos lugares. Esos flujos producen una ruptura de los caballones originados que se vuelven a formar después de la siguiente labranza. Durante el momento de las mediciones, la conectividad capturada con ISUM fue el resultado de los eventos de lluvia desde la última vez que el agricultor labró el campo. Desde entonces se registraron 389 mm de lluvia en un período excepcional de lluvias otoñales, concentrado principalmente en tres días con 192,2 mm. Si bien los eventos fueron excepcionales, la conectividad de la ladera fue limitada y la conexión entre calles solo se produjo por caminos de flujo que atravesaban las hileras de vides en la parte media de la ladera. Sin embargo, eventos de lluvia cortos pero intensos, como los eventos de lluvia convectiva de verano,

pueden desencadenar una conectividad repentina del sistema, como la que encontramos el 15 de junio de 2015. Nuestros resultados muestran que esto sucede porque las crestas producidas por la labranza en los viñedos desconectan el sistema de manera eficiente y permiten reducir la tasa total de erosión del suelo del viñedo.

Los mapas ISUM muestran que esta técnica se puede utilizar para determinar dónde se encuentran las fuentes y los sumideros en este sistema, de forma similar a lo que otros investigadores han hecho con los MDT. Es aceptado por la investigación previa y por la comunidad científica que las áreas más bajas corresponden con los sumideros y las áreas más altas con las fuentes de erosión. Esto es correcto cuando el lavado superficial es el principal agente geomorfológico. Sin embargo, nuestros datos muestran que la fuente (posiciones más altas) y las áreas de sumidero (posiciones más bajas) también se pueden encontrar en la escala de calle en el viñedo. Este es el resultado del hecho de que otros procesos de movimiento de sedimentos también son importantes en estos sistemas agrícolas. La erosión por salpicadura y por labranza pueden ser procesos relevantes y en los viñedos son más importantes que la erosión por lavado superficial a escala intra-parcelaria. Los agricultores evitan labrar en la hilera de vides para evitar dañar las raíces de las vides y, por lo tanto, los sedimentos acumulados en un caballón debajo de las vides donde las malezas pueden crecer libremente y estabilizar los sedimentos acumulados por la labranza. Además, la erosión diferencial puede deberse a la protección de la cubierta vegetal debajo de las hileras de vides y a la salpicadura de las gotas de lluvia que impactan, lo que podría transportar sedimentos desde las áreas desnudas en el centro de las calles hasta la hilera de vides colindantes. No fue posible medir cuánto transporte de material es causado por la salpicadura vs la labranza, pero es posible, a partir de la morfología, que la erosión de la labranza esté reasignando más suelo que la erosión por agua en este caso de estudio. Las líneas de evidencia más importantes de esto son los caballones formados debajo de las vides y la forma cóncava del centro de las hileras donde la escorrentía se estanca durante los días de lluvia.



Figura 25. Ejemplos de marcas de erosión y procesos de conectividad.



Nuestra hipótesis es que el segundo proceso que puede ser el motivo de la acumulación en el área de las hileras es la erosión por salpicadura de los espacios entre las calles, que podría transportar el suelo a las áreas de las hileras donde el suelo acumulado normalmente estaría protegido por maleza (y la cubierta de vid) que podrían atrapar los sedimentos salpicados. Este es un proceso bien conocido de reasignación del material debido a la erosión por salpicadura bajo la vegetación natural. En los estudios pioneros como los de Eldridge and Greene (1994), se encontró que la cubierta de vegetación controlaba la producción de sedimentos debido a la erosión por salpicadura. Ghidry and Alberts, (1997) demostraron que las raíces de las plantas afectan el desprendimiento del suelo por el efecto de las salpicaduras y la distribución de partículas. Furbish et al., (2009) demostraron que las salpicaduras de lluvia en el suelo desnudo están altamente controladas por las interacciones planta-suelo. Bochet et al., (2002) informaron hallazgos similares en un terreno cubierto de matorral, donde la distribución irregular de las plantas determinó la eficiencia de la erosión por salpicadura. De manera similar, en esta investigación las enredaderas actuaron como arbustos alineados que atraparon la salpicadura a lo largo de las hileras. La reciente revisión de Fernández-Raga et al., (2017) sobre la erosión por salpicadura es relevante para comprender la importancia en suelos desnudos como los cultivos leñosos. Este es un tema abierto en tierras agrícolas donde la erosión por salpicadura no ha recibido suficiente atención científica.

La práctica de los agricultores es labrar las áreas entre hileras, profundizando las áreas en las calles. La reasignación de material por labranza ha sido reportada a escala mundial y es muy evidente en los cultivos de cereales (Govers et al., 1994). La investigación presentada aquí muestra que la labranza es un importante proceso de erosión antropogénica en los viñedos. Las hileras de plantas de vid crean una barrera topográfica que contribuye a crear una baja conectividad entre calles y favorece el flujo de agua a lo largo de estas; solo en raras ocasiones se producirá una conexión entre filas. Desde el punto de vista de la conectividad, esto significa que, con cada evento de labranza, el sistema se vuelve menos conectado a medida que se acumula más tierra bajo de las vides. Este hecho depende del sistema de conducción de la vid y de la orientación del viñedo en espaldera. Los procesos de salpicadura también contribuyen a la desconexión a medida que el suelo se acumula debajo de las vides. Sin embargo, los eventos de lluvia de baja frecuencia y alta magnitud dan como resultado una escorrentía que puede conectar las hileras y transferir la escorrentía y los sedimentos de un área entre hileras a la otra. Cuando observamos la distribución de sedimentos del tiempo de vida del viñedo (tiempo desde la plantación) a escala ladera, los datos de ISUM muestran que la parte superior perdió sedimentos debido a la erosión por agua. A escala ladera, la porción superior de la ladera funcionó como un área fuente. En la sección media, el proceso dominante en términos de flujos de sedimentos fue el transporte tal como lo demuestra la morfología, con erosión en la parte superior de la calle y depósito en la parte inferior. En la sección media de la ladera, hubo un equilibrio entre la erosión y la sedimentación. Sin embargo, dentro de esta escala, el sistema creó una estructura similar a una terraza debido a la labranza que dificultó la conectividad entre las hileras, y esto mejoró con el tiempo debido a la erosión por salpicadura y labranza. En la parte baja de la ladera, todas las áreas fueron afectadas por la sedimentación (Figura 26).

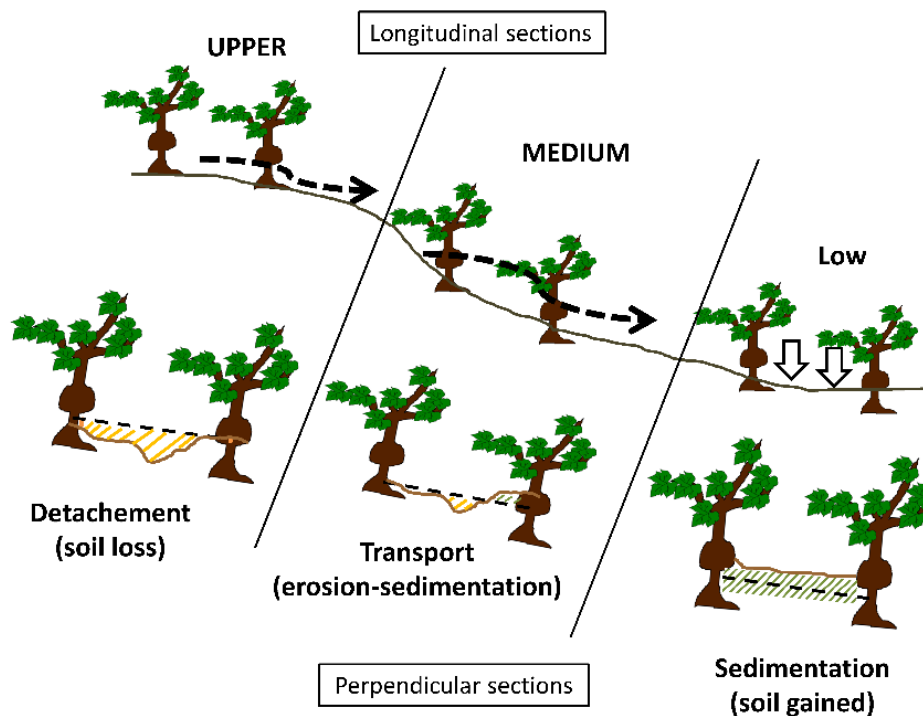


Figura 26. Esquema conceptual de los procesos de erosión y conectividad utilizando ISUM (Rodrigo-Comino et al., 2018a).

Para comprender la conectividad, la erosión y deposición observadas en los datos de ISUM, debemos evaluar la historia de este viñedo. Fue plantado hace 25 años. Durante la plantación de la viña se nivelaron los suelos. Este impacto mecánico resultó en altas tasas de erosión como las que encontramos en el Valle de Les Alcusses. Encontramos que los viñedos jóvenes produjeron mayores cantidades de rendimiento de sedimentos ya que los suelos estaban compactados y desnudos, y tenían poca rugosidad. Durante este tiempo, los eventos de lluvia provocaron que grandes cantidades de sedimentos fueran transportados desde las partes altas de la ladera hacia las partes bajas. Cuando analizamos nuestros datos podemos observar esta distribución. En viñedos recién plantados, incluso las lluvias de tamaño mediano pueden causar grandes cantidades de erosión (Martínez-Casasnovas and Ramos, 2006; Martínez-Casasnovas et al., 2002; Rodrigo-Comino et al., 2017a). Sin embargo, debido a la formación de un terreno complejo con caballones elevados de vides y áreas entre hileras más bajas (depresiones cóncavas), el sistema se vuelve gradualmente menos conectado. Después de 25 años, las hileras de vides funcionan como terrazas y se necesita una gran tormenta para volver a crear vías de flujo conectadas en las que se puedan transportar grandes cantidades de sedimentos ladera abajo. Pero el evento de lluvia que se registró antes de la campaña ISUM no tenía las características necesarias para conectar completamente el sistema. La conectividad solo ocurrió en la parte media de la ladera, donde algunas áreas mostraron regueros que cruzaban una calle con la colindante. Algunas zonas elevadas bajo las parras se rompieron por el flujo superficial excesivo y arrojaron sedimentos a la(s) hilera(s) inferior(es). Pero la conexión de flujos a lo largo de la pendiente solo se encontró en raras ocasiones (2 veces en 8 años de mediciones).

### **3.2. El paso del tractor. El uso de ISUM antes y después de labrar**

Las evaluaciones de la erosión del suelo en viñedos suelen consistir en estudios a corto plazo y emplean dispositivos que incluyen artefactos o se basan en modelados que necesitan una gran cantidad de datos con costes económicos y de personal muy elevados. Estas técnicas tienen un alcance espacial limitado ya que no tienen en cuenta la redistribución de sedimentos dentro de un campo o en una ladera. Además, muchas técnicas no describen, modelan ni cuantifican suficientemente las variaciones temporales de la erosión antes y después de eventos erosivos puntuales. La variabilidad temporal de las pérdidas de suelo depende de las herramientas y la intensidad del monitoreo, y para medir los efectos de la labranza, la intensidad del tráfico y la compactación del suelo como consecuencia de diferentes decisiones de manejo se necesitan métodos fáciles y rápidos de aplicar. El uso de ISUM también podría generar errores en las mediciones de pérdida de suelo al no tener en cuenta el tiempo transcurrido desde el último evento de labranza, pero permite cartografiar el estado actual de un suelo. En este apartado, desarrollamos ISUM teniendo en cuenta que debía realizarse una medición antes de labrar el suelo y 86 días después de la labranza. Nuestra hipótesis es que se observarán varios cambios después de la labranza y se podrá detectar la conectividad de los sedimentos para planificar una estrategia adecuada de manejo del suelo.

#### *3.2.1. Área de estudio y uso de ISUM*

Las características del área de estudio son las mismas de la calle superior medida en el apartado 3.1. En este caso, la recopilación de datos requirió que tres personas hicieran un conjunto de medidas para cada par de vides. Para cada vid en dos filas consecutivas, identificamos las uniones del material de injerto de vid (2 pares de vides por línea) e identificamos el punto en el material de vid precisamente 30 cm por encima de la ubicación del injerto de unión, para que se considere altura suficiente para midiendo áreas de acumulación. Este proceso se completó para cada cepa en los emparejamientos. A continuación, se estiró la cinta métrica entre los puntos de las vides como en los anteriores casos. Las distancias desde la cinta hasta las ubicaciones de la superficie del suelo se catalogaron para tres puntos espaciados uniformemente entre las vides. La alta densidad de nubes de puntos permitió la generación de MDT (modelos digitales de elevación) que permitieron estimaciones de redistribución del suelo más exactas y espacialmente explícitas. En total, medimos 254 vides (dos hileras) y 381 puntos entre hileras ( $n = 635$ ) en dos tratamientos: 1 y 86 días después de la labranza (Figura 27). Para representar el nuevo nivel de la capa superior del suelo en diferentes posiciones de pendiente durante una fecha específica (febrero de 2017), se generaron dos MDT interpolando los datos de medición de puntos con la herramienta "Topo to raster" de ArcMap 10.4 (ESRI). El primer y el último par de vides fueron georreferenciados con un GPS (Topcon, GP3 1003). Después de eso, creamos una cuadrícula de puntos con 3,0 m x 1,4 m (marco de plantación de vid). Los mapas obtenidos se utilizaron luego para evaluar los cambios topográficos. Se tomaron medidas de densidad aparente (7 muestras) a intervalos iguales a lo largo de las hileras de vid (0-20 cm) después de medir con ISUM para futuros cálculos de pérdida de suelo.

La pérdida total de suelo en  $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$  se estimó utilizando las diferencias de volumen ( $m^3$ ), utilizando el mismo método del anterior caso con la ecuación de erosión-deposición (ER) de Paroissien et al., (2010). Las densidades aparentes medidas (promediadas a lo largo de las calles) fueron de  $1,22\ g\ cm^{-3}$  y  $1,05\ g\ cm^{-3}$  para suelos sin labrar (NT -*no tillage*-) y labrados (T -*tillage*-), respectivamente. Estos valores se obtuvieron muestreando con un cilindro de acero ( $100\ cm^3$ ) a diferentes profundidades (0–5 y 5–15 cm) y posiciones de pendiente ( $n=7$ ). Los puntos medidos se representan en un gráfico de diagrama de caja, que muestra promedios (línea discontinua), medianas (línea continua) y percentiles (5 y 95). Para comparar los resultados obtenidos en cada línea de medidas puntuales, se realizó una prueba de suma de rangos de Mann-Whitney con Sigma Plot 12.0 (Systat Software Inc.). No se observó una distribución normal ni una varianza igual, según lo confirmado por la prueba de Shapiro-Wilk y la prueba de varianza F igual, respectivamente.

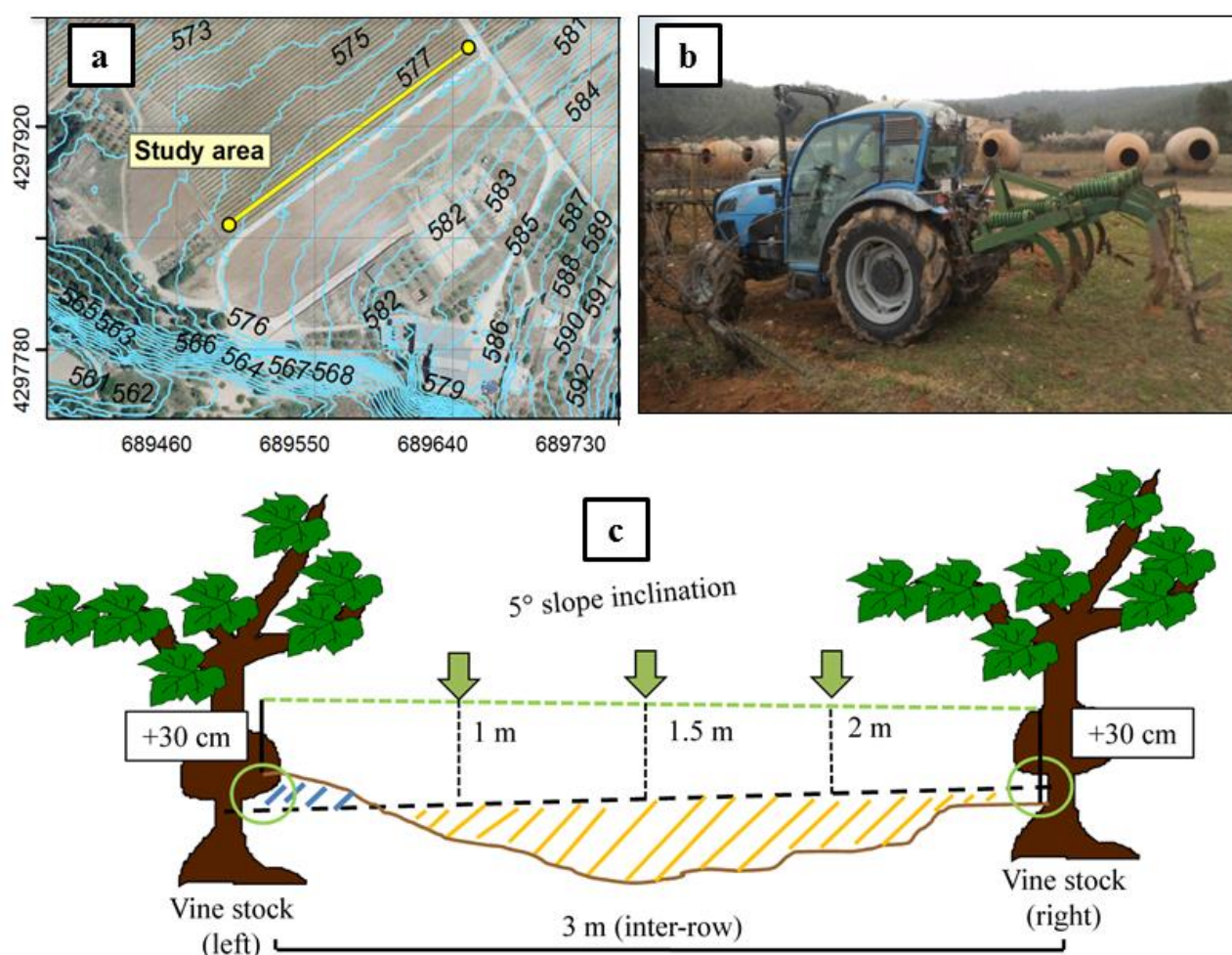


Figura 27. Localización del área de estudio y diseño experimental (Rodrigo-Comino et al., 2018b)

### 3.2.2. Resultados y discusión

Las tasas de erosión del suelo calculadas (Tabla 10) cercanas a las parras después de la labranza mostraron diferencias de aumento de -14,2% (1 día) a -37,8% (86 días). Cuando el tiempo transcurrido desde la última labranza es mayor, las características de la erosión y las huellas de las ruedas han provocado un descenso de la superficie del suelo específicamente en el área entre las hileras (Arnaez et al., 2007; Bogunovic et al., 2020; Ferrero et al., 2005). Antes de la labranza (NT), ISUM registró un agotamiento total del suelo de -1,6 t ha año<sup>-1</sup>. Cerca de las parras mostraron procesos de acumulación, alcanzando hasta +6.1 t ha año<sup>-1</sup>. Después de la labranza (T), se registró acumulación en ambas zonas. Bajo las parras se obtuvo +4.2 t ha año<sup>-1</sup> y con ISUM al completo, el valor total se redujo a +1.0 t ha año<sup>-1</sup>. Botta et al., (2012) también observaron que el suelo era compactado y transportado a otras zonas periféricas tras las pasadas del tractor (como en las hileras), en lugar de removerlo. La distribución de las vides (espaldas y líneas paralelas) ha modificado la conectividad del espacio muestreado (Comber et al., 2019; Goodwell et al., 2018) al obligar a las líneas de flujo a permanecer en gran medida a lo largo de las partes entre las calles. Por lo tanto, esas acciones pueden producir la formación de un caballón pronunciado debajo de las vides. Además, los pases de tractor que traen sedimentos ladera abajo, o al menos de una hilera a la siguiente, solo se forman en algunos lugares. Por tanto, posiblemente, esas acciones produzcan una rotura de los caballones que se vuelven a formar tras el siguiente laboreo. Por el contrario, los caballones producidos por el arado podrían llegar a desconectar el sistema de manera eficiente, y con ello reducir la tasa de erosión total del suelo del viñedo (como en nuestro caso).

Tabla 10. Comparación de resultados de erosión del suelo utilizando ISUM bajo las parras y entre las calles. \* NT: Tiempo desde labranza cero = 86 días; T: tiempo desde la labranza = 1 día; Dif.: Diferencias.

		ISUM	Bajo las parras	Diff. (Total ISUM-bajo las parras)
NT	m <sup>3</sup>	-1.9	+7.1	+9.0
	t ha <sup>-1</sup>	-2.3	+8.7	+11.0
	t ha año <sup>-1</sup>	-1.6	+6.1	+7.7
T	m <sup>3</sup>	+1.3	+7.1	+5.8
	t ha <sup>-1</sup>	+1.4	+8.7	+6.1
	t ha año <sup>-1</sup>	+1.0	+6.1	+4.2

En las mediciones que se realizaron a los 86 días desde labranza, las zonas de acumulación de suelo (+6,9 cm) se encontraron predominantemente en las partes bajas de la ladera mientras que la parte alta mostró agotamiento del suelo (-0,3 cm) (Figuras 28 y 29). Los mapas ISUM pueden mostrar dónde se encuentran las fuentes y los sumideros, de manera similar a lo que otros investigadores han evaluado con MDT, pero a escalas más grandes, como las cuencas (Cavalli et al., 2013; Masselink et al., 2016). Las mediciones de valores de puntos máximos y mínimos alcanzaron +21,0 cm y -15,0 cm, respectivamente. La erosión más alta

fue en la sección media entre la calle que obtuvo un promedio de -4,4 cm. Esto corresponde con el descenso más alto de la superficie del suelo observado que también se encontró en el área entre las calles (hasta -12 cm). En algunas áreas del campo fue posible observar las áreas de fuentes y sumideros de sedimentos: 3er sector en el lado derecho. En otras áreas, el espacio entre hileras debajo del sedimento depositado llega a alcanzar un aumento de superficie de hasta 11 cm. Después de la labranza, el mayor rebaje también se detectó en la parte media de la calle (-2,5 cm), y en los dos puntos cercanos a las hileras de parras: -1,5 cm (hilera inferior) y -1,4 cm (hilera superior). Las marcas de erosión más importantes que se observaron en el estudio anterior fueron eliminadas por la labranza. Sin embargo, en general la superficie del suelo fue más alta en este mapa. Esto implica que el suelo se ha acumulado desde que se labró; sin embargo, fue realmente el momento del estudio lo que tuvo un gran impacto en la evaluación de la tasa de erosión del suelo. Si se realiza un estudio poco después de labrar el viñedo, la tasa de erosión del suelo evaluada será mucho menor que cuando el suelo se ha consolidado durante algún tiempo.

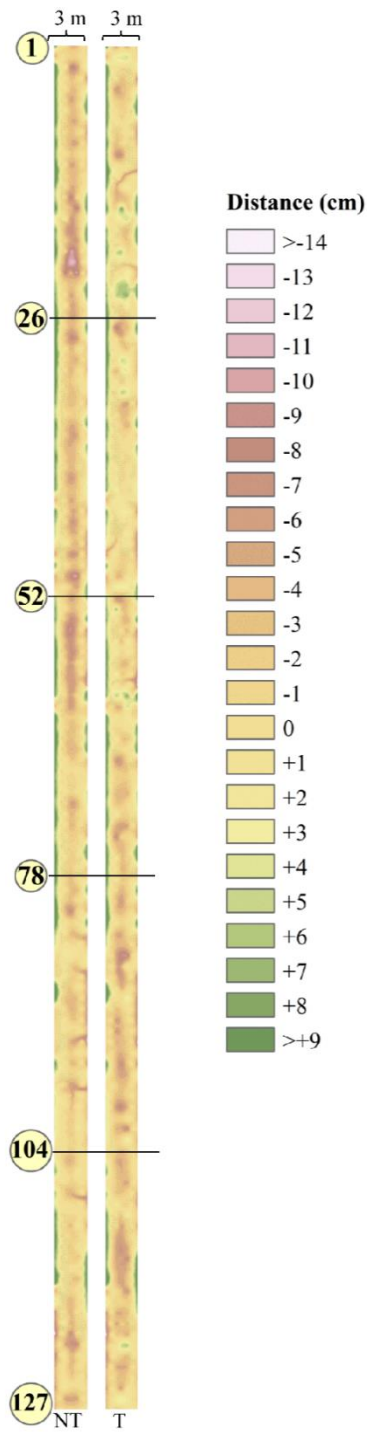


Figura 28. Mapa generado con ISUM antes y después de labrar (Fuente: Rodrigo-Comino et al., 2018b).



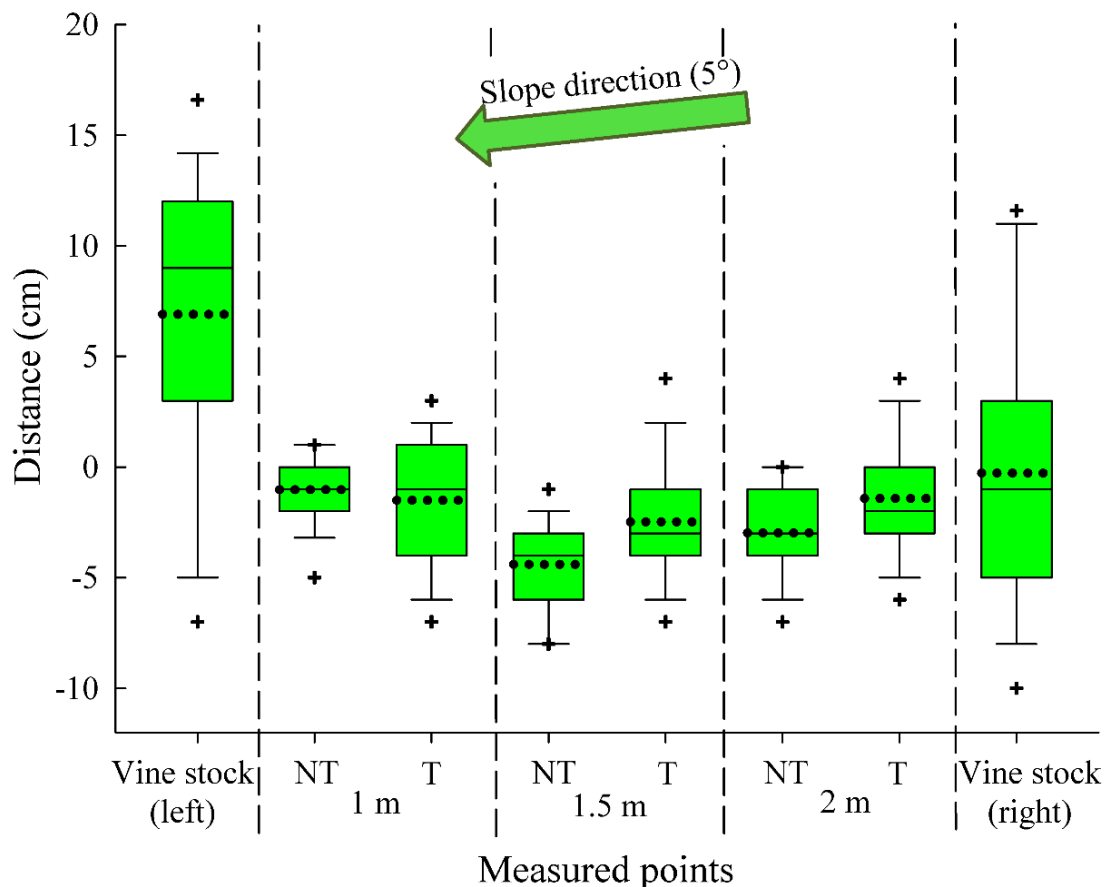


Figura 29. Diagrama de cajas donde se compara la altitud de la superficie del suelo antes y después de labrar.

Finalmente, el análisis estadístico (Tabla 11) reveló diferencias entre las cepas medidas en la hilera superior e inferior ( $p < 0,001$ ). Además, después de la labranza, la diferencia en los valores medios de los dos grupos fue mayor de lo que cabría esperar; por lo tanto, hubo una diferencia estadísticamente significativa ( $p < 0,001$ ) entre las medidas en el medio (1,5 m) y 1 m cerca de las cepas. En este caso, consideramos que no es posible cuantificar exactamente cuánto material transportado es causado por la labranza, pero está claro por la morfología que la erosión de la labranza está reasignando varias cantidades de suelo. Las líneas más importantes de evidencia de esto son los caballones formados debajo de las vides y la forma cóncava del centro de las hileras donde la escorrentía puede encharcarse durante los días de lluvia. Para suelos y huertas mediterráneas similares, como caquis, almendros, olivos o cítricos, será clave poder comprobar estos procesos y probar ISUM también. Este concepto de los efectos del laboreo sobre el suelo ha sido muy trabajado y mejorado a lo largo de los años, cuantificando que diferentes prácticas de labranza pueden resultar en varias tasas de erosión distintas (Barneveld et al., 2009; Lieskovský and Kenderessy, 2014) y cambios en el paisaje. La investigación presentada aquí arroja más luz sobre el hecho de que la labranza es un factor impulsor importante del proceso de erosión del suelo en los cultivos leñosos, y que las soluciones basadas en la naturaleza son necesarias para lograr la sostenibilidad (Keesstra et

al., 2018b). La agricultura ecológica, el mantillo de paja, la hojarasca o los cultivos intermedios podrían ser algunas de las soluciones (Eyhorn et al., 2019; Kirchhoff et al., 2017).

Tabla 11. Procedimientos de comparación múltiple por pares (Prueba de la suma de rangos de Mann-Whitney). \*NT: Tiempo desde que no se labró = 86 días; T: tiempo desde la labranza = 1 día; Dif.  $\bar{x}$ : Diferencias de medias en cm; Test de Normalidad (Shapiro-Wilk's).

Comparación NT-T (n= 127)	Diff. $\bar{x}$	$\rho$	Dif.
1 m	+0.47	<0.267	No
1.5 m	-1.92	<0.001	Yes
2 m	-1.56	<0.001	Yes
Parras zona izquierda vs Parras zona derecha	7.18	<0.001	Yes

### **3.3. Efectos de la edad del viñedo y la erosión. Una realidad posible de medir utilizando ISUM**

Como hemos comentado anteriormente, las tierras agrícolas son una de las fuentes más importantes de sedimentos y escorrentías en las cuencas hidrográficas del mundo. Esto se debe a la falta de cobertura foliar durante el invierno y baja cobertura vegetal en verano que permite el acceso de las gotas de lluvia a la superficie del suelo y al uso intensivo de laboreo. Otros factores conocidos son la pendiente, las propiedades del suelo, eventos de lluvias extremas. Sin embargo, aunque se han investigado las tasas de pérdida de suelo por eventos de lluvia individuales o durante un año promedio, hay poca información sobre la evolución temporal de las tasas de erosión del suelo y la evolución a largo plazo. Los estudios de la tasa de erosión del suelo a largo plazo son raros. Se ha prestado poca atención a las prácticas previas de labranza, nivelación del terreno y acciones de aterrazamiento realizadas durante el tiempo de plantación y a la edad de las plantas. Antes de la plantación de la vid, el suelo se nivela y, comúnmente en las zonas mediterráneas, se coloca en terrazas para mantener una superficie plana (Ramos and Porta, 1997; Tarolli et al., 2015). Luego, las vides jóvenes se plantan a mano o con maquinaria, pero no tienen una cubierta de hojas ni un sistema de raíces desarrollado para proteger el suelo de las altas tasas de erosión (Reubens et al., 2007). Esto significa que el suelo permanece expuesto y muy erosionable después de que la plantación funciona, ya que las pequeñas cepas (30 cm de alto x 1 cm de diámetro) con 3-5 cm de raíces cubren menos del 1% de la superficie del suelo. A medida que las plantas crecen, proporcionan un mayor nivel de cobertura del suelo y un sistema de raíces más desarrollado para mantener el suelo en su lugar.

Sin embargo, si bien el tiempo transcurrido desde la plantación juega un papel clave en las tasas de erosión del suelo, se ha prestado muy poca atención a este tema. Investigaciones recientes han demostrado que las tasas de erosión del suelo en los viñedos fueron más altas durante los años inmediatamente posteriores a la plantación y que la erosión disminuyó cuando las vides maduraron (Cerdà et al., 2017; Rodrigo-Comino et al., 2017). Estos estudios se llevaron a cabo con parcelas abiertas y simulaciones de lluvia que investigaron la erosión del suelo por el agua, pero en los viñedos la erosión del suelo es el resultado de una combinación de erosión del agua y la labranza. Para determinar el efecto de la edad desde la plantación sobre la erosión del suelo, se necesita un método que proporcione información sobre las tasas de erosión del suelo a largo plazo. Este método también debería informar sobre los cambios en el relieve de los viñedos, ya que la evolución del relieve es importante en la evolución de la tasa de erosión y arroja luz sobre los cambios en la redistribución espacial del material que se transporta. Para lograr este objetivo, ISUM debería ser testeado. El objetivo principal de esta investigación fue estimar las pérdidas de suelo y evaluar los procesos de erosión del suelo en dos plantaciones de viñedos emparejados que tenían dos edades diferentes. Para lograr este objetivo, se aplicó ISUM en materiales parentales coluviales en viñedos cerca de Valencia, España. Esto puede ser relevante para determinar las tasas de erosión del suelo a largo plazo y desarrollar prácticas de conservación de la erosión del suelo desde que las plantaciones se instalan y no con el paso de los años con daños irreparables.

### 3.3.1. Área de estudio y aplicación de ISUM

El lugar de estudio está situado en el Valle de Les Alcusses (municipio de Moixent), dentro de la comarca de viticultura tradicional de las Terres dels Alforins en Valencia, donde los estudios anteriores se realizaron (Figura 30). Los viñedos muestreados fueron plantados en diferentes épocas, pero con un manejo y disposición similar dentro del sistema de formación de la vid. El viñedo de la parcela joven fue plantado dos años antes del estudio y el más viejo 25 años antes del estudio, ambos con una inclinación del 5 al 10%. En el viñedo de 2 años, el marco de plantación fue de 3,0 x 0,75 m (>160 parras por hilera) mientras que en el viñedo de 25 años fue de 3,0 x 1,4 m ( $\approx$ 130 plantas por hilera). Ambos viñedos se plantaron paralelos a las curvas de nivel (perpendiculares a las hileras). Antes de la plantación, se niveló el suelo y se plantaron las vides en un terreno llano y suave. Cada año se realizaron cuatro pases de tractor diferentes para labrar el suelo. Se describieron dos perfiles de suelo para poner en contexto las principales características físicas y químicas (en la Figura 31 se muestra un ejemplo del perfil de suelo en el viñedo de 25 años). Los perfiles del suelo en ambos viñedos se caracterizaron por límites difusos y grietas superficiales finas y muy espaciadas. Se notó un alto contenido de grava con clastos que eran angulares a sub-redondeados y ligeramente meteorizados dentro de los primeros cinco centímetros ( $\approx$ 10%). La estructura del suelo fue entre moderada y fuerte, con agregados en bloques medianos. La consistencia era blanda, no pegajosa y entre ligeramente plástica y plástica en condiciones húmedas. Las señales de compactación fueron claras, dominando el perfil del suelo hasta 15 cm, particularmente en las secciones débil y moderadamente cementadas. En las áreas entre hileras se encontraron muy pocas raíces finas. Por el contrario, en las zonas de surcos, el sistema radicular estuvo más desarrollado, mostrando mayor actividad biológica. El color predominante en suelos secos fue 10YR 4-6. Tras mojar el suelo se observaron dos colores diferentes: al inicio 7.5YR 4-6 y al final 10YR 3-6. El contenido de carbonato del suelo fue de aproximadamente 45% y  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$  8.2. La textura del suelo fue franco-arcillosa caracterizado por 43% arena, 20% limo y 37% arcillas. Finalmente, debido a la intensa labranza y manejo convencional, los perfiles de suelo fueron clasificados como Antrosoles Tétricos con materiales colúvicos (IUSS Working Group WRB, 2015).

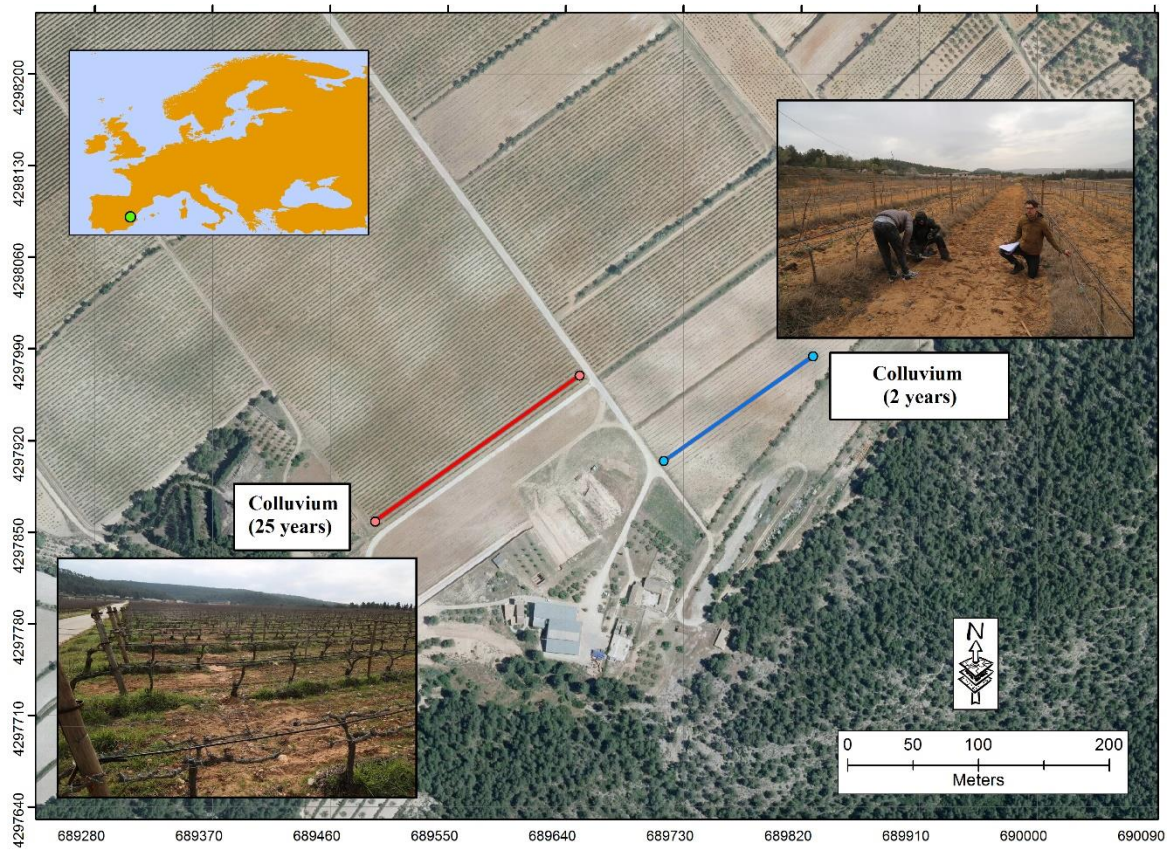


Figura 30. Localización del área de estudio





Figura 31. Perfil de suelo del viñedo de 25 años de antigüedad.

En total, medimos 600 (173 x 2 en viñas de 2 años + 127 x 2 en viñas de 25 años) uniones de injerto (Vid 1 -lado izquierdo- y Vid 2 lado derecho-). Incluyendo las medidas del área entre hileras, se midieron 865 y 635 puntos en los viñedos de 2 y 25 años, respectivamente. El mismo investigador tomó todas las medidas a lo largo del estudio. Si la alta rugosidad del suelo debajo de una vid generaba pequeños escalones o piedras expuestas o cubierta vegetal alteraba la visibilidad de la unión del injerto, el impedimento se eliminaba cuidadosamente. Para la cuantificación final se utilizó una suma de 2 cm para todos los puntos, correspondiente a la elevación inicial de unión del injerto. Se calcularon los promedios totales y los valores máximos y mínimos de ISUM en los viñedos de 2 y 25 años y se presentaron en forma de tablas y diagramas de dispersión. A continuación, para comparar los resultados obtenidos de cada vid emparejada, se llevó a cabo una prueba de ANOVA. Sin embargo, las pruebas de Shapiro-Wilk y de igualdad de varianza indicaron que los datos no tenían una distribución

normal. Por lo tanto, se realizó una prueba U de Mann-Whitney donde se obtuvieron diferencias significativas al nivel de  $p < 0,001$ .

El volumen total de pérdida de suelo ( $m^3$ ) se estimó como la diferencia de volumen entre el nivel del suelo en el momento de las mediciones ( $t_1$ ) y la topografía inicial de la superficie del suelo ( $t_0$ ) estimada a partir de las mediciones ISUM. La pérdida anual promedio de suelo se estimó a partir de la ecuación de erosión-deposición propuesta por Paroissien et al., (2010). Los valores de referencia para la densidad aparente del suelo fueron la densidad aparente media del suelo medida a partir de las 7 muestras de suelo recolectadas en un cilindro de acero después de realizar las mediciones en diferentes posiciones a lo largo de la hilera. El  $B_d$  fue de  $1,05 \text{ g cm}^{-3}$  para el viñedo de 2 años y de  $1,23 \text{ g cm}^{-3}$  para el de 25 años. Debemos tener en cuenta que hay cambios significativos en la densidad aparente en los primeros años después de la plantación inicial de vides que también pueden cambiar la altura de la superficie independientemente de la erosión.

### 3.3.2. Resultados

En la Figura 32 se incluyen dos gráficos de diagramas de dispersión con el promedio total de puntos medidos de los viñedos de 2 y 25 años en las áreas bajo las hileras y entre las calles. Las estadísticas descriptivas (promedios totales, mediana, valores máximos y mínimos) se pueden observar en la Tabla 12. En el viñedo de 2 años las medidas promedio tuvieron valores negativos, mostrando el predominio del agotamiento del suelo (Fig. 33, viñedo de 2 años). Los mayores desprendimientos se registraron en las medidas entre hileras, variando desde  $-4,53 \pm 3,27 \text{ cm}$  (1,5 m desde la hilera 1 de parras) hasta  $-5,23 \pm 3,29 \text{ cm}$  (1 m desde la hilera 2 de parras). Se observó acumulación de suelo bajo las cepas desde  $+0,43 \pm 3,85 \text{ cm}$  a  $+1,04 \pm 4,34 \text{ cm}$ . En las áreas de hileras, el máximo valor positivo fue de  $+16 \text{ cm}$ , mientras que  $+11 \text{ cm}$  fue el máximo en la en la calle. Los valores mínimos registrados fueron  $-17 \text{ cm}$  y  $-9 \text{ cm}$  en las áreas bajo las parras y en el interior de las calles, respectivamente. El rebaje de suelo promedio más alto se observó en las dos últimas secciones (de 140 a  $>160$  pares de parras), donde se encontraron hundimientos y rasgos de erosión lineal prolongada. Bajo las cepas, la acumulación de suelo fue la característica predominante.

En el viñedo de 25 años, las medidas de valor negativo y positivo fueron relativamente similares (Figura 33, viñedo de 25 años). El mayor rebaje del suelo se encontró en la parte media de la calle, alcanzando  $-4,4 \pm 3,27 \text{ cm}$ . Las otras dos mediciones entre hileras también tuvieron valores promedio negativos. En el área bajo la parra, los valores fueron muy diferentes. En la vid 1 se registraron valores positivos ( $+6,91 \pm 3,85 \text{ cm}$ ). Por el contrario, en la vid opuesta (2) no se observaron cambios con respecto a la condición inicial ( $-0,28 \pm 4,34 \text{ cm}$ ). Los valores máximos de acumulación alcanzaron valores más altos en las áreas bajo las parras ( $+21 \text{ cm}$ ) y valores más bajos en las áreas entre la calle ( $+2 \text{ cm}$ ). Por el contrario, los valores mínimos más altos fueron de  $-14$  a  $-15 \text{ cm}$  en las áreas bajo las plantas y de  $-9$  a  $-12 \text{ cm}$  en las áreas centrales de la calle. Las marcas de erosión lineal y sumideros más relevantes se observaron en los sectores 60-80 a 100-120 (Figura 34), que están conectados con la fila anterior. El análisis estadístico (Tabla 13) mostró que en todas las comparaciones realizadas bajo las



parras y entre las calles se obtuvieron valores promedio totales con diferencias significativas ( $p < 0.001$ ).

Tabla 12. Promedios totales ( $\bar{x}$ ), máximo (max) y mínimo (min) de distancia desde la unión del injerto hasta el nivel del suelo en viñedos de 2 y 25 años.

	Años	Parra 1 (izquierda)	1 m	1.5m	1 m	Parra 2 (derecha)	Bajo las parras ( $\bar{x}$ )	Calle ( $\bar{x}$ )
$\bar{x} \pm$ (cm)	2	+0.43	-1.58	-4.53	-5.23	+1.04	+0.73	-3.78
		$\pm 3.85$	$\pm 3.3$	$\pm 3.27$	$\pm 3.29$	$\pm 4.34$	$\pm 3.11$	$\pm 2.8$
	25	+6.91	-1.02	-4.4	-2.98	-0.28	+3.31	-2.8
		$\pm 3.85$	$\pm 6.61$	$\pm 3.27$	$\pm 3.29$	$\pm 4.34$	$\pm 3.11$	$\pm 3.48$
Max (cm)	2	+10	+11	+7	+6	+16		
	25	+21	+2	+1	+1	+15		
Min (cm)	2	-9	-16	-16	-17	-13		
	25	-15	-9	-12	-11	-14		

Tabla 13. Comparaciones múltiples entre viñedos jóvenes y viejos.

	$p$	Diferencia
2 años: Bajo las parras vs Calle	<0.001	Sí
25 años: Bajo las parras vs Calle	<0.001	Sí
Bajo las parras (2 años) vs Calle (25 años)	<0.001	Sí
Calle (2 años) vs Calle (25)	<0.001	Sí
Promedios totales 2 vs 25 años	<0.001	Sí

\* Prueba de normalidad (Shapiro-Wilk).

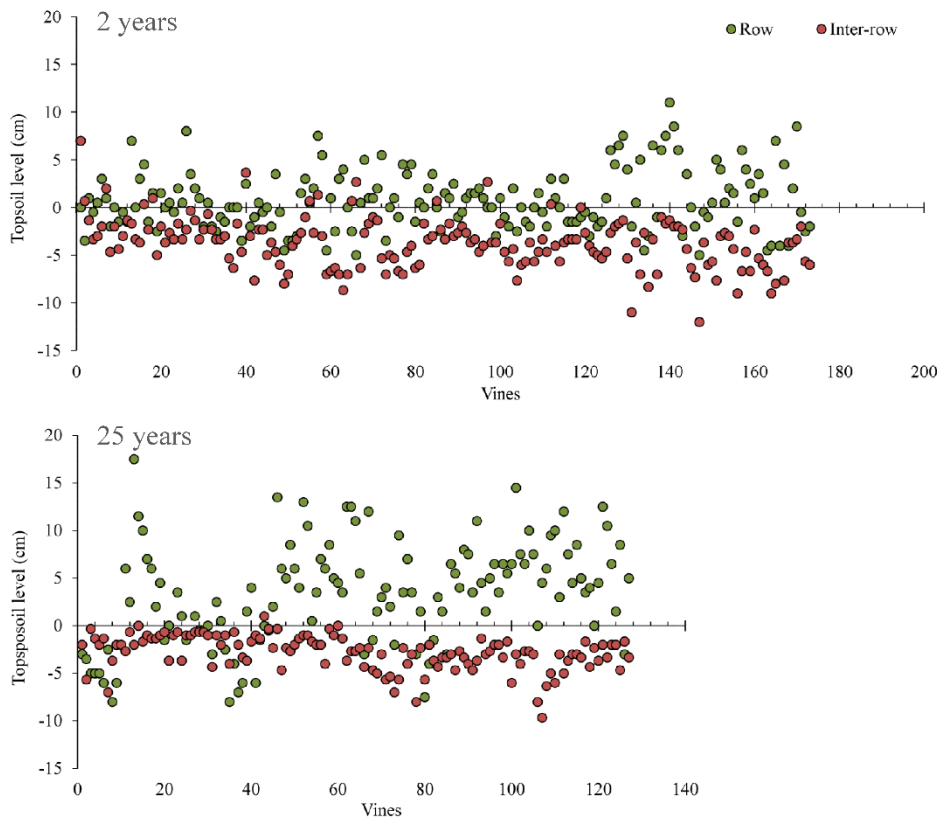


Figura 32. Diagrama de dispersión con las medidas totales promedio por hilera y entre hileras de los viñedos de 2 y 25 años (Rodrigo-Comino et al. 2018b).

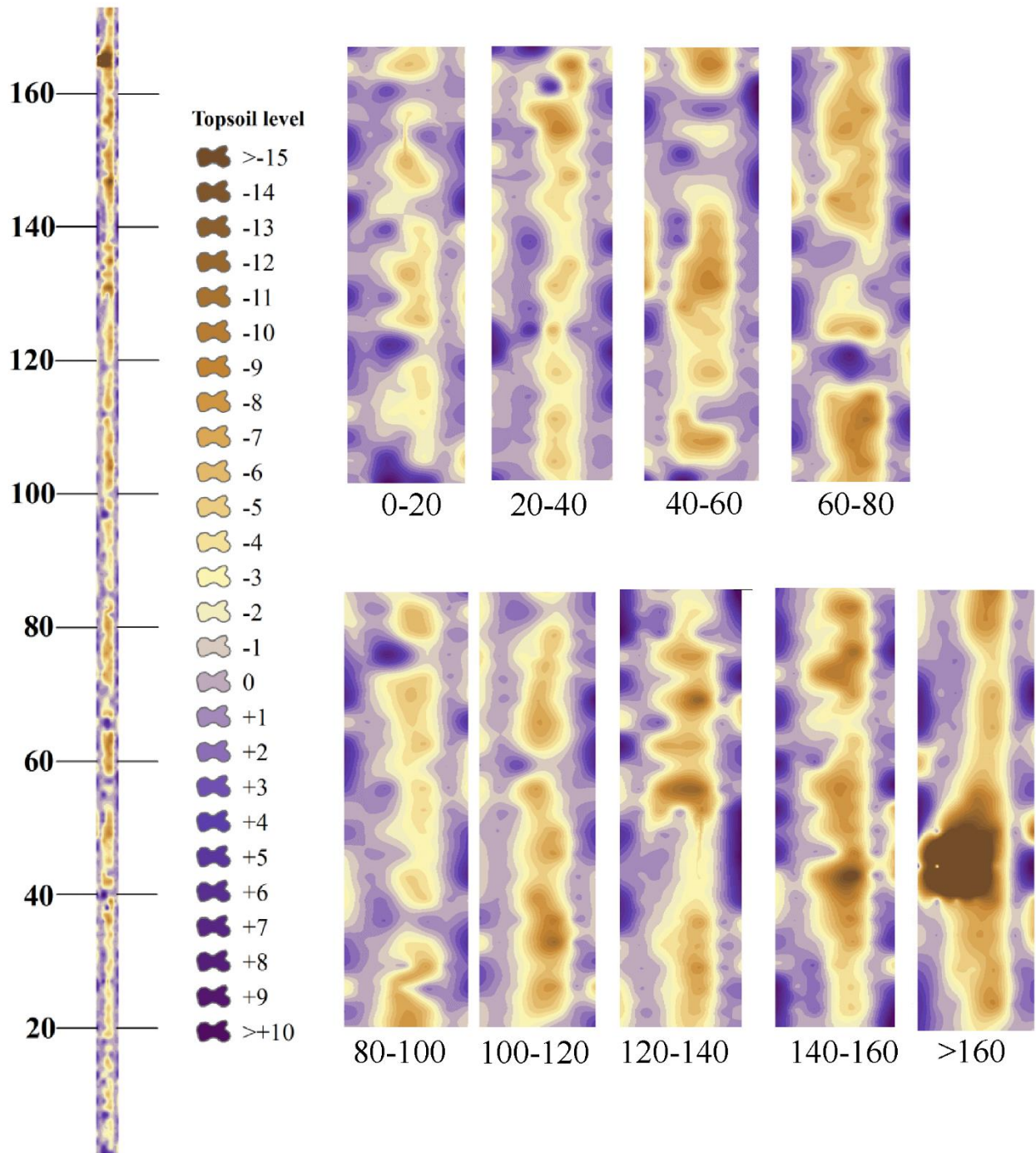


Figura 33. Mapa ISUM del viñedo de 2 años. Cada número significa el número de secciones de vides plantadas en la hilera (Fuente: Rodrigo-Comino et al. 2018b).

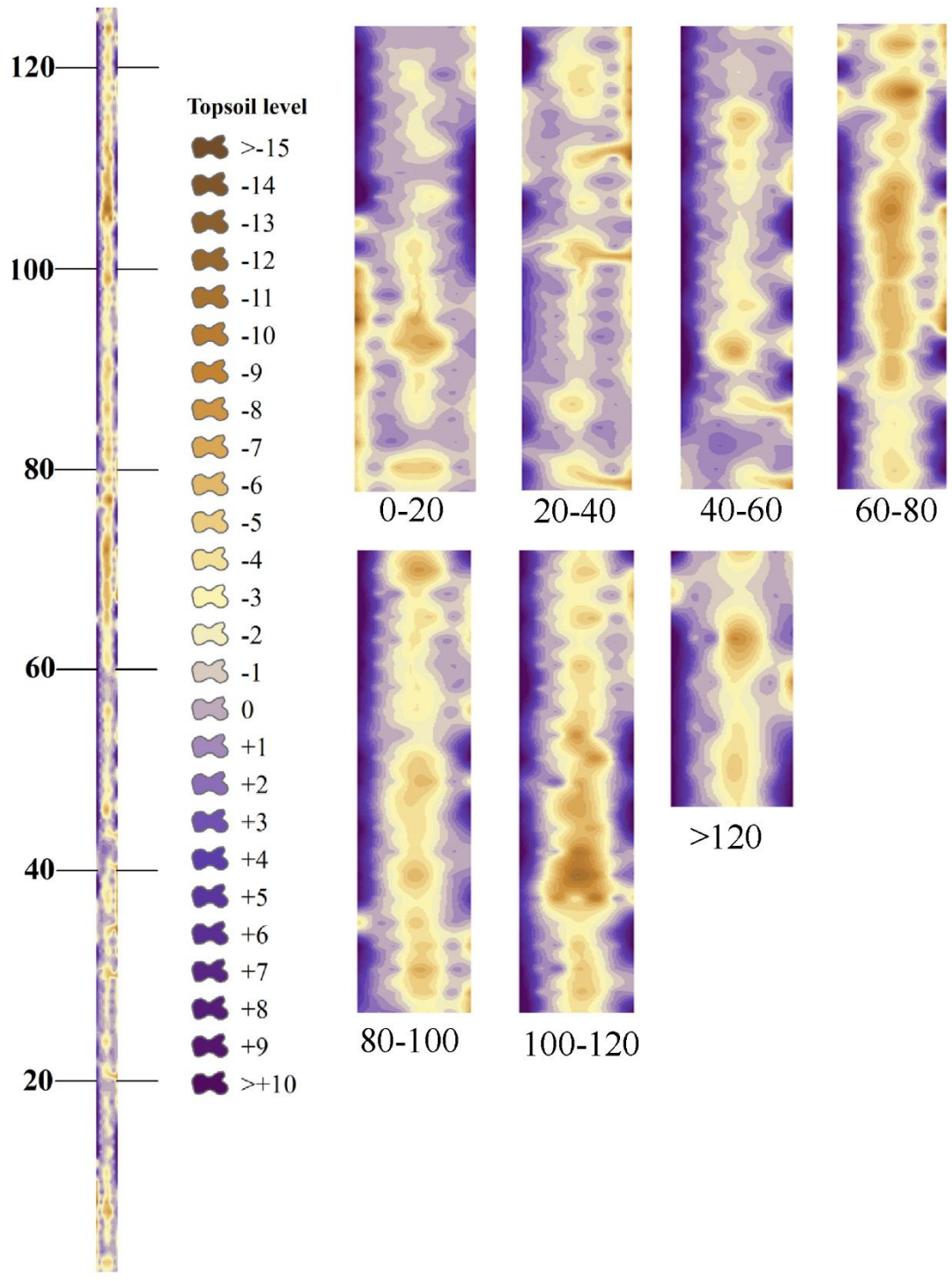


Figura 34. Mapa ISUM del viñedo de 25 años. Cada número significa el número de secciones de vides plantadas en la hilera (Fuente: Rodrigo-Comino et al. 2018b).

Finalmente, las estimaciones de las tasas de erosión del suelo se calcularon aplicando ISUM a las áreas bajo las parras y entre la calle (Tabla 14). En el viñedo de 2 años se encontró un agotamiento total del suelo de  $-8.16 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . Bajo las parras se encontró una acumulación de  $+1.27 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  con una movilización de suelo de  $-9.43 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  entre la calle. En el viñedo de 25 años, la erosión total del suelo ( $1,61 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) fue mucho menor que en el viñedo de 2 años. Bajo las hileras se encontraron  $+6.04 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  y entre la calle  $-7.65 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . Desde el año 3 al 25 para el viñedo, las tasas de erosión del suelo serían mucho más bajas, alcanzando  $-1,04 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , después de los impactos que perturban el suelo durante la plantación.

Tabla 14. Estimaciones de pérdida y acumulación de suelo para viñedos de 2 y 25 años.

Viñedos	Valores	ISUM	Bajo las parras	Calle
2 años	$\text{m}^3$	-5.54	+0.86	-6.41
	$\text{t ha}^{-1}$	-5.82	+0.91	-6.73
	$\text{t ha año}^{-1}$	-8.16	+1.27	-9.43
25 años	$\text{m}^3$	-1.89	+7.07	-8.96
	$\text{t ha}^{-1}$	-2.33	+8.7	-11.03
	$\text{t ha año}^{-1}$	-1.61	+6.04	-7.65
Desde 3 a 25 años	$\text{t ha año}^{-1}$	-1.04		

### 3.3.3. Discusión

La edad de los viñedos como factor clave en el control de los procesos de erosión del suelo ha recibido mínima atención e interés por parte de la comunidad científica. Un claro ejemplo de la relevancia del tiempo transcurrido desde la plantación como factor determinante de la erosión del suelo puede verse en las investigaciones realizadas en viñedos convencionales en pendiente en el valle Ruwer-Mosela de Alemania. Utilizando simulaciones de lluvia, Rodrigo-Comino et al., (2016a) demostraron que los viñedos jóvenes tenían mayores pérdidas de suelo ( $53,3 \text{ g m}^{-2}$ ) y escorrentía ( $7,7 \text{ l m}^{-2}$ ) que los viñedos más viejos ( $29,7 \text{ g m}^{-2}$  y  $5,2 \text{ l m}^{-2}$ ). En la misma región, Rodrigo-Comino et al., (2017) utilizaron cajas Gerlach en parcelas abiertas para mostrar que el mayor flujo superficial y las pérdidas de suelo se registraron durante el primer año después de la plantación con disminuciones drásticas durante los dos años siguientes. Otros estudios que respaldan la hipótesis de que la edad del viñedo es importante para determinar las tasas de erosión del suelo han utilizado la RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation), simulaciones de lluvia y el Stock Unearthing Method (SUM) (Rodrigo-Comino et al., 2016b; Rodrigo-Comino et al., 2015a).

Los resultados muestran que la erosión del suelo en los viñedos ocurre debido a los procesos combinados de laboreo y lavado superficial (Fig. 35). El laboreo juega un papel clave en la redistribución de los materiales del suelo y la formación de una nueva topografía que afecta las tasas finales de erosión (Y. Wang et al., 2016). La labranza se puede considerar como un factor impulsor de la erosión del suelo, pero no se ha investigado su impacto en la rugosidad del suelo y la conectividad de los flujos. El efecto del laboreo cambia la topografía del suelo, y las mediciones micro-topográficas realizadas por ISUM registran este cambio con precisión y permiten monitorearlo. Esto puede arrojar luz sobre la conectividad del flujo superficial y las

tasas finales de erosión del suelo. Esto nos permitiría entender la conectividad de flujos como Masselink et al., (2017b) encontraron en cuencas agrícolas utilizando un enfoque de teoría de redes para permitir una mejor comprensión de la conectividad del flujo terrestre. Los agricultores tratan de generar una superficie de suelo plana, suave y de baja rugosidad en los viñedos durante la plantación. Sin embargo, después de 2 años, la redistribución de la labranza da como resultado un aumento en la rugosidad con algo de material ya ubicado debajo de las hileras. Esta morfología de caballones bajo las vides y depresiones cóncavas en el centro de la calle está bien establecida después de 25 años. Se ha encontrado que el efecto de la labranza es relevante en diferentes regiones del mundo, incluido el páramo ecuatoriano (Poulenard et al., 2001), Punjab en India (Bhatt and Khera, 2006) y EE. UU. (Bradford and Huang, 1994). Las tasas de erosión del suelo fueron más altas en las parcelas más jóvenes de nuestro estudio debido a la alteración del suelo de la plantación reciente. Los trabajos de plantación suavizaron los suelos, por lo que la escorrentía se activa fácilmente y es muy eficiente en las parcelas de 2 años. Nuestra investigación también demostró que el desarrollo de un caballón debajo de las vides debido a la labranza podría reducir las tasas de erosión a escala ladera parcialmente porque el caballón disminuyó la conectividad de los flujos. La mayor parte de la actividad geomorfológica se concentró en el centro de la calle, con los caballones debajo de las vides desconectando la ladera y reduciendo el flujo superficial.

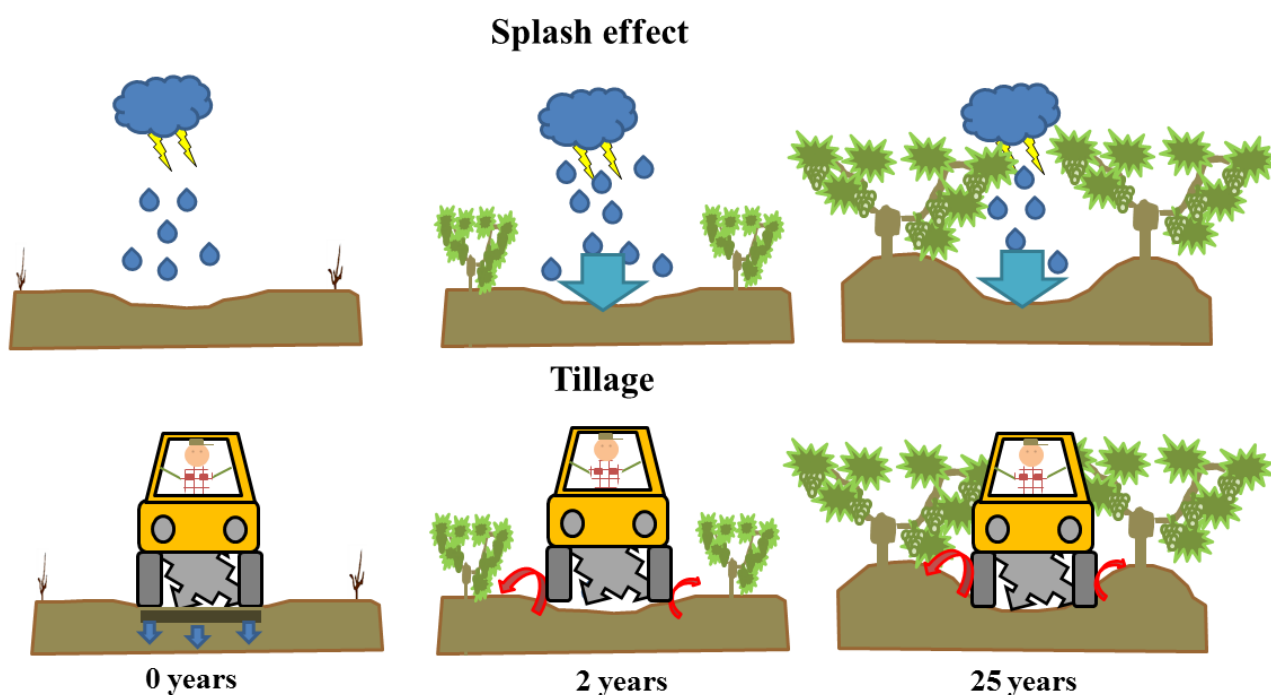


Figura 35. Esquema de funcionamiento de los procesos de erosión desde la plantación de la vid (Fuente: Rodrigo-Comino et al. 2018b).

Existen otros procesos relevantes que reducen las pérdidas de suelo en los viñedos con el tiempo desde la plantación de las vides; uno es el aumento de la biomasa de la vid. Es importante recalcar que la erosión del suelo está muy determinada por el impacto de las gotas de lluvia y con el crecimiento de las vides después de algunos años, la erosividad de las lluvias se reduce debido a la protección que brindan al suelo (Figura 36). De forma pionera, Herwitz, (1987) mostró que el impacto de las gotas de lluvia es relevante para el flujo del tallo y las hojas, pero también lo es para el desprendimiento del suelo, el desarrollo de costras y la generación de escorrentía, lo cual ya fue posteriormente confirmado (Morin and Van Winkel, 1996; Serrato and Diaz, 1998). La cubierta de hojas de la vid también contribuye a mejorar la infiltración y reducir la escorrentía en las hileras de vid, y la escorrentía superficial se reduce como consecuencia de la interceptación. El flujo del tallo y la caída del agua a menor velocidad promueven tasas de escorrentía más bajas en los caballones donde germinan las malezas y crecen las plantas debido a la ausencia de labranza de tipo “intercepta” a lo largo de las hileras de vides. El área de la hilera está cubierta por vegetación y los materiales del suelo se acumulan debido a la labranza, la salpicadura y el hecho de que la vegetación que crece en la hilera atrapa y retiene el suelo labrado o salpicado. Este es un proceso importante que debe investigarse con mediciones en cultivos agrícolas, ya que actualmente hay poca investigación disponible. En los años 90, Leuning et al., (1994) ya demostraron que la interceptación de lluvia en campos de trigo es clave para entender la erosión, y más aún, en ambientes semiáridos (Kozak et al., 2007). Descubrimos que la erosión del suelo en los viñedos está relacionada con la edad de las vides, y que las vides más viejas ralentizan las tasas de erosión del suelo debido a la desconexión desarrollada por los caballones mucho más asentados tras el laboreo.

Utilizando simuladores de lluvia, después de un año, los viñedos recién plantados mostraron mayores tasas de escorrentía y erosión del suelo que los más viejos (Cerdà et al., 2017). El impacto de las plantaciones recientes en las propiedades físicas del suelo (principalmente la menor rugosidad) dio como resultado una mayor conectividad de agua y sedimentos y, por lo tanto, erosión. Esto resultó en una reducción de los servicios ecosistémicos que ofrecen los suelos (Galati et al., 2016; Parras-Alcántara et al., 2016). Las elevadas tasas de escorrentía y pérdidas de suelo no son sostenibles, lo que indica una necesidad particular de aplicar estrategias para reducir las pérdidas de suelo durante la plantación de viñedos y en los años posteriores al establecimiento. Sugerimos aumentar la cobertura vegetal inmediatamente después de la plantación con cultivos intermedios o vegetación espontánea (Novara et al., 2021). Sin embargo, esto todavía dará una ventana de perturbación que resultará en altas tasas de erosión. Recientemente, otros cultivos han recibido atención con respecto a la edad de la plantación como un factor en la erosión y degradación del suelo. En China, Genet et al., (2008) encontraron que los sistemas de raíces más viejos son capaces de reforzar las laderas contra la erosión mejor que los sistemas más jóvenes. Las plantas más viejas permiten que la actividad microbiana forme mejores agregados a lo largo de las cronosecuencias estudiadas (Cao et al., 2008; Wang et al., 2017). Li et al., (2017) también observaron un aumento en el contenido de agua del suelo con la edad en plantaciones de azufaifo de diferentes edades (2, 6, 10 y 15 años). Hay evidencia de que las altas tasas de erosión en diferentes cultivos, especialmente en los leñosos, provienen de los trabajos de plantación previos que forman parte de la nivelación de tierras. Capolongo et al., (2008) encontraron que la nivelación de la



tierra es una fuente de alto rendimiento de sedimentos en tierras agrícolas en Basilicata, Italia. Lundekvam et al., (2003) también señalaron este problema en su investigación sobre los efectos de las políticas de erosión del suelo en Noruega, donde se aplicó la nivelación de tierras en los valles agrícolas de la parte sur del país. En viña, la investigación de Martínez-Casasnovas and Ramos (2009) y Ramos and Martínez-Casasnovas, (2007) son las principales fuentes de información para entender cómo los trabajos de nivelación y plantación dejan el suelo desnudo y compactado, desencadenando altas tasas de erosión.

Teniendo en cuenta los antecedentes anteriores, se espera que las tasas de erosión del suelo medidas con métodos topográficos como ISUM muestren tasas de erosión promedio altas durante el período posterior a la plantación. Aquí calculamos las tasas promedio de erosión del suelo en los viñedos maduros como  $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  durante un período de 25 años, con tasas mucho más altas en el viñedo de 2 años ( $8,16 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ). Entonces, es necesario actualizar la opinión generalizada de que los viñedos tienen tasas de erosión del suelo no sostenibles. Demostramos en este trabajo que la mayor parte de la producción de sedimentos proviene de los primeros años después de la plantación y como consecuencia de los trabajos de plantación con maquinaria pesada, no por el tipo de cultivo *per se*.



Figura 36. Imágenes panorámicas de los procesos erosivos en viñedos jóvenes y viejos (Fuente: Rodrigo-Comino et al. 2018b).

### **3.4. El efecto del material parental y la edad del viñedo, factores con efectos combinados en la erosión de cultivos leñosos**

El material parental es un factor clave que determina las principales propiedades físicas y químicas de un suelo (Chesworth, 1973; Osher and Buol, 1998). Los científicos que trabajan con el suelo han aceptado este hecho como una ley universal. Dentro de las Ciencias de la Tierra, el efecto del material parental en los procesos del suelo se confirmó cuando se aplicó una visión holística mediante el enfoque del ciclo bioquímico (Anderson, 1988). Ejemplos notables de trabajos que han prestado atención a los efectos del material original en las propiedades del suelo incluyen a Brimhall et al., (1991), Driese et al., (2003), Muhs et al., (2001), Rawlins et al., (2003) o Yesilonis et al., (2008). Es bien sabido que la formación del suelo es consecuencia de la meteorización de las rocas, la descomposición de la materia orgánica y la reposición de los materiales, minerales, agua, materia orgánica, aire y vida, que dan como resultado la formación del horizonte fértil (Duchaufour, 1997; Fitzpatrick, 1980; Wagai et al., 2008). Además, algunos fenómenos específicos de degradación del suelo ocurren solo en relación con ciertos materiales parentales debido a la abundancia de otros factores ambientales y antropogénicos que reducen la profundidad del suelo, la materia orgánica, la actividad de la biota, la capacidad de retención de agua y la fertilidad (Orgill et al., 2017). La erosión del suelo es un proceso clave que determina el destino del suelo en los ecosistemas naturales, y el material parental nuevamente juega un papel clave ya que determina los procesos y tasas de erosión del suelo (Cerdà, 2002), la erosionabilidad del suelo, la topografía de la superficie y las formas del relieve (Bryan, 2000, 1969). Sin embargo, se ha prestado poca atención a otros temas como el biótico (principalmente los efectos de las plantas en la erosión del suelo), el hídrico (efecto de la lluvia y la escorrentía en el transporte de sedimentos), las propiedades del suelo y el impacto del manejo de la tierra en la erosión del suelo en relación con el material original y su combinación con la edad de plantación. Esta breve descripción del estado del arte subraya la importancia del material original en los procesos del suelo. Sin embargo, hay poca investigación sobre los efectos del material parental en la erosión del suelo (Mohammadkhan et al., 2011; Pennock et al., 1995; Weaver, 1991), la evolución de las propiedades biológicas (Braithwaite et al., 1984; Ulrich and Becker, 2006) y disponibilidad de nutrientes (Yavitt, 2000). El papel que juegan los materiales originales en la erosión del suelo también es relevante para comprender el destino de los suelos, su formación y degradación (Nazari Samani et al., 2018; Ni et al., 2015). Por lo tanto, no se puede exagerar la necesidad de investigar el papel de los materiales originales en la erosión del suelo y otros procesos asociados.

Entre los procesos de degradación, la erosión del suelo es la amenaza más grave, ya que elimina la masa del suelo. En terrenos agrícolas, y en concreto en cultivos leñosos convencionales con suelos parcialmente desnudos en plantaciones jóvenes, el impacto del material parental en la erosión del suelo es muy relevante debido a la baja cobertura vegetal y al escaso desarrollo radicular, pero en muchos casos es ignorado. El objetivo principal de esta parte de la tesis doctoral es cuantificar las tasas de movilización del suelo y los cambios microtopográficos en dos materiales parentales diferentes (coluvión y margas) dentro de dos viñedos utilizando ISUM. Pretendemos demostrar los impactos de la edad de las plantaciones

bajo el mismo manejo del uso de la tierra y las condiciones climáticas sobre la erosión. Aunque la erosión hídrica se observa comúnmente en pendientes más pronunciadas (ángulos de pendiente  $> 16^\circ$ ) en lugar de en terrazas de pendiente suave convencionales (ángulo de pendiente  $< 5^\circ$ ), como hemos demostrado, el arado intenso, el uso de pesticidas, herbicidas y fungicidas, y las precipitaciones extremas puede causar altas tasas de erosión del suelo en viñedos de terrazas de pendiente suave y pronunciada. Por lo tanto, decidimos realizar nuestra investigación en dos viñedos convencionales en el valle de Les Alcusses, en el este de España, que contienen pequeñas terrazas con pendientes moderadas sostenidas por largas hileras de plantas. Nuestra hipótesis es que, aunque ambas parcelas de diferentes edades están produciendo grandes cantidades de uva, los procesos de degradación en la parcela más antigua se incrementan debido a la erosión. Por lo tanto, la identificación de un factor impulsor poco conocido de la erosión del suelo, a saber, la edad de las plantaciones o diferentes materiales parentales, puede ser útil para el desarrollo de soluciones basadas en la naturaleza y planes de gestión de la tierra.

#### *3.4.1. Área de estudio y aplicación de ISUM*

Seleccionamos una zona situada en el Este de la Península Ibérica que es representativa de los viñedos en España (Figura 37). Las dos parcelas experimentales elegidas están situadas en el valle de Les Alcusses dentro del término municipal de Moixent. Estas zonas pertenecen a la comarca vitivinícola tradicional de la provincia de Valencia de las Terres dels Alforins como en los anteriores casos de estudio. La primera parcela estudiada, con pendientes inferiores a  $5^\circ$  a causa del aterrazamiento, pertenece a José Molla Frances y Pablo Calatayud y fue plantada con uva de la variedad Pedro Ximénez ocho años antes de las mediciones que se realizaron en febrero de 2017. Se caracteriza por una longitud de la parcela de 115,5 m, una distancia entre hileras de 2,5 m y una distancia entre plantas de 1,5 m. Por lo tanto, cada hilera de vid que bordea la parcela tiene 77 plantas. La parcela se sitúa sobre facies litológicas de rocas margosas provenientes de las facies ricas en arcillas expansivas, de color blanco y altamente erosionables. Además, los sedimentos de la facies son ricos en carbonato de calcio (70%). La textura del suelo puede clasificarse como arcillosa y, también, describirse como Antrosoles Terrico Cálcicos (IUSS Working Group WRB, 2015).

La segunda parcela se encuentra en un viñedo que forma parte de la bodega Celler del Roure que pertenece a Pablo Calatayud y fue plantado con uva de la variedad Monastrell. En el desarrollo de la plantación se niveló el suelo y se situaron las vides en microterrazas relativamente planas. El marco de plantación se caracteriza por una distancia entre hileras de 3,0 m y una distancia entre plantas de 0,75 m. Así, la parcela estudiada es de 57,8 m de longitud y tiene 77 plantas por hilera, y su inclinación también es inferior a  $5^\circ$ . La parcela del Celler del Roure se sitúa sobre un pie de ladera de facie litológica de coluvión de calizas, areniscas y materiales dolomíticos de la Serra Grossa. La textura del suelo es franco-arcillosa, clasificándose como Antrosoles Téricos con materiales colúvicos (IUSS Working Group WRB, 2015). La Tabla 15 presenta más información sobre las propiedades del suelo de las dos parcelas, destacando en particular que las mediciones se realizaron dos años después de que comenzara la plantación en la parcela de Celler del Roure. Se recolectaron muestras de suelo



de ambas parcelas con siete repeticiones a lo largo de las áreas entre hileras y entre hileras dentro de 0-10 cm de profundidad del suelo.

Tabla 15. Propiedades de los suelos en el área de estudio. DA: densidad aparente; SWC: contenido de agua del suelo; MO: materia orgánica; grava: 2-66 mm; Arena: 2–0,05 mm; Limo: 0,05–0,002 mm; arcilla: <0,002; CaCO<sub>3</sub>: carbonato de calcio; Infiltración: tasa de infiltración.

Tipo	Años	DA	SWC	MO	CaCO <sub>3</sub>	Grava	Arena	Limo	Arcilla	Infiltración	pH <sub>H2O</sub>
		gr cm <sup>-3</sup>	%	%	%	%	%	%	%	mm h <sup>-1</sup>	
Coluviales	2	1.05	21.9	1.1	45.3	2.7	43.6	19.1	37.3	34.66	8.2
Margas	8	1.43	24.8	1	63.2	0	21.3	31.4	47.3	23.35	8.5

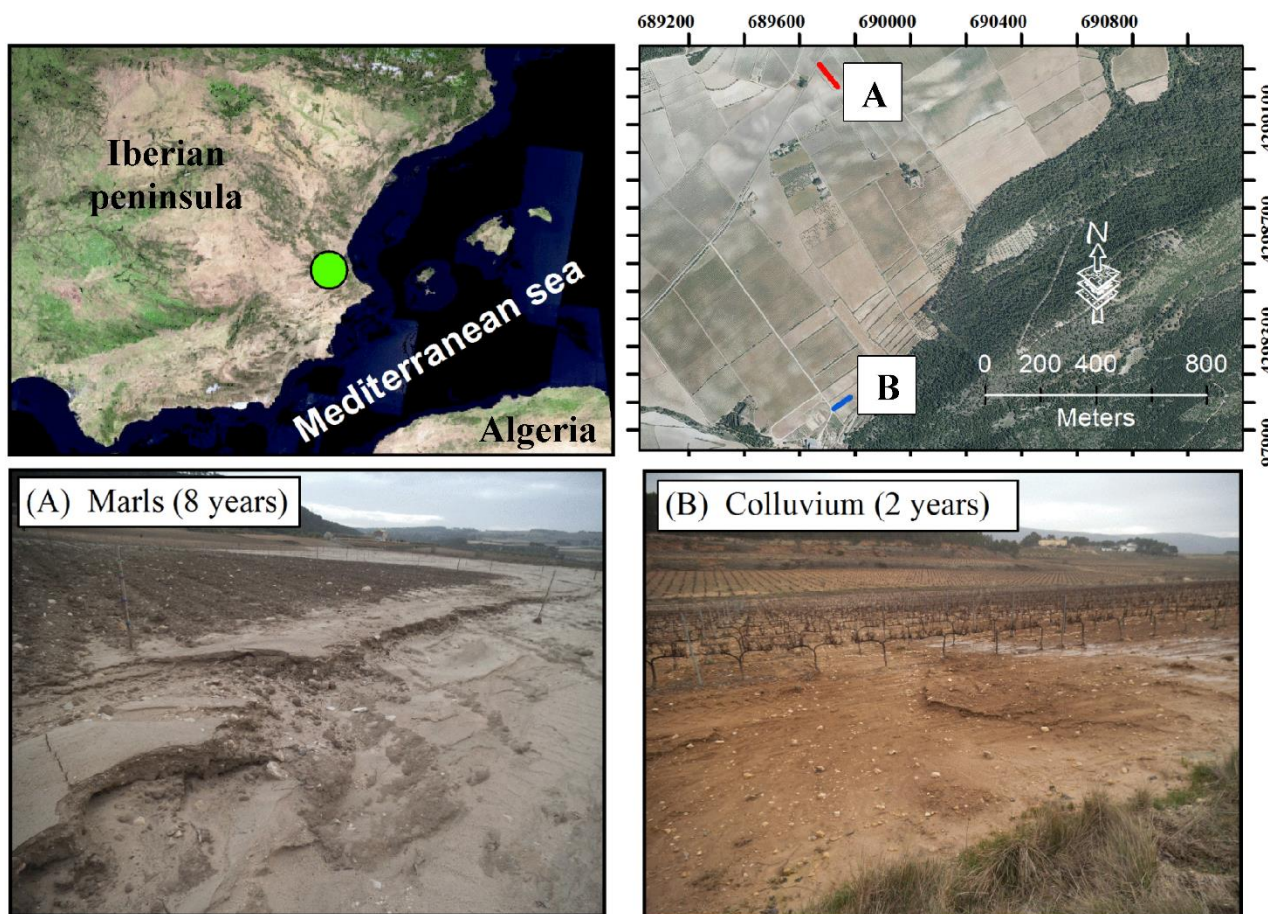


Figura 37. Localización del área de estudio y panorámicas de cada parcela evaluada (Fuente: (Rodrigo-Comino et al., 2018c).

Antes del inicio de las actividades de plantación en ambas parcelas, todos los campos de cultivo fueron allanados y aplanados en forma de bancales y las vides fueron plantadas en terrenos llanos y lisos (ángulos de inclinación < 5°). Se realizaron varias pasadas de tractor durante el primer año para arar el suelo y prepararlo antes de la plantación manual de las vides. Por lo tanto, después de la siembra, las señales de compactación de la capa superior del suelo fueron visibles en ambas áreas hasta 15 cm de profundidad. En algunos lugares también se pueden observar suelos desde débil a moderadamente cementados debido a los carbonatos. Después de la siembra, se realizó la labranza con un tractor que labró el suelo a

una profundidad de unos 25 cm, redistribuyendo el material de las áreas entre hileras a las áreas centrales de la calle en la misma dirección.

La superficie del suelo estaba desprovista de cobertura vegetal excepto debajo de las vides. Por lo tanto, medimos 5 ubicaciones a lo largo de la sección transversal de las plantas pares opuestas ubicadas en las dos hileras aledañas; en cada una de las uniones de injertos de parras, a 0,5 m y 1 m de las uniones de injertos de parras, respectivamente, para las margas y para las parcelas de coluvión, y una a la mitad de la sección transversal como se indica en la Figura 38. Así, se muestrearon 385 (77 x 5) puntos de medición para cada parcela. Se estiró un metro para unir las uniones de injertos de pares opuestos de las dos hileras de vides limítrofes. La banda del medidor se colocó 30 cm por encima de cada par de plantas para permitir medir las cepas enterradas (medidas positivas) y desenterradas (medidas negativas). Se usó una regla métrica para medir la distancia vertical entre la banda métrica estirada horizontalmente y la superficie actual del suelo en todos los puntos de muestreo. Con los datos recopilados, se generaron MDTs (modelos digitales de elevación) en ArcMap 10.5 (ESRI). Se detectaron procesos lineales como surcos, sumideros, acumulaciones o procesos de conectividad.

Finalmente, la pérdida total de suelo ( $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ ) se estimó a partir de la ecuación de erosión-deposición (ER) de Paroissien et al. (2010) como en los casos anteriores donde la edad de las vides fue ocho años para las margas y dos años para las parcelas de coluvión. Para la densidad aparente, los valores medidos fueron  $1,43\ g\ cm^{-3}$  para los viñedos sobre margas y  $1,05\ g\ cm^{-3}$  para los viñedos sobre coluvión. Estos resultados se obtuvieron muestreando con un cilindro de acero ( $100\ cm^3$ ) a diferentes profundidades (0-15 cm) y en siete posiciones de pendiente. Los puntos medidos se muestran en diagramas de caja, que representan promedios (líneas de puntos), medianas (línea continua en el medio de la caja) y percentiles 5 y 95 en los extremos de las cajas. Para comparar los resultados obtenidos en los 5 puntos de muestreo entre hileras, se realizó una prueba de suma de rangos de Mann-Whitney con Sigma Plot 12.0 (Systat Software Inc.). No se pudo observar una distribución normal ni una varianza igual en los datos medidos. Esto fue confirmado por la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk y la prueba de igualdad de varianza.

#### 3.4.2. Resultados

Los diagramas de caja que muestran los promedios, la mediana y los percentiles 5 y 95 se presentan en la Figura 38. En la 39, se muestra el MDT del nivel real de la capa superior del suelo para (a) coluvión y (b) margas utilizando los datos recopilados. En el coluvión, las mayores mermas se observaron en la parte media de la calle (-3,8 cm), a 1 m de la parra izquierda (-1,3 cm) y a 1 m de la parra derecha (-4,14 cm). Los rasgos erosivos más importantes (sumideros y surcos) que se pudieron observar aparecieron en la sección de 50 a 70 m, cerca de la salida de la calle (colores cálidos). En general, la superficie del suelo mostró un mayor nivel de capa superficial en el coluvión que en las margas. Esto puede implicar que el suelo se ha conservado mejor desde que se plantaron las vides o ser consecuencia de la diferencia de edad. El valor máximo de acumulación fue de +12 cm y el mínimo alcanzó -11 cm.

Por las mediciones realizadas en la plantación de margas, no se encontraron zonas de acumulación de suelo. Los valores más altos de rebaje del suelo se registraron en los puntos de muestreo entre la calle, variando entre -6,2 cm a 1 m de la parte izquierda y -5,2 cm a 1 m de las vides de la derecha. En ambas medidas de cepas también se observó agotamiento del suelo (de -3,7 al -4,3 cm). Los valores máximos de medición de puntos positivos alcanzaron los +8 cm en las áreas entre hileras y ningún cambio en las áreas centrales de la calle, mientras que el rebaje mínimo alcanzó -19 cm. En el mapa, la mayor movilización promedio del suelo se puede observar desde la hilera 10 a la 20 (extremo inferior) y desde la sección media (hilera 40) hasta la parte superior (hilera 70), donde predominan los colores cálidos, mostrando varios sumideros y marcas iniciales de erosión del suelo lineal. La acumulación de suelo o el mantenimiento del nivel de la capa superior del suelo se puede observar solo cerca de las cepas, y principalmente desde la 10ª a la 30ª fila de vides.

Comparando las dos parcelas, el análisis estadístico (Tabla 16) mostró diferencias significativas en los puntos de muestreo bajo las cepas ya 1 m a la izquierda ( $p < 0,001$ ). Esto también se repitió cuando se combinaron y compararon todos los datos de cada parcela, alcanzando un promedio de 3,2 cm. Por el contrario, en los puntos intermedios de muestreo entre hileras y a 2 m de la cepa izquierda, la diferencia en los valores medios de los dos grupos no fue estadísticamente significativa al nivel del 5% ( $p < 0,095$  y  $p < 0,103$ ). Esto se debió a que los valores más altos de agotamiento del suelo coincidieron en las mismas áreas para ambas parcelas.

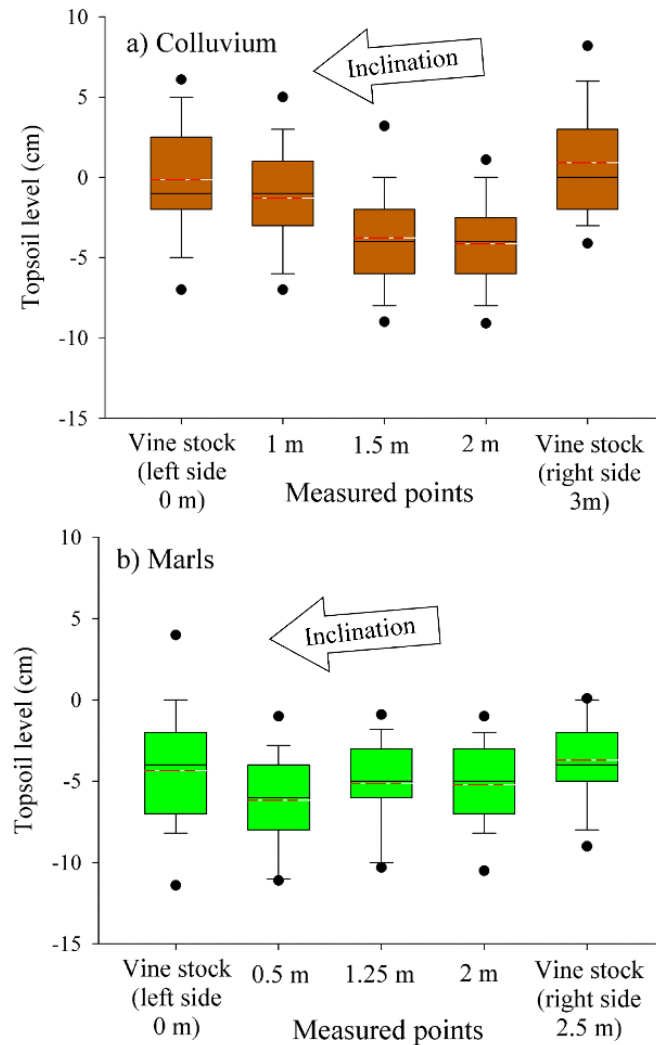


Figura 38. Diagramas de caja de los datos medidos en las 5 ubicaciones de muestreo a lo largo de las secciones transversales de las uniones de injerto de pares opuestos para las parcelas de coluvión y margas (Rodrigo-Comino et al. 2018b). \*Las líneas punteadas son promedios de puntos de muestreo de sección transversal; los extremos de las cajas son los percentiles 5 y 95 y la mediana es la línea continua dentro de las cajas.

Tabla 16. Comparación múltiple por pares de la prueba de suma de rangos de Mann-Whitney.

Medidas (n= 77)	Diferencias $\bar{x}$	$p$	Diferencias
Parra (izquierda)	4.22	<0.001	Yes
Parra (derecha)	4.68	<0.001	Yes
0.5 <sup>a</sup> /1 <sup>b</sup> m	4.85	<0.001	Yes
1.25 <sup>a</sup> /1.5 <sup>b</sup> m	1.31	<0.095	No
2 m	1.06	<0.103	No
Total	3.22	<0.001	Yes



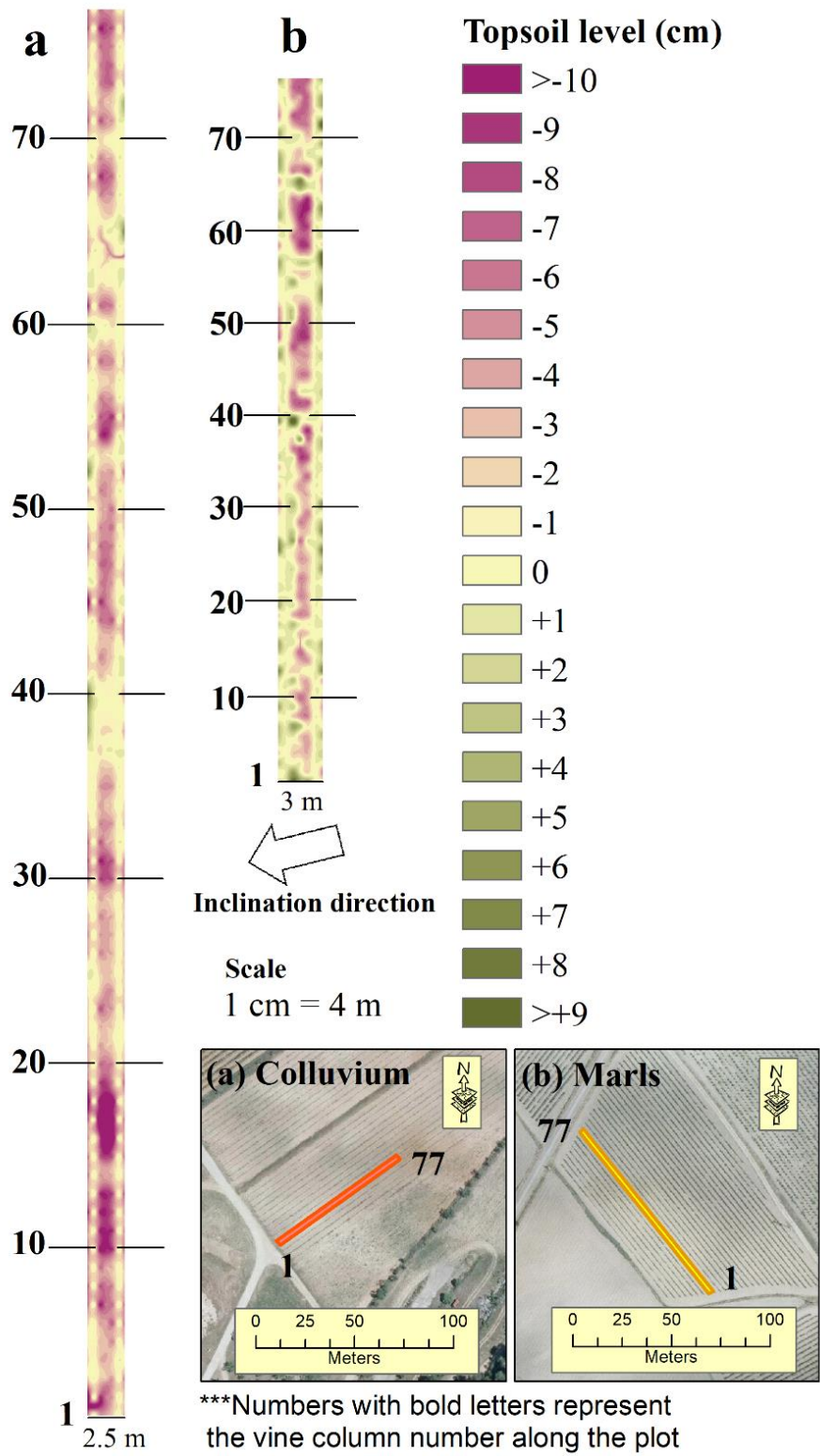


Figura 39. Mapas ISUM de (a) coluvión y (b) margas (Rodrigo-Comino et al., 2018b)

Las tasas de erosión del suelo se estimaron utilizando ISUM, separando los valores en las uniones entre injertos (fila) de los valores entre filas (Tabla 17). Nuestros resultados mostraron que, en las posiciones de hilera donde se realizaron las medidas en la unión del injerto, se encuentran menores diferencias en comparación con las medidas en la parte central de la calle en ambas parcelas estudiadas. En la parcela de margas, se registró una movilización total del suelo de  $-87,7 \text{ t ha año}^{-1}$ ,  $-59 \text{ t ha año}^{-1}$  procedente de entre las calles. En la parcela de coluvión, el rebaje del suelo fue mucho menor que en la parcela de margas. ISUM mostró valores de  $-4,35 \text{ t ha año}^{-1}$ , mientras que se observó una acumulación de suelo de  $+0,44 \text{ t ha año}^{-1}$  en las secciones bajo las parras. Por el contrario, se registró una movilización total del suelo de  $-4.79 \text{ t ha año}^{-1}$  en las áreas centrales.

Tabla 17. Estimación de la movilización del suelo y comparación entre las áreas entre hileras (uniones entre injertos) y partes centrales de la calle.

		ISUM	Bajo las parras	Calle
Margas	$\text{m}^3$	-14.17	-4.64	-9.53
	$\text{t ha}^{-1}$	-20.26	-6.64	-13.62
	$\text{t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$	-87.7	-28.74	-58.96
Coluviones	$\text{m}^3$	-1.32	+0.07	-1.39
	$\text{t ha}^{-1}$	-1.38	+0.14	-1.52
	$\text{t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$	-4.35	+0.44	-4.79

### 3.4.3. Discusión

Nuestros hallazgos mostraron que los cambios en el nivel de la capa superior del suelo también están influenciados por la edad de las plantaciones y el material parental. Por lo tanto, investigaciones próximas deben abordar la magnitud de cada uno de estos factores incluyéndolos con los más tradicionales mencionados en otros trabajos previos como la pendiente local, la intensidad de la lluvia, la labranza y el efecto de pisoteo, el vigor de la vid, las propiedades del suelo o la humedad del suelo antecedente.

Nuestra investigación confirma que las plantaciones recientes de vid sobre margas y coluviones registraron más erosión del suelo en este estudio en comparación con la reportada en otros viñedos más antiguos (Prosdocimi et al., 2016) o incluso áreas boscosas (Mathys et al., 2003). Como en apartados anteriores hemos confirmado, en la zona vitivinícola valenciana, se confirma que la edad de la plantación juega un papel importante en las tasas de erosión del suelo y otros procesos hidrológicos. Sin embargo, nuestros hallazgos aquí mostraron que, a pesar de la edad de la plantación (el viñedo de coluvión es más joven que el de margas), las margas mostraron ser un material parental mucho más erosionable alcanzando 1,2 órdenes de magnitud mayores, lo que nunca se ha registrado para plantaciones con el mismo material parental pero de diferentes edades (Rodrigo-Comino et al., 2017a). Estos resultados también respaldan los hallazgos de Martínez-Hernández et al. (Martínez-Hernández et al., 2017) que obtuvieron mayores tasas de erosión en margas que en rocas metamórficas y calizas utilizando simulaciones de lluvia en el sureste de España. También con simulaciones de lluvia, Cerdà

(2002) confirmó diferencias similares entre parcelas sobre diferentes materiales parentales en áreas degradadas del Mediterráneo.

ISUM ha demostrado que las plantaciones recientes de vid sobre suelos coluviales funcionan como una zona de sumidero situada debajo de las vides ya que las pérdidas de suelo en las uniones de injerto son muy bajas o despreciables. Esto podría deberse a la cubierta vegetal que minimiza el impacto de las gotas de lluvia, reduce el sellado de la superficie del suelo y la generación de escorrentía (Ruiz-Colmenero, 2012). Además, las hojas de las vides pueden interceptar y reasignar en diversos puntos la lluvia debido a la interceptación (Battany and Grismer, 2000). La erosión por salpicadura también es relevante en la redistribución de las partículas, ya que la zona entre la calle es una fuente de partículas y las filas actúan como sumideros. Sin embargo, la labranza aquí también es un factor que determina la acumulación de sedimentos debajo de las vides (Bogunović et al., 2016; Lieskovský and Kenderessy, 2014). Labrar los suelos acumulados debajo de las vides cambia la microtopografía de la pendiente y la distribución del horizonte del suelo (Alba et al., 2006; Novara et al., 2022). ISUM mostró que el agotamiento del suelo ocurre en estos materiales parentales vulnerables en las áreas centrales de la calle. Investigaciones anteriores no distinguieron estas situaciones entre y bajo los cultivos leñosos. Por lo tanto, nuestra investigación contribuye a mostrar la variabilidad espacial dentro de este tipo de cultivos a escala de pedón y demuestra que la labranza y la dirección de la plantación contra la dirección general de la pendiente determinan la microtopografía y la reasignación de las partículas del suelo finales. Por tanto, es importante remarcar que, en plantaciones de vid recientes, el material parental podría considerarse como un segundo factor impulsor frente al manejo humano. Si bien en este estudio fue imposible comparar viñedos jóvenes con la misma edad y diferente material parental debido a la falta de opciones, animamos a otros investigadores a verificar esta interesante posibilidad en otras áreas vitivinícolas donde se pueden encontrar parcelas pareadas de edad similar. La investigación futura debe centrarse en determinar dicha magnitud en la que el material original puede afectar las tasas de erosión del suelo.

Este apartado de la tesis se centró en el efecto de las diferentes litologías en los procesos de erosión del suelo en las nuevas plantaciones de vid, y hemos demostrado que el material parental también podría determinar las diferencias en la tasa de erosión. Utilizamos mediciones microtopográficas y un modelo digital de elevación para confirmar este hallazgo. Utilizando MDTs con una resolución de 0,5 m no pudimos concluir que las diferencias de erosión del suelo se generaron como consecuencia de diferentes materiales parentales, pero nos permiten observar las evidentes diferencias micro-topográficas y la intensidad de los procesos debido a la introducción de nuevas plantaciones. Parece que las margas son más susceptibles al desprendimiento de partículas por el impacto de las gotas de lluvia en comparación con el coluvión porque este es de naturaleza arenosa, desarrolla costras en el suelo y tiene fragmentos de roca que disminuyen las tasas de erosión del suelo. El comportamiento de las áreas centrales sirviendo como fuentes y las hileras con caballones como sumideros de sedimentos fue más evidente en la parcela de coluvión. Si bien la mayoría de las secciones en la parcela de estudio de margas mostraron marcas de erosión intensa, el desprendimiento del suelo fue más activo, como lo demostraron las mediciones con ISUM. No podemos excluir que

la diferencia de edad de estas plantaciones (6 años) pueda jugar un papel importante, pero confirmamos que el efecto de la edad de plantación no es el único factor que actúa sobre la erosionabilidad del suelo. Nuestra investigación demuestra que los programas de restauración y rehabilitación en cultivos leñosos deben centrarse en plantaciones recientes donde las tasas de erosión del suelo son muy altas. Numerosas investigaciones anteriores en áreas cultivadas demostraron que el uso de la cubierta vegetal podría reducir las tasas de erosión del suelo en un orden de magnitud. Sin embargo, destacamos que estas medidas deben tomarse dentro de unos años después de que la plantación se haya desarrollado inicialmente, y no después de varios años.

### 3.5. ISUM y la determinación de la movilización del suelo en otros cultivos leñosos: el caso de los caquis

Otro punto débil de la investigación sobre la erosión del suelo en las huertas mediterráneas es la falta de información sobre la erosión del suelo en las zonas de regadío por inundación en cultivos leñosos (Boulal et al., 2011; García-González et al., 2018). El riego por inundación se ha utilizado durante siglos en los territorios mediterráneos y se ha generalizado en las plantaciones de hortalizas en Valencia. Todos los canales de Valencia se construyeron originalmente con tierra cubierta de malas hierbas y hierbas seleccionadas que los agricultores utilizaban como forraje. Desde la década de 1960, los canales cubiertos de hierbas se han transformado en canales de hormigón y se utilizan para transportar agua desde los ríos o pozos hasta los campos. Los campos se inundan con el agua que sale de esos canales. Los agricultores solían eliminar las malas hierbas mediante laboreo, pero desde la década de 1980 se practica el uso del herbicida glifosato (Keesstra et al., 2019). Hoy en día, existen dos opciones principales de manejo en las plantaciones de regadío, ya sea labranza o herbicida.

Uno de los frutos más representativos que sigue el sistema de riego en el este de España es el *kaki Dyospiros*, una variedad de caqui. Se originó en China, pero se produce comercialmente en otros países, incluidos Japón, Corea del Sur y Brasil. García-Carbonell et al., (2002) describieron las principales características fenológicas de este árbol caducifolio que puede alcanzar los 6 m o más de altura si no se poda, con una morfología redonda y simpodialmente ramificado. Dichos autores determinaron que: i) las flores femeninas del caqui comercial aparecen solitarias e hipóginas; ii) el fruto se caracteriza por una curva de crecimiento doble sigmoide, con crecimiento persistente durante la maduración; y, iii) presenta diez estados de crecimiento diferentes entre el brote y el inicio de la latencia. La administración autonómica valenciana estimó en 2018 que el 90% de las plantaciones españolas de kaki *Dyospiros* (un total de 17.000 ha) se encuentran en su región, y se caracteriza por una exportación total superior a las 400.000 toneladas (<https://ecomercioagrario.com/es/spain-kaki-recortar-detalles/>).

Existe un interés creciente por la conservación de los recursos suelo y agua en las áreas cultivadas en España (Abadía Sanchez, 2012; Alarcón Luque, 2017; Sánchez-Rubio and Rodríguez Cancho, 1996). Sin embargo, es necesario actualizar los métodos utilizados para evaluar los procesos y tasas de erosión del suelo. También es necesario mejorar la gestión de esas tierras agrícolas. Hoy en día, existe una clara falta de información sobre la redistribución del suelo a largo plazo en tierras irrigadas por inundación, ya que la mayor parte de la investigación se basa en experimentos a corto plazo (McElroy et al., 2017; Zuecco et al., 2018). Para llenar este vacío de información se han aplicado diferentes técnicas de modelado a campos agrícolas: técnicas fotogramétricas como SfM (*Structure from Motion*) o escaneo láser con cámaras, drones y teléfonos móviles (Castillo et al., 2018; Hänsel et al., 2016; Vinci et al., 2015). Sin embargo, las dificultades en la aplicación de dichos métodos, los costos asociados de los dispositivos y el software, los procedimientos excesivamente lentos y los permisos burocráticos necesarios para volar drones, dificultan su adopción a pesar de su alta resolución y mayor precisión.

La metodología ISUM es fácil de aplicar y rentable. Sin embargo, este método aún no se aplica a las plantaciones de cultivos distintos de la viña, aunque la mayoría de los árboles frutales (incluidos los caquis) se injertan en el vivero o en el campo. Por lo tanto, los objetivos de este apartado son: i) evaluar los procesos de erosión del suelo en una plantación tradicional (caqui), pero en condiciones mediterráneas gestionada con riego por inundación; ii) investigar el impacto de la labranza y la labranza cero con procesos de manejo de herbicidas en las tasas de movilización del suelo; y iii) demostrar la aplicabilidad de ISUM para medir las tasas de movilización del suelo a largo plazo en especies arbóreas distintas de las vides. Nuestra hipótesis es que, si este método se aplica con éxito, podría usarse en plantaciones de árboles injertados en todo el mundo para evaluar los procesos de erosión del suelo y permitir la comparación de diferentes procesos de manejo.

### 3.5.1. Área de estudio

El área de estudio está ubicada en los campos agrícolas tradicionales de L'Alcúdia en el distrito de Ribera Alta, al suroeste de Valencia, España (Figura 39). Su clima se clasifica como BSk según el sistema Köppen-Geiger (Köppen and Geiger, 1930; Kottek et al., 2006; Peel et al., 2007). Dicho clima es más seco en julio, con una precipitación media mensual de 9 mm. Por otro lado, octubre es el más lluvioso alcanzando los 78 mm, con una precipitación media anual de 550 mm. La temperatura media anual es de 15,4°C, siendo enero el mes más frío (10°C) y julio el más caluroso (25°C). Se seleccionaron dos campos cultivados con caqui, uno manejado con labranza y el otro con la opción de manejo del suelo sin labranza y herbicida. Ambos terrenos se encuentran en un pedimento donde se acumulan los sedimentos de las áreas calizas. Los suelos están clasificados como Cambisoles Cálcidos (IUSS Working Group WRB, 2015) con un bajo contenido de materia orgánica (promedio de 1.05% y oscilando entre 0.86 % y 1.34%). La textura del suelo desarrollado sobre el coluvión se clasifica como franco arcillo limoso (18% arena, 49% limo y 33% arcilla). El ángulo de pendiente es el mismo en ambas parcelas (2%) y fueron aplanadas artificialmente antes de establecer la plantación.

Las actividades de labranza en la parcela labrada se realizaron con un tractor Lamborghini (674-70SPRINT). Los neumáticos de las ruedas delanteras y traseras son 320-24 y 480-30, respectivamente, y la distancia entre ejes es de 2056 mm, un peso total de 2.720 kg. La parcela medida tiene 95 m de largo y 4,3 m de ancho, haciendo una superficie total de 408,5 m<sup>2</sup>. Está ubicado en el centro de la finca para evitar efectos de borde y abarca 20 pares de árboles opuestos. La parcela sin labranza se maneja con herbicida de glifosato rociado cuatro veces al año con un rociador manual de 16 L que lleva el agricultor. La parcela estudiada tiene 90 m y 5,2 m de ancho (una superficie total de 468 m<sup>2</sup>) y representativa de las parcelas de la comarca agrícola de la Ribera del Xúquer. El otro plot estudiado también está ubicado en el centro de la finca y contiene 19 pares de árboles opuestos. Ambos de 25 años de antigüedad. Durante los últimos 25 años los campos se han labrado cada año en primavera (marzo-abril) para eliminar las malas hierbas de invierno, y más tarde en julio y agosto para las malas hierbas que crecieron después del riego por inundación. Para cada laboreo, se hacen tres pasadas con un cultivador en suelo seco para cambiar su rugosidad. El riego por inundación se realiza a intervalos de 15 a 21 días cada uno en julio y agosto, y durante esos meses se realiza un arado del cultivador para eliminar las malas hierbas.



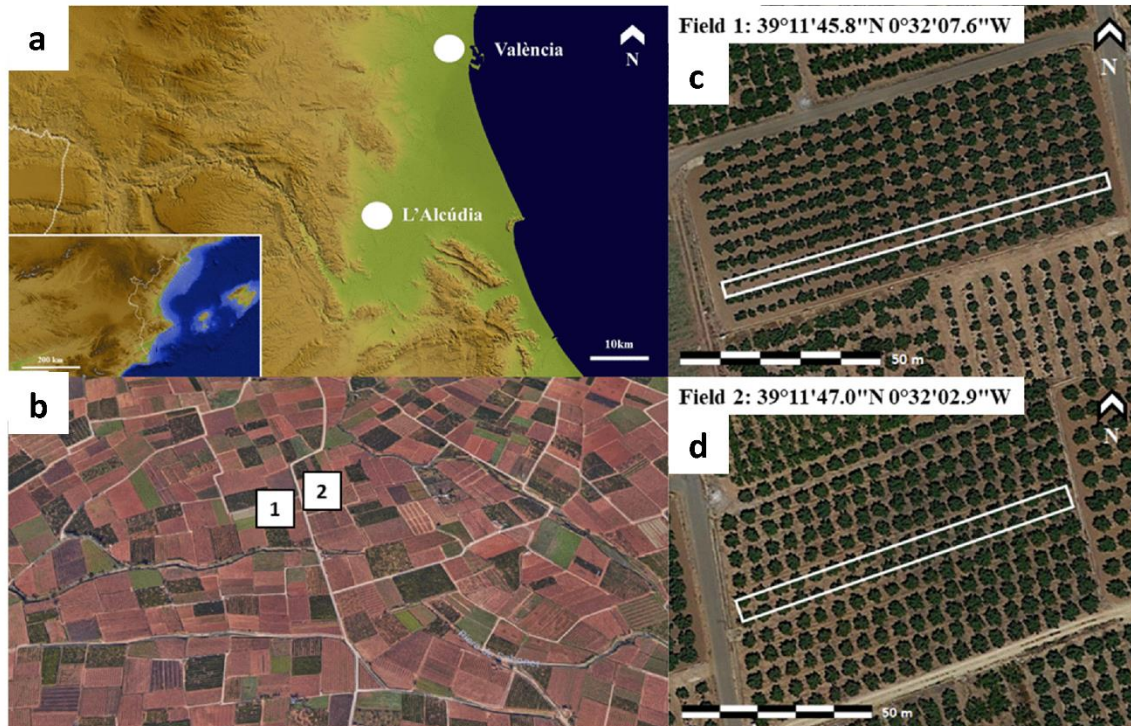


Figura 39. Localización de las parcelas estudiadas. a) Área de estudio situada en la Península Ibérica y la región agrícola de Valencia; b) el campo de caqui; c) la parcela labrada en el campo; d) la siembra directa con herbicida parcela en el campo. Fuente: ING (Instituto Geográfico Nacional) y Rodrigo-Comino et al., (2020b).

### 3.5.2. ISUM aplicado al cultivo del caqui

Como hemos mencionado para el caso de los viñedos, ISUM (Rodrigo-Comino y Cerdà, 2018) consiste en identificar uniones de injertos de pares opuestos, tomando medidas verticales entre la superficie actual del suelo y una cinta métrica estirada horizontalmente en múltiples puntos de secciones transversales de las plantas del par opuesto, y utilizando los datos medidos para inferir los cambios microtopográficos relativos a las uniones de injerto. En la figura 40, se presenta la adaptación para la medición de la movilización del suelo en plantaciones con caquis. Las mediciones se toman a intervalos de 10 cm a lo largo de secciones transversales de árboles de pares opuestos, lo que da como resultado 44 puntos por sección transversal para la parcela de labranza y 53 para la parcela sin labranza con herbicida. Al entrevistar a los agricultores sobre cómo se plantaron los caquis, explicaron que las uniones de injerto no crecían verticalmente desde la distancia inicial (7 cm) en el momento de la siembra. Otras entrevistas con 12 agricultores confirmaron que los árboles del vivero se plantaron con las uniones de injerto orientadas hacia el este para evitar la sequía y los fuertes vientos del oeste. Colocar las uniones de injerto a 7 cm por encima de la superficie del suelo minimizaba el efecto de los hongos también. La distancia de la unión del injerto al nivel original del suelo se ha mantenido constante debido a que la cepa original no crece verticalmente como se observa en los viñedos. Por lo tanto, se podrían estimar los cambios en la topografía del suelo como consecuencia del agotamiento del horizonte del suelo, la compactación o la acumulación de sedimentos igual que en los viñedos *a priori*.



En este caso en particular, ISUM se aplica para evaluar el efecto del sistema de riego por inundación. Con dicha estrategia, se aplanan el terreno y se construye una acequia para llevar el agua a los campos, donde se distribuye a través de varias aberturas (García-Garizábal et al., 2017). Los campos fueron preparados originalmente con ángulos de pendiente muy bajos (0-0.5 %) que permiten que el agua fluya por gravedad.

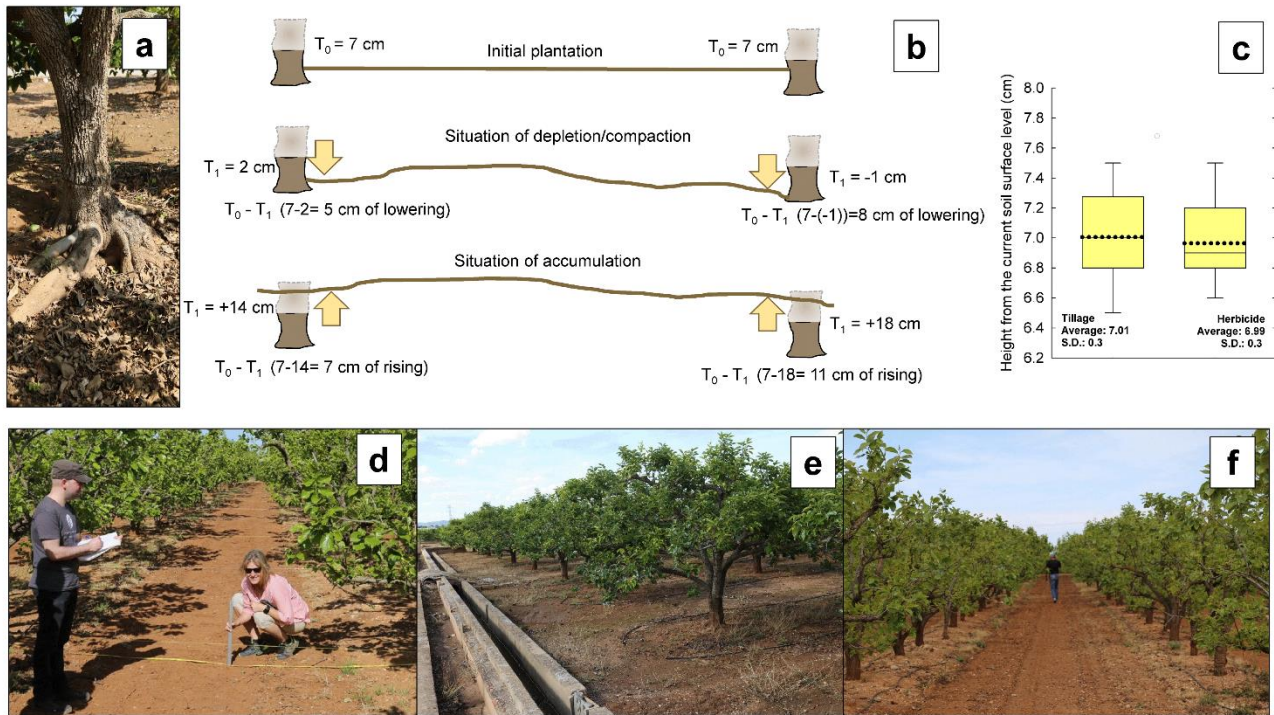


Figura 40. Procedimientos ISUM para caquis. a) Unión de injerto de un árbol de caqui; b) diferentes niveles superficiales en función de los procesos de movilización del suelo medidos con ISUM; c) distancia inicial de la unión del injerto en plantaciones recientes de caqui cercanas al área de estudio; d) tomando medidas en el campo sin labranza con herbicida; e) zanjas del sistema de riego por inundación; f) la parcela labrada. Fuente: Rodrigo-Comino et al., (2020b).

En la parcela de labranza, medimos 880 puntos (44 por cada una de las 20 secciones transversales de árboles pares opuestos) y 1007 puntos (53 por cada una de las secciones transversales de árboles pares opuestos de 19) en la labranza cero con herbicida. Para representar el nivel actual de la superficie del suelo, se desarrolló un modelo de elevación digital (MDT) utilizando la herramienta de interpolación de *Geostatistical Wizard* de ArcMap 10.5 (ESRI). Aquí, las funciones de base radial con la función multicuadrática se utilizaron como interpolador, ya que produjo el valor de error cuadrático medio (RMSE) más bajo en comparación con los métodos *cokriging*, empírico, *kriging* bayesiano, interpolación polinomial local y métodos de ponderación de distancia inversa. Los volúmenes de suelo movilizados se cuantificaron mediante un polígono imaginario que se delimitó como la distancia entre las marcas botánicas y los puntos medidos dentro de las interlíneas y la pérdida total de suelo se estimó a partir de la ecuación erosión-deposición (ER) propuesta por Paroissien et al. (2010) donde Vol es el volumen, St es el área total de la parcela, Av es la edad del campo (25 años)

y BD es la densidad aparente del suelo. Para estimar la densidad aparente, se recolectaron muestras de suelo con un cilindro de acero, con un diámetro de 10 cm y una profundidad de 6 cm, en cinco posiciones diferentes (tres muestras por ubicación) en cada una de las filas 2, 10 y 18 (entrada, parte media y final de las parcelas) considerando la distancia entre las plantas. El muestreo se realizó debajo de los árboles de pares opuestos (cilindros 1 y 5), en medio de las filas (cilindro 3) y en dos posiciones intermedias (el cilindro 2 está entre los cilindros 1 y 3 y el cilindro 4 está entre los cilindros 3 y 5).

Inicialmente se calcularon los valores medio, máximo y mínimo de las medidas. Para representar la variación del nivel de la superficie del suelo, se produjeron gráficos lineales antes de estimar la movilización total de suelo en  $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$  utilizando las diferencias en volumen ( $m^3$ ) del suelo. Inicialmente se realizó una prueba de normalidad (Shapiro-Wilk) y de igual varianza, pero ambas pruebas fallaron ( $P < 0,050$ ). Luego, se usó una prueba de Tukey, que permite comparar todos los valores por pares de las respuestas medias a los diferentes grupos de tratamiento, para comparar las mediciones. Consideramos este método porque es más conservador que las otras pruebas para determinar si una diferencia determinada es estadísticamente significativa ( $P(\text{Factor A}) \leq 0,001$ ). Se utilizaron la base de datos de Excel (Microsoft) y el software SigmaPlot v.13 (Systat Software Inc.) para realizar la organización y el análisis de los datos.

### 3.5.3. Resultados

La Figura 41 muestra dos mapas del nivel actual de la superficie del suelo de las parcelas de labranza y no labranza con herbicida. En la parcela con laboreo, el rebaje del horizonte del suelo tiene lugar en la parte inferior del campo muestreado, con dos pequeñas áreas de erosión aisladas a lo largo de la calle, y una ligera acumulación en la parte superior donde la acequia desemboca. Se observa que la movilización del suelo afecta especialmente a la zona central (áreas entre hileras) donde se realiza la roturación. Siempre se encontró una acumulación somera de sedimentos en las áreas cercanas a los árboles. En la parcela sin labranza con herbicida, el patrón de deposición-agotamiento muestra un agotamiento muy bajo en la parte superior y sin cambios ni acumulaciones en la parte inferior.

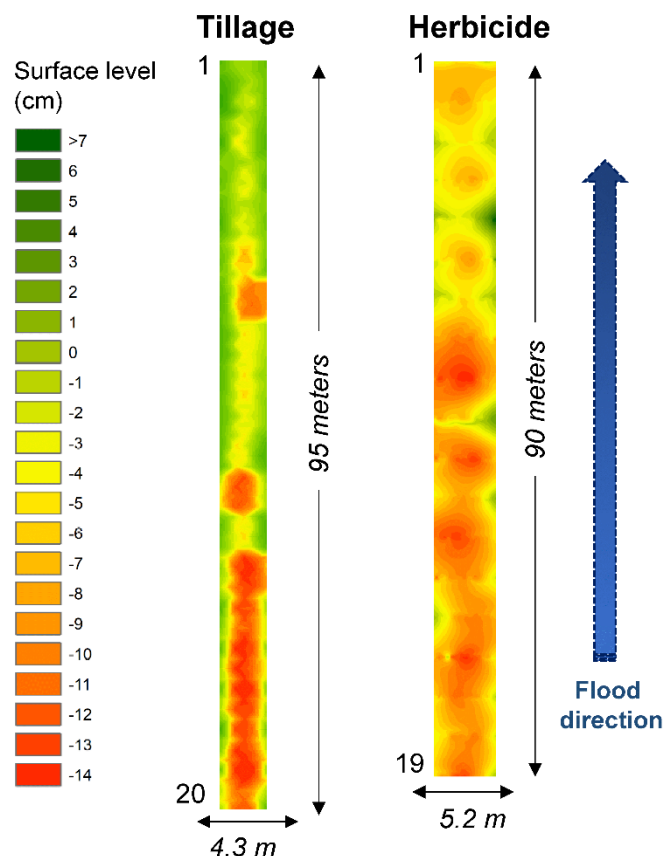


Figura 41. Variaciones actuales del nivel de la superficie del suelo en las parcelas sin y con laboreo más herbicida. Fuente: Rodrigo-Comino et al., (2020b)

La Figura 42 presenta perfiles transversales de los valores promedio, máximo y mínimo del nivel de la superficie del suelo para ambas parcelas. En general, los resultados mostraron que hay una mayor movilización en las áreas entre hileras que debajo de los árboles. En la parcela de laboreo, el rebaje del suelo alcanzó un valor promedio de  $11 \pm 3,6$  cm ( $0,4$  mm año<sup>-1</sup>). Los mayores transportes del suelo ocurren en el centro de las áreas entre hileras muestran valores superiores a 20 cm. Por el contrario, la menor deposición-agotamiento del suelo se puede encontrar cerca de los árboles, casi preservando la superficie inicial. La movilización del suelo de la parcela sin laboreo con herbicida es menor que la de la parcela con labranza. Si bien los valores máximos muestran una acumulación debajo de los árboles, los valores promedio muestran claramente una situación general de alta movilización del suelo de  $6.7 \pm 2.1$  cm ( $0.27$  mm año<sup>-1</sup>).

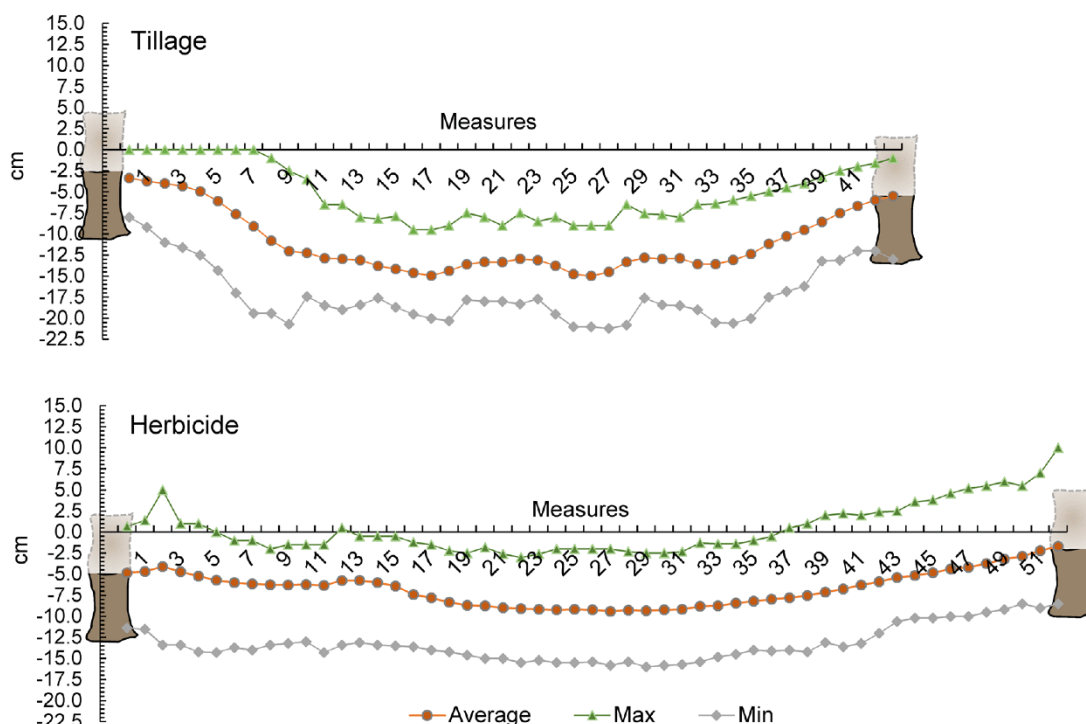


Figura 42. Cambios micro-topográficos a lo largo del perfil de la sección transversal en las parcelas de labranza y no labranza con herbicida. Fuente: Rodrigo-Comino et al., (2020b)

La Tabla 18 resume las tasas de movilización del suelo. La densidad aparente promedio del suelo se estimó en  $1,12 \text{ g cm}^{-3}$  en la parcela de labranza y en  $1,11 \text{ g cm}^{-3}$  en la de no labranza con herbicida. El campo de labranza muestra una movilización de suelo total de  $48,4 \text{ m}^3$ , lo que representa una tasa de movilización de suelo anual de  $52,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  durante los 25 años desde la siembra inicial. Para la parcela manejada con labranza cero con herbicida glifosato, los resultados muestran una pérdida total de volumen de suelo de  $33,6 \text{ m}^3$ , lo que se traduce en  $31,9 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . La Prueba de Tukey indicó que las diferencias en los valores medios entre los grupos de tratamiento son mayores de lo que se esperaba ( $P < 0,001$ ).

Tabla 18. Tasas de movilización del suelo y diferencias estadísticas.

Manejo	Longitud	Anchura	Area	Movilización		
	m	m	ha	$\text{m}^3$	t/ha	$\text{t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Laboreo	95	4.3	0.041	48.4	53.7	52.6
Herbicida	90	5.2	0.047	33.6	37.3	31.8

### 3.5.4. Discusión

En la región mediterránea, las tasas de erosión del suelo son altas y no sostenibles debido a la falta de cobertura vegetal y la ausencia de estrategias de conservación del suelo en las áreas cultivadas (García-Ruiz et al., 2013; Panagos et al., 2015d). Esto es particularmente así en terrenos inclinados donde el lavado superficial es muy intenso (Bagagiolo et al., 2018; Rodrigo-Comino et al., 2017b). Sin embargo, se sabe poco sobre los procesos de erosión hídrica en los huertos mediterráneos regados por inundación, donde las inundaciones

artificiales recurrentes y los eventos de lluvia de gran magnitud y baja frecuencia aceleran las tasas de erosión del suelo, lo que podría superar la infiltración y modificar las formas del terreno (Hillel et al., 2008; Koluvek et al., 1993). Los huertos tradicionales de riego por inundación han sido vistos como un sumidero de sedimentos, pero esto aún está por demostrarse con especies subtropicales y tropicales. Nuestros hallazgos muestran que pueden ser una fuente de sedimentos en lugar de un sumidero, ya que las tasas de erosión en los sitios de estudio son altas. Esas pérdidas de suelo no pueden ser solo consecuencia de las lluvias naturales ya que la topografía plana de los huertos resultaría en altas tasas de infiltración. Se pueden esperar zonas similares a estanques durante algunos eventos de lluvia, y la escorrentía es extremadamente rara (Alagna et al., 2017; Di Prima et al., 2018). Como consecuencia de este nivel irregular de la superficie del suelo, esta topografía de los campos hecha por el ser humano da como resultado la desconexión de los flujos de escorrentía superficial.

Los mapas ISUM permiten determinar dónde se han desprendido, transportado y depositado sedimentos a través de los cambios en la topografía. En ambas parcelas (labranza y cero labranza con tratamientos herbicidas), la fuente de sedimentos se encontró en las partes altas de las parcelas y los sumideros en las partes bajas. Esto confirma una fuerte conectividad debido a la falta de vegetación y la descarga deliberada de agua que satura la superficie del suelo y permite que el flujo llegue a todo el campo. El propósito del riego por inundación es inundar todo el campo, y es por eso por lo que los agricultores reducen la cantidad de malezas y mantienen el campo limpio de vegetación o restos de poda. Sin embargo, el riego por inundación no distribuye el agua de manera uniforme. Las áreas más cercanas a la entrada del agua reciben más agua que las más alejadas. El flujo de agua también pierde energía a medida que avanza, por lo que la movilización del suelo no es uniforme a lo largo del campo. El agua también fluye más rápido en el centro de la calle y más lento cerca de los árboles donde encuentra mayor resistencia. Los agricultores necesitan mantener la superficie del suelo limpia y ordenada sin cobertura vegetal para permitir que las aguas de la inundación lleguen rápidamente a todo el campo. Este es un tema relevante para comprender la redistribución del suelo en los campos, ya que el flujo terrestre hortoniano (Ziegler et al., 2001) prevalece todos los días de inundación (alrededor de 21 días en verano). En otras tierras agrícolas, esta conectividad se ve reducida por procesos de manejo destinados a evitar pérdidas de suelo y agua, como lo observaron Masselink et al., (2017b) en el secano de Navarra en la Península Ibérica, y Sharma et al., (2017) en la región del Himalaya (India) utilizando cultivos intercalados de campos de maíz y trigo. La reducción de la conectividad de los sedimentos y el agua debe ser un objetivo de los agricultores y los formuladores de políticas para lograr la sostenibilidad y evitar la movilización del suelo. Se pueden encontrar otros ejemplos con el uso de biocarbón (Feizi et al., 2019), el uso de terrazas (Camera et al., 2018) y otras técnicas de conservación del suelo (Abrantes et al., 2018; Cerdà et al., 2016).

Los resultados obtenidos en L'Alcúdia en Valencia muestran que la gestión del uso del suelo puede desencadenar cambios en las tasas de erosión del suelo en las tierras de regadío por inundación. En otros sitios de investigación, este también fue un tema clave. Por ejemplo, Ferreira et al., (2015) encontraron un aumento en las tasas de erosión del suelo en el sur de Portugal debido a cambios en el riego. Esto se puede atribuir al efecto de la perturbación del

suelo por nivelación para riego y como consecuencia del abuso de herbicidas. Pero otros factores presentes en las tierras agrícolas también pueden acelerar las tasas de erosión del suelo. García Ruiz et al., (1997) encontraron que el *piping* se desarrolló en un área irrigada con materiales parentales similares en la región de Aragón y, como consecuencia, las tasas de erosión se aceleraron. Esta fue una investigación pionera sobre la erosión del suelo en tierras agrícolas afectadas por el riego por inundación en el Mediterráneo. Wang et al., (2016) encontraron que los tipos de vegetación "*Grain for Green*" utilizados para controlar la erosión del suelo en la meseta de Loess eran muy eficientes. Sin embargo, en investigaciones más recientes en China se centra en reducir la conectividad a través de investigaciones de laboratorio y de campo (Fang et al., 2017; Wang et al., 2010). En África, se está investigando en Etiopía el uso de sumideros naturales para controlar las pérdidas de suelo y agua (Defersha et al., 2011; Nigussie et al., 2017), lo que tendría un impacto ecológico y financiero positivo (Schmiedel et al., 2017). Esto también se ha observado en Irán, donde la falta de vegetación aumenta la generación de escorrentía y el desprendimiento de partículas de suelo, y en consecuencia aumentan las pérdidas de suelo y agua dentro de las cuencas (Kavian et al., 2018; Khalili Moghadam et al., 2015). En un huerto subtropical regado por inundación, el objetivo del agricultor es permitir que el agua se infiltre y llegue a todo el campo y nutra el suelo con agua durante tres semanas hasta que ocurra la próxima inundación. Las diferentes opciones de gestión dan como resultado diferentes tasas de infiltración, y esto también puede dar lugar a diferencias en la generación de escorrentía y las tasas de escorrentía, como lo ha indicado ISUM aquí, entre las opciones de tratamiento con herbicidas de labranza y no labranza. La tierra cubierta de vegetación podría tener una infiltración más alta y tasas de erosión más bajas, como las encontradas por Kirchhoff et al., (2017) en una comparación de parcelas con viñedos ecológicos e incluso conservar los servicios ecosistémicos (Guerra et al., 2016). Por el contrario, la labranza contribuye a mayores tasas de erosión, como lo demuestra la investigación a largo plazo de Taguas et al., (2013) en olivares.

Los hallazgos de nuestra investigación en el sitio de estudio de L'Alcúdia demuestran que los sedimentos removidos en las partes superiores del campo (entrada de inundación) por la descarga son transportados a los tramos inferiores (finales) del campo. Por lo tanto, se puede hipotetizar que la conectividad es muy eficiente en el campo de labranza ya que el rebaje alcanzó -14 cm y la deposición +7 cm en 25 años. En el campo sin labranza con herbicida, la movilización en las partes altas del campo alcanzó valores superiores a -10 cm. Sin embargo, la deposición que tuvo lugar en la parte baja de la parcela fue escasa. La tasa promedio de erosión del suelo es de 53 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para el campo de labranza y de 32 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para el herbicida. Nuestros resultados para las tierras regadas por inundación contrastan con otras investigaciones en tierras agrícolas de secano donde se registran tasas de erosión más altas en los campos de herbicidas en comparación con los campos de labranza. Keesstra et al., (2016) han demostrado, utilizando lluvia simulada, que la descarga de escorrentía fue el 7,2 % en el campo tratado con labranza y alcanzó 40,4 % en los suelos tratados con herbicida. Además, la pérdida de suelo fue mayor en el campo con labranza, con 12,9 g en comparación con 22,6 g en el campo sin labranza con herbicida. Sin embargo, la concentración de sedimentos en la escorrentía fue menor en la parcela de no labranza con herbicida (4,6 g l<sup>-1</sup>) que en la de labranza (13,7 g l<sup>-1</sup>) en los campos de albaricoqueros. Esto puede deberse al

sellado del suelo que se desarrolló en las parcelas de siembra directa con herbicida, reduciendo así el desprendimiento de partículas como consecuencia de la costra superficial (Fey y Mills, 2003; Singer y Shainberg, 2004). Bajo eventos de lluvias naturales, la escorrentía en suelos labrados es menor, y el campo sin labranza con herbicida mostró un mayor volumen de escorrentía pero posiblemente podría mostrar una menor concentración de sedimentos. Esto se debe al impacto de las opciones de manejo sobre la capacidad de infiltración de los suelos. Esto fue cuidadosamente estudiado por Di Prima et al. (2018) quienes encontraron que las tasas de infiltración son más bajas en los campos de herbicidas que en los que están bajo manejo de labranza. Los herbicidas contribuyen a reducir la infiltración de agua y, por lo tanto, incrementan la generación de escorrentía, lo que lleva a mayores tasas de erosión del suelo. Por ejemplo, Masters et al., (2013) encontraron relevante el riesgo del contenido de herbicidas en la escorrentía para la producción de caña de azúcar, y Potter et al., (2008) encontraron que el riego también puede ser una fuente de redistribución de los herbicidas y expandir la contaminación de la escorrentía. En general, el uso de herbicidas es preocupante debido a que pueden desencadenar tasas de erosión más altas (Liu et al., 2016) como ya se ha demostrado en varias zonas de China. Dichas observaciones se han comprobado tanto en mediciones en el campo como en laboratorio (Louchart et al., 2001; Müller et al., 2004).

Las tasas de erosión del suelo en nuestra zona de estudio bajo labranza son casi el doble de las tasas bajo el tratamiento con herbicida sin laboreo. Esto se debe en gran parte a que el riego por inundación desprende y transporta el sedimento con mayor intensidad después del laboreo. En la labranza cero con suelos tratados con herbicidas, el desarrollo de una costra superficial puede proteger los suelos del desprendimiento. El trabajo antes mencionado de Singer & Shainberg (2004) relacionado con las costras se llevó a cabo bajo condiciones de lluvia natural, donde el impacto de las gotas de lluvia es relevante, pero este no es el caso bajo el riego por inundación. La precipitación total anual en el área de estudio es cercana a los 500 mm, pero el riego por inundación puede alcanzar los 5000 mm, y a intensidades mucho mayores (inundando el campo), y entonces el trabajo geomórfico lo realizan principalmente las inundaciones de riego artificial. Otro punto para discutir serían los efectos de la labranza o labranza cero con herbicida únicamente sobre la erosión del suelo. Sería interesante tomar medidas durante el año para evaluar con más detalle el impacto de la intensidad y el momento de la labranza en relación con el riego. Los huertos regados por inundación son muy planos y, por lo tanto, la escorrentía generada durante los eventos de lluvias extremas por lo general resulta en un encharcamiento en el campo. Esto podría significar que no habría conectividad de los flujos que salen de los campos bajo la lluvia natural o que la conectividad sería muy rara. El riego por inundación artificial no exporta sedimentos fuera del campo ya que el objetivo principal es estancar el campo y no permitir que la descarga de la zanja fluya fuera del campo. Con los métodos topográficos aplicados aquí, el descenso del suelo se considera pérdida de suelo, pero esto puede no ser del todo cierto debido a la pequeña escala del tamaño de las parcelas. Hay otros procesos que pueden explicar los cambios en la topografía del campo. La compactación puede inducir un descenso rápido del suelo debido al pisoteo humano y mecánico (Amooorter et al., 2007; Hamza and Anderson, 2005). La compactación puede reducir la superficie del suelo en tierras agrícolas y cambiar la topografía. Sin embargo, la compactación del suelo podría resultar también en un descenso de la posición de los árboles,



ya que la consolidación del suelo también podría afectar el suelo donde se encuentran estos y a su inclinación. Otro proceso que puede contribuir al descenso de la topografía del suelo es el transporte de solutos, piping o flujo subterráneo de escorrentía subsuperficial como lo demuestran García-Ruiz et al. (1997). Este es un asunto clave a solventar para futuras investigaciones.

## CAPÍTULO 4. ISUM COMO HERRAMIENTA COMPLEMENTARIA PARA EL CÁLCULO DE OTROS MÉTODOS O COMO INSTRUMENTO DE COMPARACIÓN

### 4.1. Uso de ISUM para calcular valor de factores topográficos alternativos (Factor L - longitud- y LS -pendiente- de la RUSLE) en la estimación de la movilización del suelo entre hileras para huertos de cítricos

Como plantas injertadas, los cítricos juegan un papel fundamental en la economía total de los cultivos leñosos en España. Dentro de las tierras agrícolas españolas, sin embargo, las plantaciones de cítricos muestran altas tasas de erosión (Cerdà et al., 2009; Liu et al., 2012; Wang et al., 2010). Las plantaciones de cítricos se cultivan en todo el mundo y también se están expandiendo en los territorios mediterráneos, donde las variedades de clementinas están creciendo debido a los precios premium en los mercados europeos. Esta expansión también se traduce en una nueva asignación de las plantaciones de cítricos y, en consecuencia, se está detectando un aumento potencial de la erosión del suelo (Niu et al., 2021). Los nuevos huertos de clementinas se expanden laderas arriba desde el fondo de los valles a medida que las llanuras aluviales y las terrazas fluviales están cambiando el uso de la tierra de la agricultura a las áreas urbanas. En invierno se pueden producir inversiones térmicas y heladas, que dañan gravemente la producción de los cítricos y sus frutos. Para solventar las dificultades climáticas y edáficas, las nuevas plantaciones están altamente mecanizadas y se aplican productos químicos, como el glifosato y otros herbicidas, como estrategia principal para eliminar la cobertura vegetal (Abit et al., 2012; Donkersley et al., 2018). Sin embargo, es bien sabido que la cubierta vegetal es el factor clave de control de la erosión del suelo y que los suelos desnudos pueden aumentar las tasas de erosión más altas (Bagio et al., 2017; Chen et al., 2019).

Dentro de los modelos preferidos por los investigadores e investigadoras del mundo, el modelo más aplicado para estimar la erosión es la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo - USLE (Wischmeier and Smith, 1978, 1965) y sus posteriores revisiones (e.g. RUSLE, MUSLE, etc.). Hasta el momento es el modelo más utilizado a escala mundial para predecir las pérdidas de suelo en parcelas experimentales, laderas, fincas, cuencas hidrográficas e incluso, regiones (Bezák et al., 2021; Borrelli et al., 2021). La rugosidad (aleatoria u orientada) y la topografía (micro y macro) constituyen elementos que afectan la organización espacial de la escorrentía y debe ser considerada en estos modelos (Govers et al., 2000; Snapir et al., 2014). Sin embargo, existe poca investigación sobre cómo el ángulo de la pendiente afecta la erosión del suelo, especialmente en campos agrícolas de labranza intensiva con mediciones de campo *in situ* (Meshkat et al., 2019). El factor topográfico de la USLE y la RUSLE se define por la unión de los factores de pendiente (S) y longitud (L). Según Wischmeier y Smith (1978) “la longitud de la pendiente (L) constituye la distancia desde el punto de origen del flujo superficial hasta el punto donde cada gradiente de pendiente (S) disminuye lo suficiente para el inicio de la deposición o cuando el flujo llega a su fin para concentrarse en un canal definido”.

Existe una ecuación diseñada para determinar los factores LS (generalmente computados juntos) que se obtiene cuando las características topográficas locales son diferentes a las establecidas originalmente para el USLE tradicional (Qin et al., 2018; Schmidt et al., 2019). La

ecuación ha sido adaptada para cumplir con las particularidades regionales. Esto permitió la creación de nuevos métodos y procedimientos para determinar el valor de LS para predecir la pérdida de suelo por USLE, aunque es bien conocido el elevado tiempo y esfuerzo necesarios para obtener datos de LS (Hrabalíková and Janeček, 2017). En este apartado, nosotros presentamos una nueva hipótesis: es utilizar ISUM para adquirir los datos necesarios para el cálculo de esta variable. Se ha confirmado previamente en esta tesis doctoral que, después de obtener los datos a través del trabajo de campo utilizando ISUM, la base de datos tiene una gran versatilidad y podría ser utilizada para varios objetivos. ISUM brinda una capacidad notable para evaluar diferentes escalas de tiempo y objetivos que van desde eventos hidrológicos únicos hasta escalas decenales, así como diferentes escalas espaciales que van desde la parcela hasta las laderas. Hasta donde sabemos, el uso de la base de datos generada por el ISUM para calcular los valores del factor LS-USLE aún no se ha probado, y este tipo de trabajo podría facilitar el levantamiento de datos locales de manera rentable y precisa. Además, no se ha desarrollado ninguna investigación hasta la fecha para probar si el uso de la unión de injertos de las plantas como indicador pasivo para medir el factor LS-USLE podría usarse también para otros tipos de plantas injertadas como los huertos de cítricos. Por lo tanto, nuestro objetivo fue verificar su factibilidad en el trabajo de campo para el cálculo del factor LS para ser utilizado en estimaciones de movilización de suelos por USLE u otros modelos relacionados con la pérdida de suelo en una plantación de naranjas clementinas situada en el este de España.

#### *4.1.1. Área de estudio*

El área de estudio (Figura 42) está ubicado en la cuenca del río Canyoles a 170 m s.n.m. en el municipio de Canals, provincia de Valencia (España). Se seleccionó esta plantación porque se consideraba una zona representativa de la citricultura mediterránea que se estableció en los años 60 en el este de España en bancales para permitir la inundación de los campos estacionalmente. La construcción de las terrazas no significa necesariamente que la erosión del suelo se detenga por completo, sino que se puede desconectar, abandonar o mejorar dependiendo del evento de lluvia (Arnáez et al., 2015; Li et al., 2014). El clima es típicamente mediterráneo, con una precipitación media anual de 532 mm y una temperatura media anual de 16,2°C. El suelo se puede clasificar como Xerorthent (Soil Survey Staff, 2014) y la textura del suelo como franco-arenosa: 20 % arcilla, 29 % limo y 51 % arena (Soil Survey Division Staff, 1993). El área de estudio se seleccionó en un terreno con pendiente general de 6% de pendiente cercano al río Canyoles, con muy bajo contenido de fragmentos de roca (2,4%). En la década de 2000, las terrazas fueron removidas y transformadas en un terreno inclinado donde se aplicó riego por goteo y agricultura altamente mecanizada. La plantación de naranja clementina (variedad Tango) pertenece a una finca única de 30 ha donde se realizó la nivelación del terreno en el año 2008. Luego se estableció un surco de 69 cm de altura y 6 m de ancho. Los árboles se plantaron en el punto más alto del surco. El cultivo se riega por goteo y se aplica herbicida (glifosato) cada vez que germinan las malezas, lo que da como resultado una superficie de suelo desnudo durante varias partes del año. El uso de herbicidas es muy intenso en verano. El sistema de riego bombea agua del acuífero del Caroig y utiliza dos líneas de tubería de 16 mm de diámetro por hilera con goteros cada 1 m. El riego se realiza todos los

días en verano, y dos veces por semana a partir de marzo cuando finaliza la cosecha. El manejo hasta el momento del del suelo fue similar en todas las parcelas: herbicida (Glifosato (N-(fosfometil)glicina) y fertilizantes inorgánicos (NPK, 1.2 t ha<sup>-1</sup> por año).

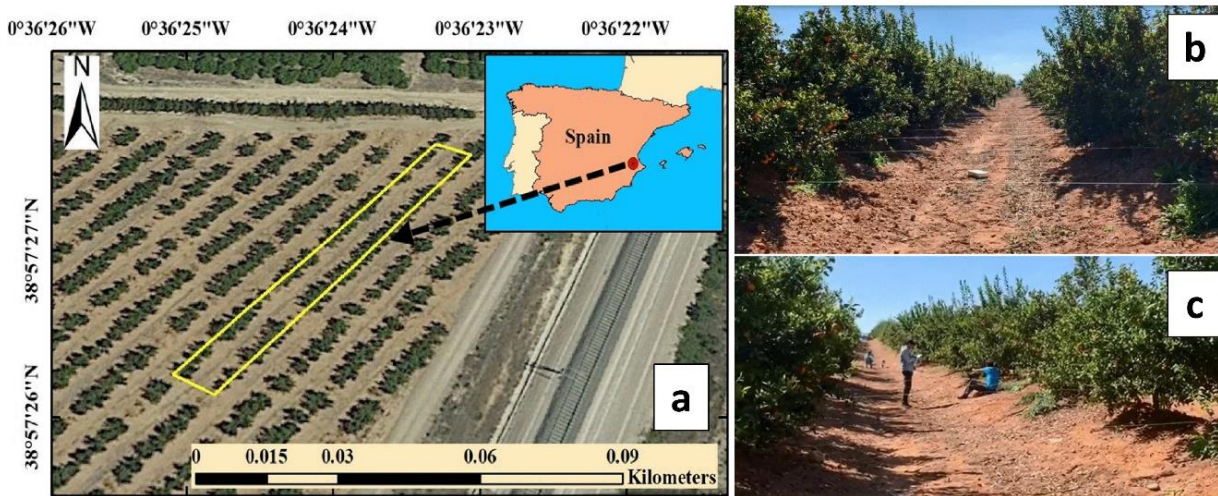


Figura 42. Área de estudio (Fuente: Rodrigo-Comino et al., 2020a)

#### 4.1.2. Diseño experimental

Inicialmente, localizamos cada unión de injertos por parejas en dos hileras de árboles, que inicialmente se plantaron a 7 cm sobre la superficie del suelo según lo confirmaron los agricultores durante entrevistas informales, y confirmamos en una parcela de control con plantaciones recientes con una variación de aproximadamente  $\pm 1$  cm. Luego estiramos una cuerda entre esos puntos elevados en las uniones del injerto. Por medio de una regla de plástico, medimos y registramos la profundidad desde la cuerda de referencia hasta el nivel del suelo a cada 100 mm de distancia del tronco del árbol de naranja clementina (de los dos troncos de árboles conectados por la cuerda), totalizando treinta transectos entre cada uno de los árboles emparejados. Esto nos permitió registrar todos los puntos por encima o por debajo de la superficie del suelo. El patrón de plantación fue de 6 x 2 m, patrón habitual para los cítricos en la nueva plantación de esta zona agrícola. Por lo tanto, completamos un total de 1.800 mediciones en el área de estudio. Cabe destacar observando las imágenes de la Figura 42 que el suelo del centro entre hileras tiene una pronunciada forma cóncava mostrando un gran surco con microtopografía suave hasta los caballones que podría no ser debido exclusivamente a la erosión por el laboreo. En cualquier caso, al no haber salida de suelo de la parcela, esta calificación es dudosa y debe confirmarse en este estudio con las tasas de movilización.

Registramos y tratamos nuestra base de datos en hojas de Excel y se organizan de manera que la posición X corresponde a las hileras, Y corresponde a la posición de los árboles y Z corresponde a la profundidad de la superficie del suelo en relación con la cuerda de referencia. En el campo, observamos algunas diferencias en las características de cada lado de la calle. Todos los transectos presentados tenían una forma de V entre hileras (surcos). Por lo tanto, para cada transecto, identificamos el punto más profundo del canal y dividimos el transecto en

el “lado izquierdo” y el “lado derecho”. Después de eso, para el cálculo del valor de LS para cada lado de cada transecto, inicialmente necesitábamos calcular el porcentaje de la pendiente, así como la longitud de la superficie de cada lado de cada transecto. El porcentaje de la pendiente fue determinado por el cociente entre la distancia del tramo de la cuerda al árbol y el local donde se detectó el valor más profundo y el valor de profundidad computado para este punto y multiplicado por 100 (43).

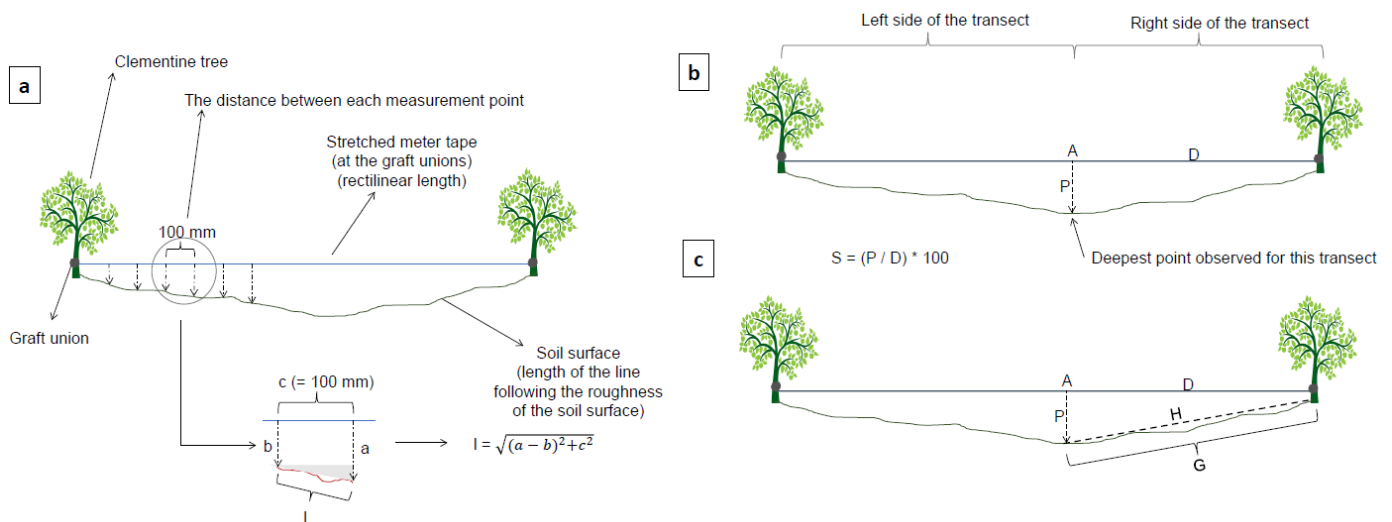


Figura 43. Estrategia de muestreo utilizando ISUM. (a) cálculos de los factores L y S (b) y el índice de longitud de transecto (c); S = pendiente (%); P = punto más profundo del transecto (mm); D = distancia (mm) desde el punto de injerto y el punto A; H = hipotenusa que corresponde al valor de la línea imaginaria estirada desde la base del árbol y el punto más profundo del transecto (mm); G = la longitud del tramo del transecto considerando las irregularidades del terreno (mm). Fuente: Rodrigo-Comino et al., 2020a.

La longitud superficial se determinó mediante el cálculo de la suma de los valores de la hipotenusa de todos los de cada segmento del lado del transecto. Después de determinar los valores del porcentaje de pendiente y longitud de cada lado para cada transecto, calculamos los valores de LS considerando dos ecuaciones:

$$LS = \frac{\sqrt{l}}{100} * (1.36 + (0.97 * s) + (0.1385 * (s^2))) \quad (1)$$

$$LS = 0.00984 * (l^{0.63}) * s^{1.18} \quad (2)$$

Donde (para ambas ecuaciones) LS representa el factor LS del USLE, teniendo en cuenta la topografía local; l significa la longitud del segmento del transecto (m) y s es la pendiente del segmento del transecto (en %). Estos dos algoritmos para el cálculo de LS fueron elegidos para probar los datos obtenidos por medio del ISUM utilizado en diferentes condiciones según las características del paisaje y las acciones locales de manejo del suelo. Por lo tanto, en adelante, la ecuación (1) se presentará como LS1 y la ecuación (2) como LS2. También

calculamos, para cada lado de cada transecto, el Índice de Longitud de Transecto (TLI), que es una variación del Índice de Tortuosidad (Boiffin, 1984). En primer lugar, utilizando la ecuación del teorema de Pitágoras, calculamos la longitud del segmento. Después, sumamos los valores de todos los segmentos. A continuación, calculamos el TLI a través de la división de los valores de longitud de la superficie del suelo (G) y la línea recta paralela a la superficie del suelo (H).

#### *4.1.3. Estimaciones de la movilización del suelo: USLE e ISUM*

El Factor R se corresponde con la erosividad de la lluvia. Se consideraron los datos estimados por Panagos et al., (2015a) donde presentaron datos y mapas de valores anuales de lluvia (P), erosividad de lluvia (R) y densidad de erosividad de lluvia, esta última como la relación entre R y P. Estos datos son valores promedio para áreas extensas y, por lo tanto, solo aplicables a escalas muy pequeñas si los valores son similares a otros valores locales y antiguos estimados por agencias regionales. En este trabajo trabajamos a nivel de microtopografía pero utilizando plantaciones de cítricos con características topográficas similares, por lo que consideramos que esta es la referencia más actual de esta zona de estudio. Además, el uso de esta referencia podría hacer que este documento sea comparable con los documentos publicados por el grupo de investigación mencionado anteriormente en Europa en el futuro. El Factor K o erosionabilidad del suelo tiene base en la composición granulométrica del suelo (20% arcilla, 29% limo y 51% arena) y se aplica a través del triángulo textural USDA (suelo franco). Posteriormente, comprobamos que los suelos de la zona tienen un 2,7% de materia orgánica y una densidad aparente de  $1,3 \text{ g cm}^{-3}$ . Es importante remarcar que los suelos son relativamente similares en los primeros 20 cm de profundidad del suelo debido a la labranza (Bayat et al., 2019). Usando todos estos datos y usando una tabla provista por Morgan (1986), estimamos el valor de la erosionabilidad del suelo local. Para los Factores L y S, longitud y pendiente, utilizamos los valores estimados por ISUM y las ecuaciones mencionadas anteriormente. Finalmente, para los Factores C y P (cobertura del suelo y prácticas de conservación), debido a que el suelo estaba casi completamente descubierto (intencionalmente) y no se registraron prácticas de conservación de suelos en el área de estudio, atribuimos valores de 1.0 para ambos factores, siguiendo el criterio presentado por Morgan and Nearing, (2010). Al determinar la pérdida de suelo por USLE, decidimos tomar el factor C igual a 1. La copa de los árboles frutales proporciona un cierto grado de cobertura, pero durante el período de trabajo de campo, era casi inexistente. Además, mencionamos que en algunos lugares hay suficiente vegetación herbácea para justificar la orientación errática de la esorrentía, pero solo después de algunos eventos de lluvia y períodos en los que no se usan herbicidas, lo que no invalida este valor del factor C.

Utilizando los paquetes gratuitos R (proyecto CRAN R, <http://cran.r-project.org>) y Bioestat 5.0 (Ayres et al. 2007), calculamos las principales estadísticas descriptivas. Posteriormente, verificamos el patrón de distribución de nuestros datos utilizando la prueba de varianza no paramétrica (prueba de Kruskal-Wallis) para todas las métricas y la transformación Z para

normalizar los datos, así como el análisis de correlación no paramétrica (coeficiente de rango de Spearman).

#### 4.1.4. Resultados

De los 1.800 puntos medidos, observamos un valor de profundidad promedio general de 495 mm y un valor máximo de 910 mm, siendo este el punto más profundo observado entre todos los transectos. El coeficiente de variación fue del 38%. Se obtuvo un predominio de valores que van desde los 701 hasta los 800 mm de profundidad, con un 18% de ocurrencias (Figura 44). Después de convertir nuestra base de datos en gráficos de líneas, se confirma que la calle estudiada tiene forma cóncava (en forma de V, poco profunda y ancha) a lo largo de toda la extensión del canal (Figura 45) y el valor modal fue de 630 mm.

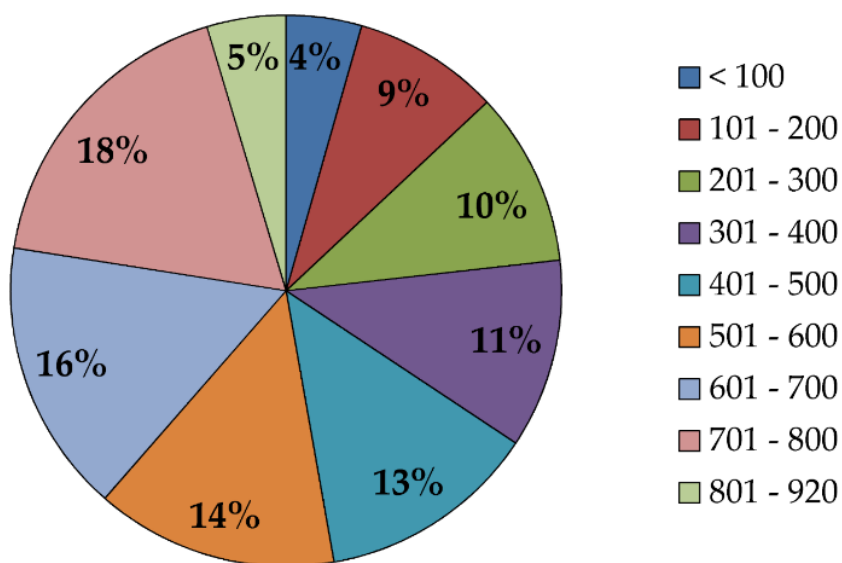


Figura 44. Porcentajes de ocurrencia de cada clase de nivel superficial del suelo obtenido (los valores de la leyenda corresponden a valores en mm (Fuente: Rodrigo-Comino et al., 2020a).



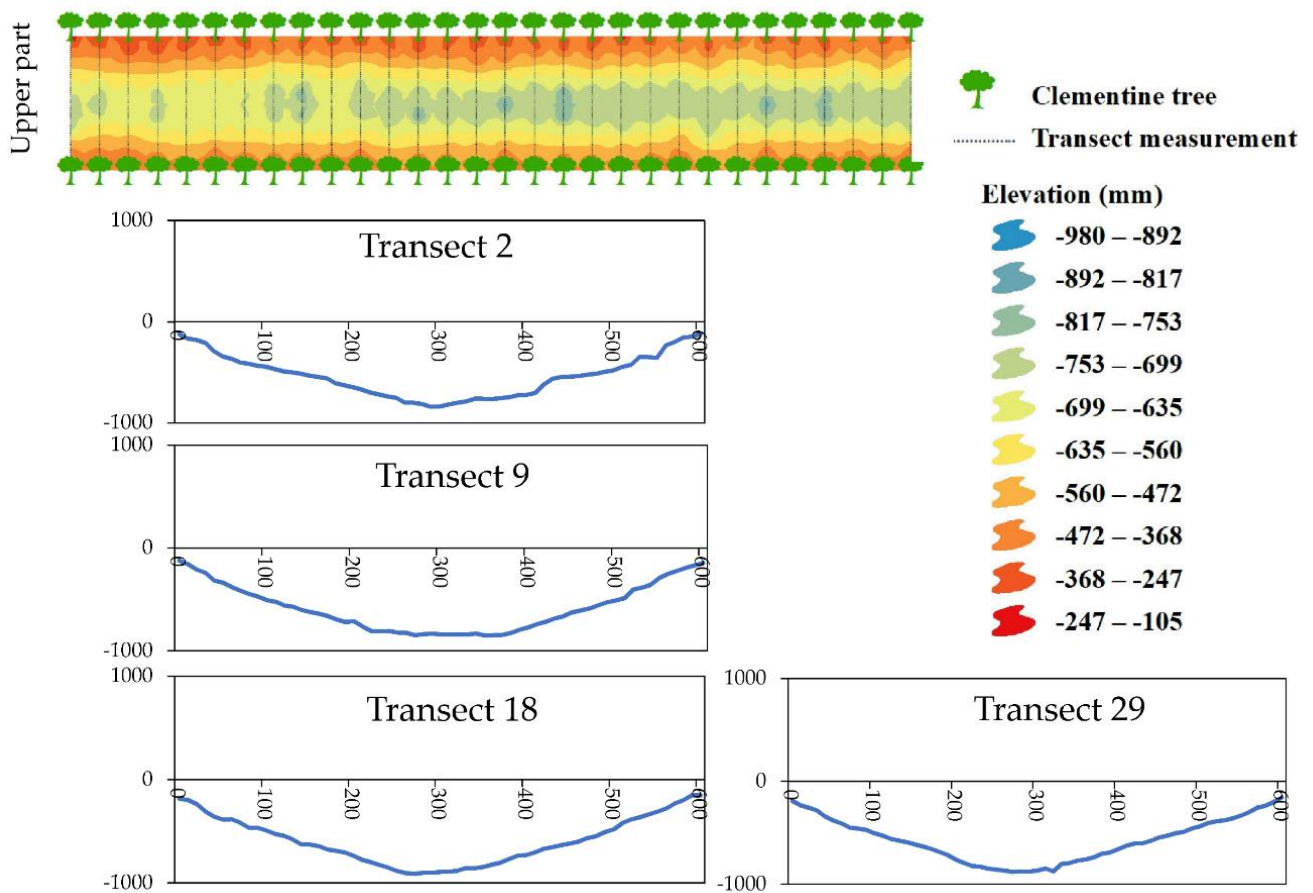


Figura 45. Representaciones gráficas de perfiles transversales generados a partir de datos adquiridos siguiendo los procedimientos ISUM.

En campo, inicialmente tuvimos la impresión de una perfecta simetría entre los lados de un mismo transecto. Además, las estadísticas descriptivas también sugieren tal similitud (Tabla 19). Sin embargo, la prueba de Kruskal Wallis reveló diferencias significativas entre los lados para todos los parámetros, evidenciando asimetrías e irregularidades a lo largo del canal estudiado (Tabla 20). Ambos lados presentaron valores de pendiente que oscilaron entre 20 y 35% y se consideraron inclinados. Los datos del lado izquierdo presentaron mayor variación, evidenciada por los mayores valores de varianza, desviación estándar y también el coeficiente de variación.

Tabla 19. Estadísticos descriptivos para los dos lados de la calle (n = 30).

Parte	Izquierda					Derecha				
	Longitud	Pendiente	LS1	LS2	TLI	Longitud	Pendiente	LS1	LS2	TLI
Mínimo	2.7	20.3	1.46	0.76	1.005	2.6	21.2	1.57	0.79	1.028
Máximo	3.6	34.6	3.29	1.23	1.051	3.6	31.2	2.69	1.08	1.081
Total rango	0.9	14.3	1.83	0.47	0.046	1.0	10.0	1.12	0.29	0.053
Mediana	3.0	28.4	2.47	1.02	1.02	3.3	25.5	2.13	0.96	1.04
Promedio	3.1	27.7	2.4	1.0	1.02	3.2	25.6	2.1	0.9	1.04
Varianza	0.08	14.04	0.23	0.01	0.0001	0.08	5.43	0.07	0.01	0.0002
Desviación estándar	0.27	3.75	0.48	0.12	0.01	0.29	2.33	0.27	0.07	0.01
Coefficiente de variación (%)	9.0	13.5	20.2	11.8	0.9	9.0	9.1	12.8	7.6	1.2

Longitud en m; pendiente en %; LS1 (l significa la longitud del segmento del transecto y s es la pendiente del segmento del transecto en %; 1 corresponde a la ecuación 1), LS2 (l significa la longitud del segmento del transecto y s es la pendiente del segmento del transecto en %, 1 corresponde a la ecuación 2), y TSI (Índice de Longitud de Transecto) son adimensionales.

Tabla 20. Resultados de la prueba estadística de Kruskal-Wallis para establecer diferencias entre los lados para todos los parámetros a lo largo de la calle estudiada.

	H' (valor)	Significancia (p)
Longitud	5.90	0.010
Pendiente	7.08	0.007
LS1	6.39	0.011
LS2	4.45	0.035
TLI (Transect Length Index)	36.09	< 0.001

LS1 (l es la longitud del segmento de transecto y s es la pendiente del segmento de transecto en %; 1 corresponde a la ecuación 1), LS2 (l es la longitud del segmento de transecto y s es la pendiente del segmento de transecto en % ;1 corresponde a la ecuación 2); y TSI (índice de longitud de transecto).

La base de datos generada a través de ISUM se empleó con éxito para el cálculo de los valores de LS, independientemente de la ecuación utilizada (LS1 o LS2). Los valores de LS calculados podrían usarse perfectamente para calcular la pérdida de suelo potencial utilizando la USLE si se dispusiera de otros datos: la erosividad de la lluvia (factor R), la erosionabilidad del suelo (factor K), la cobertura terrestre (factor C) y las prácticas de conservación del suelo (factor P). Para los valores del Índice de Longitud de Transecto (TLI), los valores medios fueron 1,02 para el lado izquierdo y 1,04 para el derecho. Los valores de las medianas fueron los mismos que la media respectiva para ambos lados. El valor mínimo fue de 1.005 para el lado izquierdo, mientras que para el lado derecho llegó a 1.028. En cuanto al análisis de correlación, la pendiente de la métrica se correlacionó significativamente con todas las demás métricas, excepto TLI en ambos lados (Tabla 21). No hubo significativamente ningún dato correlacionado con el TLI. Para ambos lados, la pendiente se correlacionó inversamente con la longitud y presentó una correlación mayor que la longitud métrica para ambos lados y para ambos

algoritmos LS. Los valores de los dos algoritmos utilizados aquí para estimar los valores de LS (LS1 y L2) se correlacionaron significativamente entre sí para los dos lados de la calle.

Tabla 21. Valores del coeficiente de correlación de los datos del lado izquierdo.

Parte izquierda	LS1	LS2	Pendiente	TLI
Longitud	<b>-0.70</b>	-0.56	<b>-0.79</b>	0.14
LS1		<b>0.97</b>	<b>0.98</b>	0.05
LS2			<b>0.92</b>	0.08
Pendiente				0.01

En cursiva: < 0,001; cursiva y negrita: < 0,0001, los valores ni en cursiva ni en negrita no fueron significativos a  $p = 5\%$ . LS1 (l es la longitud del segmento del transecto y s es la pendiente del segmento del transecto en %; 1 corresponde a la ecuación 1); LS2 (l es la longitud del segmento del transecto y s es la pendiente del segmento del transecto en %; 1 corresponde a la ecuación 2); y TSI (índice de longitud de transecto).

Para los dos algoritmos probados, los valores finales del factor LS se correlacionaron positiva y significativamente con la pendiente, mientras que la longitud del factor se correlacionó ligeramente negativamente. La longitud de la métrica mostró una mayor correlación con los valores finales para los valores de LS del lado izquierdo (para ambos algoritmos). Para los datos del lado derecho (Tabla 22), la longitud métrica mostró menor correlación que el valor final para el algoritmo LS1 y ninguna correlación significativa para LS2.

Tabla 22. Valores del coeficiente de correlación de los datos del lado izquierdo.

Parte de la derecha	LS1	LS2	Pendiente	TLI
Longitud	-0.55	-0.25	<b>-0.72</b>	0.26
LS1		<b>0.92</b>	<b>0.96</b>	-0.25
LS2			<b>0.80</b>	-0.24
Pendiente				-0.24

En cursiva: < 0,001; cursiva y negrita: < 0,0001, los valores ni en cursiva ni en negrita no fueron significativos a  $p = 5\%$ . LS1 (l es la longitud del segmento del transecto y s es la pendiente del segmento del transecto en %; 1 corresponde a la ecuación 1); LS2 (l es la longitud del segmento del transecto y s es la pendiente del segmento del transecto en %; 1 corresponde a la ecuación 2); y TSI (índice de longitud de transecto).

La diferencia entre áreas previstas en el momento de la construcción de los surcos y el momento del levantamiento de datos permitió estimar un volumen total de 56,9 m<sup>3</sup> de suelo movilizado en 19 años. Considerando el área de estudio (360 m<sup>2</sup>), el volumen de suelo movilizado y la densidad aparente del suelo local (1,3 g cm<sup>-3</sup>), estimamos una movilización total del suelo de 8,3 mm año<sup>-1</sup> o 10,4 kg m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup> (Tabla 23). La extensión del área de estudio nos permitió considerar un valor espacial único del área tanto para los factores R como K (Cuadro 5). Para el factor R, los valores que consideramos para calcular la pérdida de suelo fueron: como valor R mínimo: 730 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>; como valor R medio: 815 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>; y como valor R máximo: 900 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. El valor del factor K (erodibilidad del suelo) fue de 0.0295 t ha h ha<sup>-1</sup> MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>.

Tabla 23. Valores de predicción de pérdida de suelo calculados utilizando diferentes métodos. Para cada celda, el valor corresponde a kilogramos de suelo perdido por  $\text{kg m}^{-2} \text{año}^{-1}$ .

Valores de la erosividad ( $\downarrow$ ), LS algoritmos ( $\rightarrow$ )	LS1	LS2
Mínimo valor R ( $730 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$ )	4.86	2.11
Valores medios R ( $815 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$ )	5.42	2.36
Máximo valor R ( $900 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$ )	5.99	2.60
Movilización del suelo utilizando ISUM ( $\text{kg m}^{-2} \text{año}^{-1}$ )	10.40	

LS (l es la longitud del segmento del transecto y s es la pendiente del segmento del transecto en %).

Los resultados alcanzados por el uso de modelos de erosión del suelo tienen una alta conexión con la resolución espacial del MDT y el factor LS (Panagos et al., 2015b). Por lo tanto, argumentamos que ISUM podría considerarse como una alternativa útil para obtener datos para usar en las predicciones de pérdida de suelo, especialmente para escalas de ladera como parcelas experimentales o parte de campos de cultivo. La adquisición y análisis de datos topográficos realizados en el entorno digital se han convertido en una tradición en el modelado de la erosión, ya que permiten un análisis eficiente de un área determinada. En cuanto a los valores de declive (% de la pendiente), encontramos valores considerados elevados. Dichos valores podrían clasificarse como fuertemente ondulados en términos de porcentaje de inclinación (por ejemplo, áreas con una pendiente superior al 20%). Si consideramos la afirmación de He et al., (2012) que la escorrentía aumenta a medida que aumenta la pendiente del gradiente, podemos inferir, para nuestra área de estudio, que se espera que el lado derecho de la calle produzca un poco más de escorrentía que el lado izquierdo, una vez que el lado derecho está más inclinado que el lado izquierdo. Para los valores de LS calculados mediante el algoritmo LS1, los resultados fueron superiores a 1,00 para todos los transectos en ambos lados (izquierdo y derecho). Esto significa que, al menos matemáticamente, este factor podría desempeñar un papel clave como intensificador de la pérdida de suelo, como lo demuestran otros autores en condiciones de campo o laboratorio (Bryan, 2000; Nadal-Romero et al., 2014; Silva et al., 2011). Para el algoritmo LS2, en el 43% de los transectos (lado izquierdo), el valor final de LS fue inferior a 1,00, en el 70% de los transectos (lado derecho) el valor final de LS fue inferior a 1,00. Para el lado derecho, en un transecto encontramos un valor de LS de 1.00, lo que significa que en esta zona la topografía juega un papel neutral en el proceso de pérdida de suelo (ni atenuador ni intensificador).

Los datos calculados mediante el *Transect Length Index* (TLI) revelan aspectos de la rugosidad de la superficie del suelo. En nuestra área de estudio, tales datos evidencian que la superficie del suelo presenta un patrón de rugosidad débil y aleatorio. Este patrón de rugosidad está influenciado predominantemente por la disposición de terrones y piedras en la superficie del suelo. Se aplicaron dos modelos para determinar el valor del factor LS y analizar sus resultados. Sería deseable que pudiéramos concluir cuál de los modelos estudiados para calcular el factor LS (LS1 y LS2) es el que proporciona mejores resultados para las condiciones mediterráneas. Sin embargo, consideramos que es difícil decidirse por uno de ellos después de probar este procedimiento por primera vez en un campo agrícola y utilizando solo un transecto. Sin embargo, podemos concluir que el método LS utilizando una base de datos conformada por mediciones *in situ* es más preciso y realista que los otros métodos tradicionalmente utilizados con un modelo de elevación digital, lo cual depende de la

resolución, costos elevados (drones, datos de teledetección, etc.) y permisos. Todos los valores predichos por la USLE fueron más bajos que los estimados directamente por ISUM. Tal discrepancia de datos puede explicarse especialmente por las precipitaciones y las características del suelo. El dato más interesante se puede extraer de la elevada intensidad pluviométrica, frecuente en esta zona. Algunos estudios que presentan alta densidad de erosividad sugieren que la lluvia se caracteriza por tormentas de alta intensidad y corta duración (Panagos et al., 2015c). El valor local de este índice es uno de los más altos del continente, y España es uno de los países destacados por Panagos et al. (2015a) por tener precipitaciones altamente erosivas. Por lo tanto, es un factor al que los propietarios deben prestar atención para mantener la producción, es decir, el manejo correcto del suelo para conservar la materia orgánica del suelo y reducir la erosionabilidad, tal como se demostró en un ensayo a largo plazo realizado por Novara et al., (2019).

En relación con el manejo del suelo y el de la cobertura del suelo, consideramos que la escasa comunidad de plantas herbáceas que crece a los lados de la calle (plantas de hasta 10 cm de altura, varias especies) ciertamente podría desempeñar un papel en términos de brindar cierta protección al suelo y también en determinar la orientación errática de la escorrentía en momentos de fuertes lluvias, aunque la vegetación se presenta de forma irregular a lo largo del terreno (en algunas zonas la superficie del suelo está escasamente cubierta, en otras no) (Haddaway et al., 2014; van Hall et al., 2016). En campo, reportamos que no hay ocurrencia de procesos de erosión lineal como surcos y cárcavas laterales, y esto corrobora con el patrón de rugosidad calculado por medio de TLI.

Además, otra recomendación importante a realizar a los agricultores locales en cuanto al manejo del suelo es la conservación de la comunidad de plantas herbáceas, con el fin de evitar la activación del proceso de erosión y minimizar la degradación del suelo (Chau and Chu, 2018). Para la región de estudio (Región Mediterránea), si los suelos permanecen desnudos, son susceptibles de sellarse y encostrarse (García-Estringana et al., 2013). Estudios previos coinciden en que si el suelo permanece cubierto, la tasa de infiltración puede ser un orden de magnitud mayor que cuando el suelo permanece descubierto, ya que las plantas herbáceas aportarían hojarasca al suelo para aumentar su contenido de materia orgánica (Cerdà et al., 2021). Además, sus complejos sistemas de raíces podrían inducir mejoras en las propiedades del suelo, por ejemplo, el aumento de la macroporosidad. Tales alteraciones minimizarían los efectos nocivos de la escorrentía y la pérdida de suelo, más allá de los efectos directos de su cobertura aérea. Por lo tanto, en el futuro, podría ser interesante ver si la cobertura vegetal se mantiene, si los resultados de ISUM son los mismos o cambian a partir de esta investigación. Comparativamente, Bagio et al. (2017) también predijeron la pérdida de suelo por USLE y RUSLE y, al compararlos, también informaron valores subestimados. Justifican la subestimación de la pérdida de suelo por el modelo USLE explicando la alta influencia del factor R, debido a la discrepancia entre el régimen de lluvias en las condiciones donde se creó la USLE y el clima predominante en el área de investigación. Confirmamos la afirmación de dichos autores también para nuestra área de estudio, aunque el factor R puede adaptarse a cada área de estudio (Benavidez et al., 2018).

## 4.2. El uso de ISUM y el muestreo con anillos para la cuantificación de la compactación del suelo

En las tierras agrícolas, la compactación del suelo se produce por el uso de maquinaria, el pisoteo humano y la reducción de materia orgánica (Wu et al., 2011). Entonces, la degradación de la estructura y la reducción de la biota dan como resultado la degradación del suelo y la pérdida de funciones y servicios ecosistémicos, que pueden estudiarse desde diferentes puntos de vista científicos (Alaoui et al., 2018). Como consecuencia, lograr los objetivos de desarrollo sostenible y los objetivos de neutralidad en la degradación de la tierra se vuelve aún más desafiante (Keesstra et al., 2018a). Autores como Stoessel et al., (2018) confirmaron que la compactación del suelo es relevante incluso para comprender el ciclo de vida en el sistema del suelo. Normalmente, la compactación del suelo es un tema que ha recibido consideraciones menores en los estudios relacionados con los servicios ecosistémicos cuando se investiga la sostenibilidad de las tierras agrícolas, y esto es relevante en la agricultura mecanizada moderna.

El uso de maquinaria moderna puede causar problemas debido a la compactación del suelo en huertas y cultivos leñosos, donde se han realizado pocos tipos de investigación en agroecosistemas. La mayor parte de la investigación en huertos se centró en el problema de la erosión del suelo y se realizó poca investigación sobre la compactación del suelo. Por ejemplo, los trabajos de van Dijck and van Asch, (2002) sobre suelos arcillosos del sur de Francia contribuyeron con información clave de viñedos y huertas. Posteriormente, los trabajos de Ferrero et al. (2005) sobre el efecto del tractor y el de Lipiec et al., (2007) sobre el impacto de la compactación en el agua y la transferencia de calor en el suelo se convirtieron en trabajos pioneros. La investigación desarrollada en campos de leñosos con esta precisión se circunscribe a publicaciones como la de Becerra et al., (2010) en Almería sobre el impacto del tráfico de tractores en los huertos de almendros, y Pižl, (1992) sobre el impacto de la compactación sobre las lombrices en los huertos de manzanos. Durante las últimas décadas, los científicos han tratado de encontrar qué procesos inducidos por el ser humano afectan directamente la compactación del suelo. Por ejemplo, Liu et al., (2016) estudió los cambios en la densidad aparente del suelo bajo los ciclos de humectación/secado de los regímenes de riego y descubrió que la compactación del suelo depende de los regímenes de riego. La labranza a largo plazo y el manejo de residuos también controlan la compactación del suelo, según lo documentado por Celik et al., (2017), quienes determinaron la densidad aparente del suelo utilizando diferentes sistemas de laboreo. Existe la necesidad de comprender mejor los impactos de la compactación del suelo en los suelos agrícolas para controlar y mitigar sus efectos negativos.

El uso de maquinaria pesada, los métodos de cultivo y el pisoteo humano y animal (por ejemplo, pastos) son los principales factores de compactación del suelo, aunque el pisoteo humano se consideraba secundario por su menor impacto (Bogunović et al., 2014; Cambi et al., 2015; Hamza and Anderson, 2005). En la literatura científica, los cultivos de cereales y soja (*Glycine max L.*) son los más investigados por la comunidad científica (Sivarajan et al., 2018). Sin embargo, la investigación sobre la compactación del suelo en otros agroecosistemas como los cítricos, el olivo o la viña es todavía limitada (Ozpinar et al., 2018), principalmente porque

la mecanización en estos cultivos se ha producido primero en zonas llanas como terrazas o grandes parcelas, y luego en zonas en pendiente. Los métodos como el muestreo de anillos mediante un cilindro que normalmente se aplican para cuantificar la compactación del suelo son tediosos, lentos y costosos, y requieren tiempo y equipo de laboratorio (Al-Shammary et al., 2018). Existe la necesidad de actualizar los métodos y encontrar una estrategia de suelo adecuada para reducir el tiempo y el costo económico de los estudios (Al-Shammary et al., 2019), lo cual es relevante para el desarrollo de la ciencia en los países en desarrollo. ISUM es un método actualizado recientemente que aplica una estrategia sencilla para determinar los cambios en la topografía del suelo y facilita la estimación de las tasas de erosión del suelo al cuantificar las diferencias en la microtopografía entre la siembra inicial y el momento de la medición. El estudio de la topografía del suelo en dos períodos diferentes también podría proporcionar información sobre la compactación y movilización del suelo durante ese período, para conservar los servicios ecosistémicos.

En este apartado, el objetivo principal es evaluar el uso del ISUM para estimar la compactación del suelo. El fundamento de esta investigación es confirmar si esta nueva aplicación es adecuada en una terraza de huerto de caqui (*Diospyros kaki* L.). Esta área experimental fue evaluada en 2016 después de la labranza y antes de la plantación con altas tasas de erosión del suelo contrastadas durante el primer año de plantación. Relevamos con el método tradicional de anillos para determinar la densidad aparente del suelo (Bd) y realizar un análisis de correlación espacial entre los resultados obtenidos. La comparación de ambos métodos arrojará luz sobre la compactación del suelo y aclarará si ISUM puede ayudar en la caracterización de la compactación del suelo en tierras agrícolas. Debido a la conexión directa entre el Bd y la compactación del suelo, la densidad aparente del suelo se utilizó como una medida sustituta para evaluar la compactación del suelo, como herramienta para brindar otro indicador de calidad para las evaluaciones de los servicios ecosistémicos.

#### 4.2.1. Área de estudio

Se seleccionó una terraza agrícola como campo experimental en el municipio de L'Alcúdia de Crespins, Este de la Península Ibérica (Figura 45). La precipitación media anual es de 532 mm y una temperatura media anual de 16,2 °C. La distribución de las precipitaciones es típicamente mediterránea, con tres meses de sequía estival (24 mm de precipitaciones en julio y agosto) y un pico de precipitaciones en octubre con 65 mm). La textura del suelo es franco-arcillosa (21% arcilla, 39% limo y 40% arena), materia orgánica del suelo baja (1–1,2 %), y el pH del suelo alcanza 8,1. Seleccionamos un campo tradicional en terrazas con una superficie plana (504 m<sup>2</sup>–14,4 m x 35 m), rodeado de una construcción de hormigón que evita la escorrentía superficial y por lo tanto la pérdida de agua y sedimentos. La cobertura vegetal es baja en otoño e invierno, sin embargo, no es así en primavera (*Diplotaxis eruroides*) y verano (*Diplotaxis* sp.). La cobertura fue del 80% en primavera y verano y por debajo del 50% en otoño e invierno. El trabajo de campo realizado durante los últimos 3 años (2016 a 2019) después de cada evento de lluvia confirman que el lavado superficial nunca ha salido de la terraza. El plot estudiado se labró en enero de 2016 para permitir la siembra de plantas de caqui en marzo, y desde entonces no se ha realizado ninguna otra labranza. Los árboles de caqui se plantaron a 4,8 m (entre hileras) x 2,5 m (entre árboles en la misma hilera), que es un patrón habitual



para los huertos de caqui en esta región. La parcela se regó por goteo con agua dulce del acuífero “Massís del Caroig”. Se realizaron pases de tractores para la aplicación de químicos (insecticidas y fungicidas), y uso de maquinaria pesada, con pisoteo humano y animal durante la fumigación de herbicidas y la recolección de frutos.

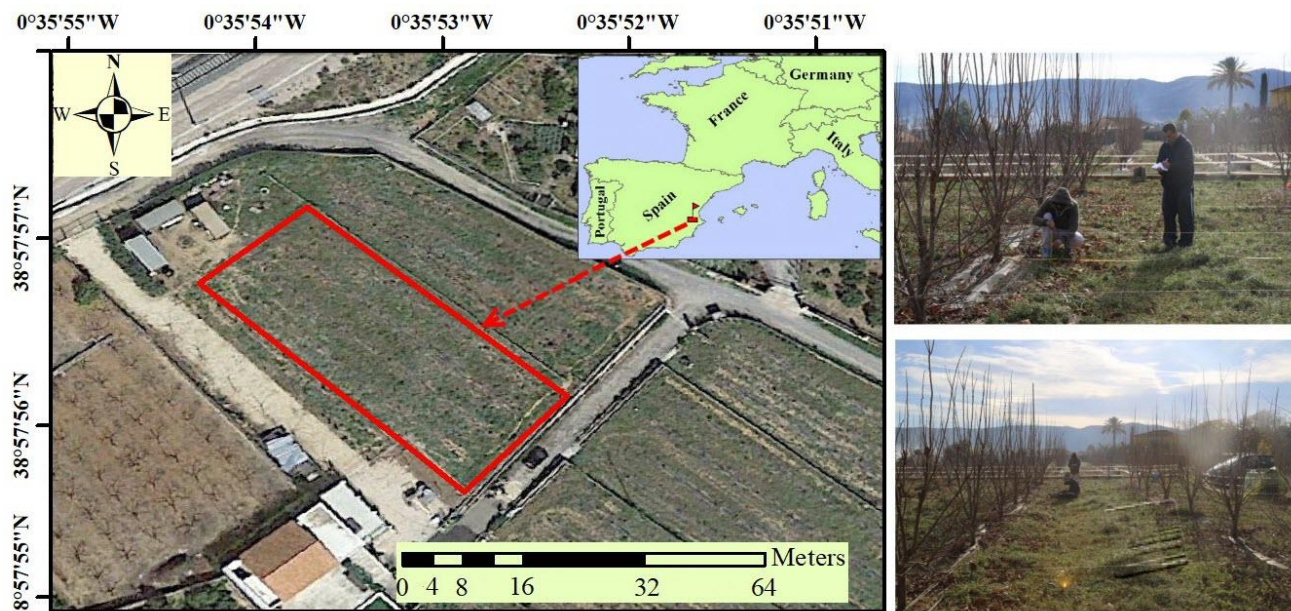


Figura 45. Área de estudio (Fuente: Moradi et al., 2020).

#### 4.2.2. Aplicación de ISUM y uso para el análisis de la compactación

Se seleccionaron tres áreas entre hileras (cuatro líneas de árboles) de 15 árboles. En cada par de árboles, marcamos la unión del injerto siguiendo los procedimientos presentados por Rodrigo-Comino y Cerdà (2018), para las tres hileras medidas, considerando las actualizaciones en base al uso de plantas de vid presentadas en el primer bloque metodológico. Siguiendo esta metodología, se utilizó una cuerda de nailon de 1 mm para conectar árboles 30 cm por encima de las uniones de injerto de pares de árboles entre hileras. La distancia de 30 cm se eligió arbitrariamente para facilitar el muestreo y evitar valores negativos debido a las irregularidades del terreno. Luego, se midió la distancia vertical de la cuerda a la superficie del suelo cada 10 cm. Medimos un total de 48 puntos perpendiculares a cada fila, con 2160 puntos medidos en las tres filas utilizadas para el estudio de caso. Durante el análisis de las medidas, se restaron de las medidas el desplazamiento de 30 cm, así como la distancia original de la unión del injerto desde la superficie del suelo durante la siembra. Consideramos la altura original de la unión del injerto como uniforme para todos los árboles y la especificamos en 7 cm después de una entrevista con el agricultor. Por lo tanto, llevamos a cabo las mediciones topográficas utilizando ISUM en enero de 2019.

Recolectamos muestras de anillos de suelo dos veces distintas en el tiempo (enero de 2016 y 2019) para medir Bd con anillos de núcleo metálico de 6 cm de profundidad ( $100 \text{ cm}^3$ ) a 0–6, 6–12, 12–18 y 18–24 cm. Se utilizaron anillos metálicos de acero inoxidable de 6 cm de diámetro y 1 mm de ancho metálico. Esos anillos también se conocen como anillos de Kopecky y son ampliamente utilizados por la comunidad científica. No se consideró el muestreo más

allá de los 24 cm ya que la labranza de preparación del suelo no supera esta profundidad. Debido a limitaciones de tiempo y mano de obra, el número de puntos de muestreo entre cada hilera fue de 5 en lugar de los 48 muestreados para ISUM; 75 en total. Sin embargo, para cada punto de muestreo, se extrajeron cuatro anillos a diferentes profundidades del suelo (un anillo por profundidad, en total 4 muestras), en lugar de una sola medición superficial de ISUM. Por lo tanto, en total, recolectamos 225 anillos de suelo para evaluar la distribución espacial de la densidad aparente. La Figura 46 muestra las posiciones de muestreo para ISUM y Bd en el sitio de estudio. Después del cálculo del peso seco del suelo (a 105 °C) y el volumen del suelo para cada muestra en el laboratorio, se determinó Bd. Luego, se calcularon la media, la mediana, el máximo, el mínimo, la desviación estándar y el coeficiente de variación.

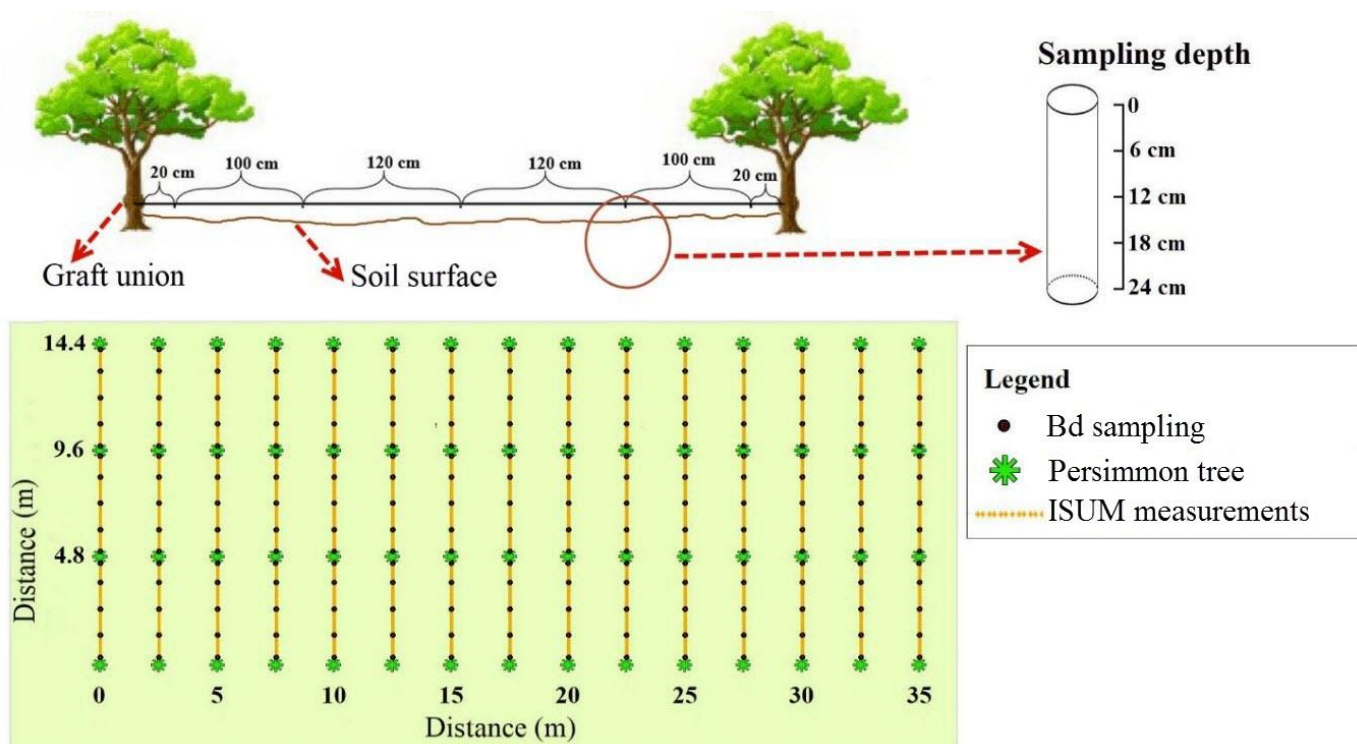


Figura 46. Sección transversal y vista vertical de ISUM y estrategias de muestreo del método básico del cálculo de la densidad aparente (Bd). Fuente: Moradi et al., (2020).

Se calcularon estadísticas descriptivas (media, mediana, máximo, mínimo, desviación estándar y coeficiente de variación) y se usaron para análisis posteriores. Se representaron gráficos de datos de Bd, que se midieron utilizando el método del anillo a diferentes profundidades del suelo. Se utilizaron diferentes métodos de interpolación para preparar mapas raster de los datos recopilados. El mejor método de interpolación se seleccionó según el error cuadrático medio (RMSE) y el coeficiente de correlación  $R^2$ . Se aplicaron nueve métodos de interpolación, para preparar mapas ráster en el software ArcGIS 10.3 (ESRI, Redlands, EE. UU.). Estos métodos incluyeron kriging ordinario exponencial (OK-XP), kriging ordinario gaussiano (OK-GA), kriging ordinario esférico (OK-SP), ponderación de distancia inversa (IDW), kriging bayesiano empírico (EBK), spline con tensión (ST), multicuadrática (M-Q), multicuadrática inversa (IM-Q) y spline de placa delgada (TPS). El kriging bayesiano (EBK)

fue elegido el mejor método de interpolación basado en el valor más alto de  $R^2$  y el valor más bajo de RMSE (0.8534 y 15.165, respectivamente).

Después de mapear Bd y la microtopografía (nivel de la capa superior del suelo), se llevó a cabo un análisis de correlación espacial entre los mapas ráster utilizando la herramienta de estadísticas de recopilación de bandas en el paquete ArcGIS 10.3 (ESRI, EE. UU.). El coeficiente de correlación  $Corr_{ij}$  muestra la relación entre los dos conjuntos de datos espaciales  $i$  y  $j$ , y puede calcularse siguiendo (Snedecor, 1989):

$$Corr_{ij} = \frac{Cov_{ij}}{\delta_i \delta_j} \quad (1)$$

donde  $\delta_i$  y  $\delta_j$  son las desviaciones estándar de cada conjunto de datos y  $Cov_{ij}$  es la matriz de covarianza entre los conjuntos de datos  $i$  y  $j$  definida como:

$$Cov_{ij} = \sum_{k=1}^N \frac{(Z_{ik} - \mu_i) - (Z_{jk} - \mu_j)}{N - 1} \quad (2)$$

donde  $n$  es el número de celdas en cada conjunto de datos,  $Z_k$  representa un valor de celda particular del conjunto de datos  $i$  o  $j$ , y  $\mu$  es el valor medio de cada conjunto de datos. Los valores de correlación oscilan entre +1 y -1; los valores positivos indican una relación directa entre los dos conjuntos de datos, los valores negativos indican correlación inversa y cero indica independencia del conjunto de datos. Cuando se produce la compactación, el suelo se encoge y luego Bd aumenta (Davidson and Page, 1956). Se usó la siguiente ecuación para calcular el descenso del suelo por densidad aparente.

$$Ls = \frac{Hc (Bd_{t2} - Bd_{t1})}{Bd_{t1}} \quad (3)$$

donde  $Ls$  (mm) es la cantidad calculada de suelo de descenso según los datos de densidad aparente,  $Hc$  (mm) es la altura del cilindro central y  $Bd_{t1}$  ( $g\ cm^{-3}$ ) y  $Bd_{t2}$  ( $g\ cm^{-3}$ ) son la densidad aparente de la primera y última medición, respectivamente. La compactación del suelo se calculó usando la Ecuación 3 para todos los datos del núcleo del suelo recopilados y cada píxel del mapa de densidad del suelo, que se preparó a partir de la "suma de todas las profundidades del suelo". Finalmente, la media de cada mapa ráster obtenido por ISUM fue en comparación con la media del mapa ráster de suelo en descenso obtenido a partir de los datos de densidad aparente.

#### 4.2.3. Resultados

La Figura 47 muestra el rango de distribución de datos para cuatro profundidades de suelo: 0–6, 6–12, 12–18 y 18–24 cm. Los valores de las densidades aparentes del suelo dependen de la profundidad y compactación del suelo durante tres años (Tabla 24). Podemos observar que cuando aumenta la profundidad del suelo, aumenta Bd. La densidad de suelo más baja se encontró de 0 a 6 cm de profundidad. Las diferencias en Bd indican que esta ha aumentado de modo que el promedio de las cuatro profundidades medidas de 0–6, 6–12, 12–18 y 18–24

en 2016 fue de 0,99, 1,05, 1,11 y 1,14 g cm<sup>-3</sup>, y tres años después, en 2019, fueron 1,07, 1,11, 1,14 y 1,16 g cm<sup>-3</sup>, respectivamente. Los valores de Bd máximo fueron 1,03, 1,09, 1,2 y 1,24 g cm<sup>-3</sup> en 2016 y 1,14, 1,17, 1,2 y 1,23 g cm<sup>-3</sup> en 2019, respectivamente, para 0–6, 6–12, 12–18 y 18–24 profundidad. Los mapas de interpolación de la densidad del suelo a diferentes profundidades muestran que, después de tres años, el suelo se ha contraído (Figuras 48, 49 y 50). Los datos mostraron que Bd aumentó principalmente en las dos capas superiores de muestreo (0–6 y 6–12 cm), mientras que las capas más profundas del suelo (12–18 y 18–24 cm) no mostraron cambios claros, o incluso mostraron ligeras disminuciones en la densidad aparente. Las diferencias de Bd en la primera y segunda capa durante el periodo de estudio son de 0,075 y 0,055 g cm<sup>-3</sup>, respectivamente.

Tabla 24. Estadísticas descriptivas de la densidad aparente del suelo (Bd) utilizando mediciones de campo.

Año	Profundidad (cm)	Mínimo (g cm <sup>-3</sup> )	Máximo (g cm <sup>-3</sup> )	Promedio (g cm <sup>-3</sup> )	Rango (g cm <sup>-3</sup> )	Mediana (g cm <sup>-3</sup> )	Desviación estándar (g cm <sup>-3</sup> )	Coefficiente de variación (%)
2016	0–6	0.95	1.03	0.99	0.08	0.99	0.015	1.59
	6–12	1.01	1.09	1.05	0.08	1.05	0.017	1.61
	12–18	1	1.2	1.11	0.2	1.1	0.024	2.20
	18–24	1.1	1.24	1.14	0.14	1.14	0.020	1.76
	Promedio	1.015	1.12	1.07	0.12	1.07	0.019	1.79
2019	0–6	1.02	1.14	1.07	0.12	1.06	0.028	2.61
	6–12	1.04	1.17	1.11	0.13	1.11	0.026	2.35
	12–18	1.07	1.2	1.14	0.13	1.14	0.025	2.22
	18–24	1.1	1.23	1.16	0.13	1.16	0.029	2.51
	Promedio	1.05	1.18	1.12	0.12	1.11	0.027	2.42
2016–2019	0–6	0	0.14	0.075	0.14	0.08	0.031	41.56
	6–12	-0.04	0.14	0.055	0.18	0.05	0.032	58.00
	12–18	-0.07	0.16	0.038	0.23	0.04	0.033	88.01
	18–24	-0.06	0.1	0.022	0.16	0.02	0.031	139.82
	Promedio	-0.04	0.13	0.047	0.17	0.04	0.031	81.84

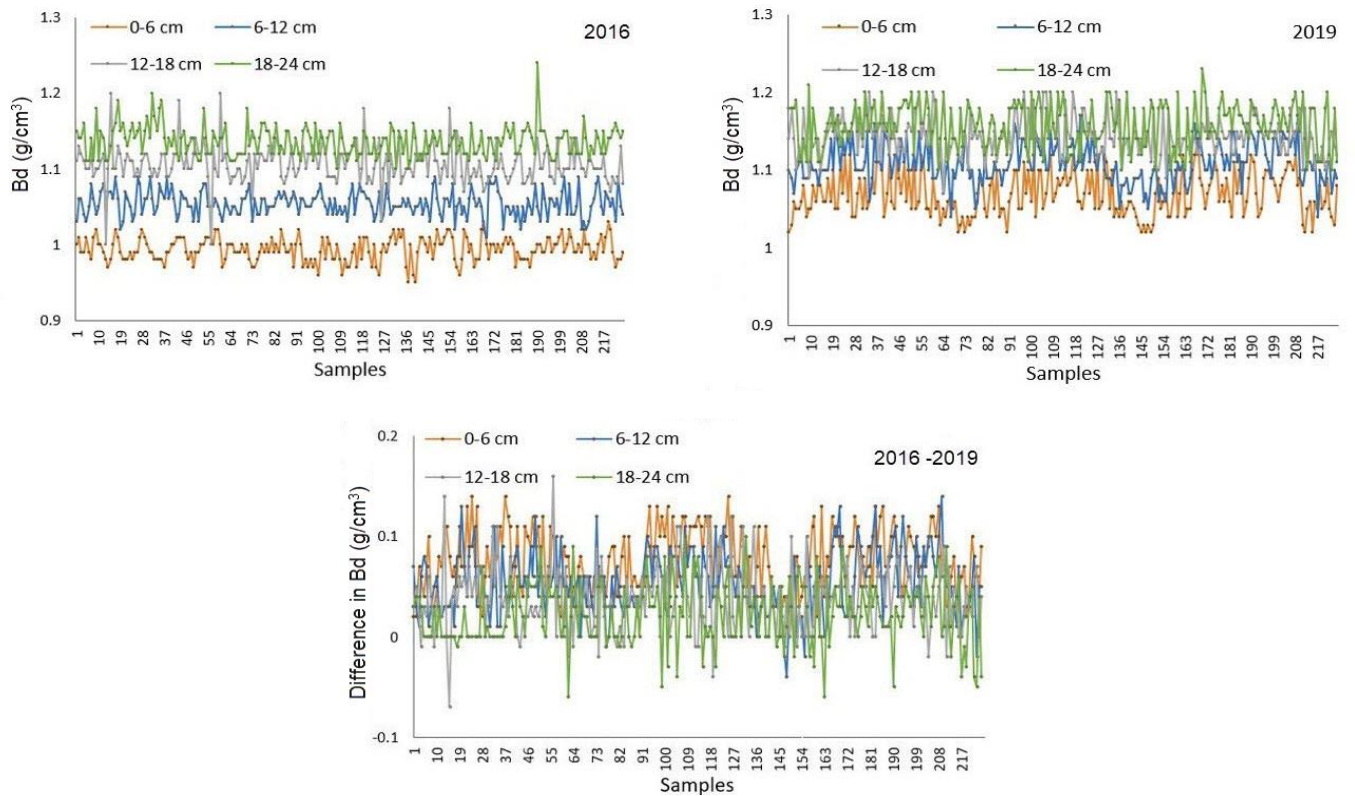


Figura 47. Cambios en las muestras de Bd medidos utilizando anillos de acero de 100 cm<sup>3</sup> en las tres hileras en el huerto de caquis y cuatro profundidades diferentes: 0–6, 6–12, 12–18 y 18–24 cm. Fuente: Moradi et al., (2020).



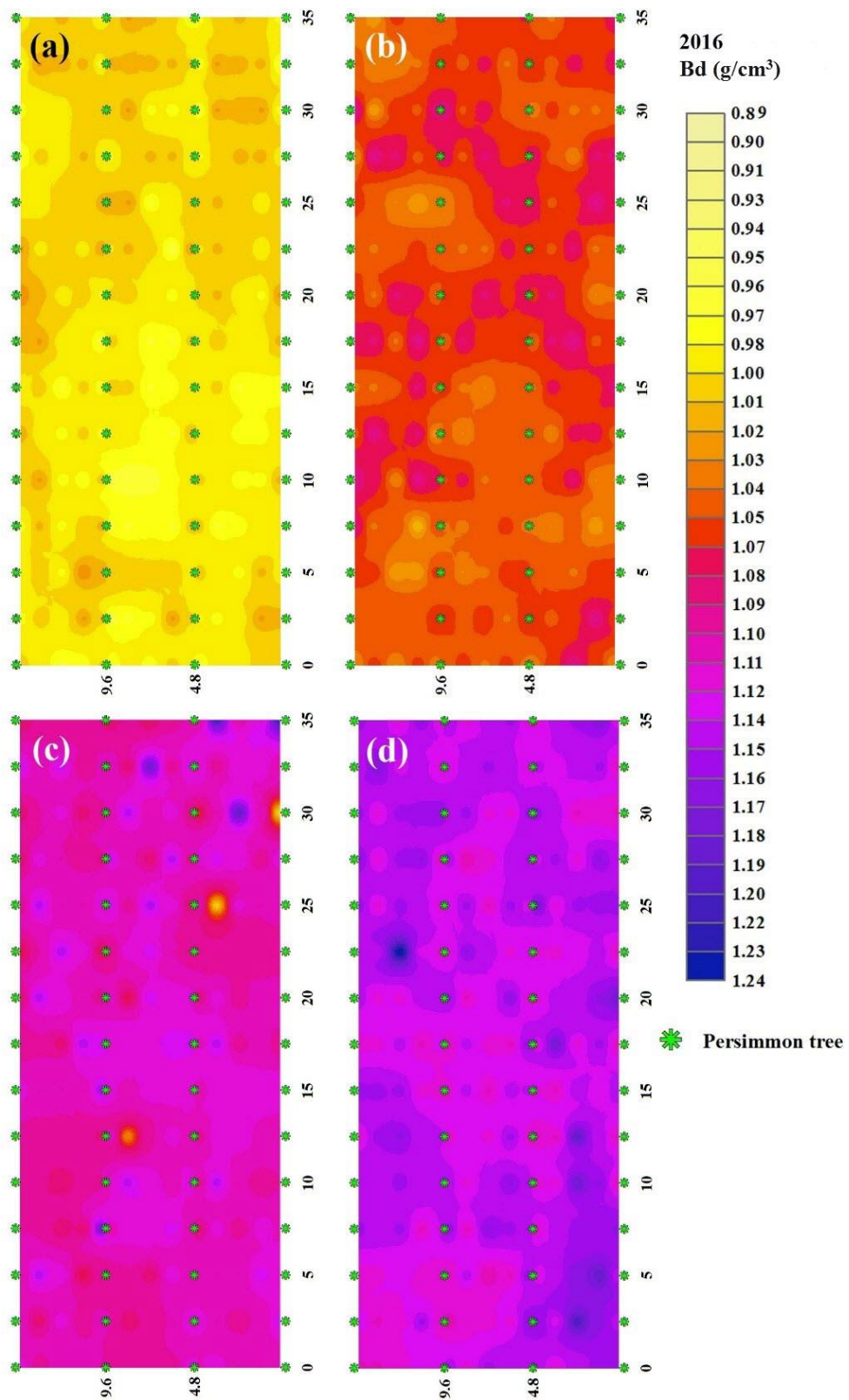


Figura 48. Distribución espacial de Bd a cuatro profundidades: (a) 0–6 cm, (b) 6–12 cm, (c) 12–18 cm y (d) 18–24 cm en 2016. Fuente: Moradi et al., (2020).

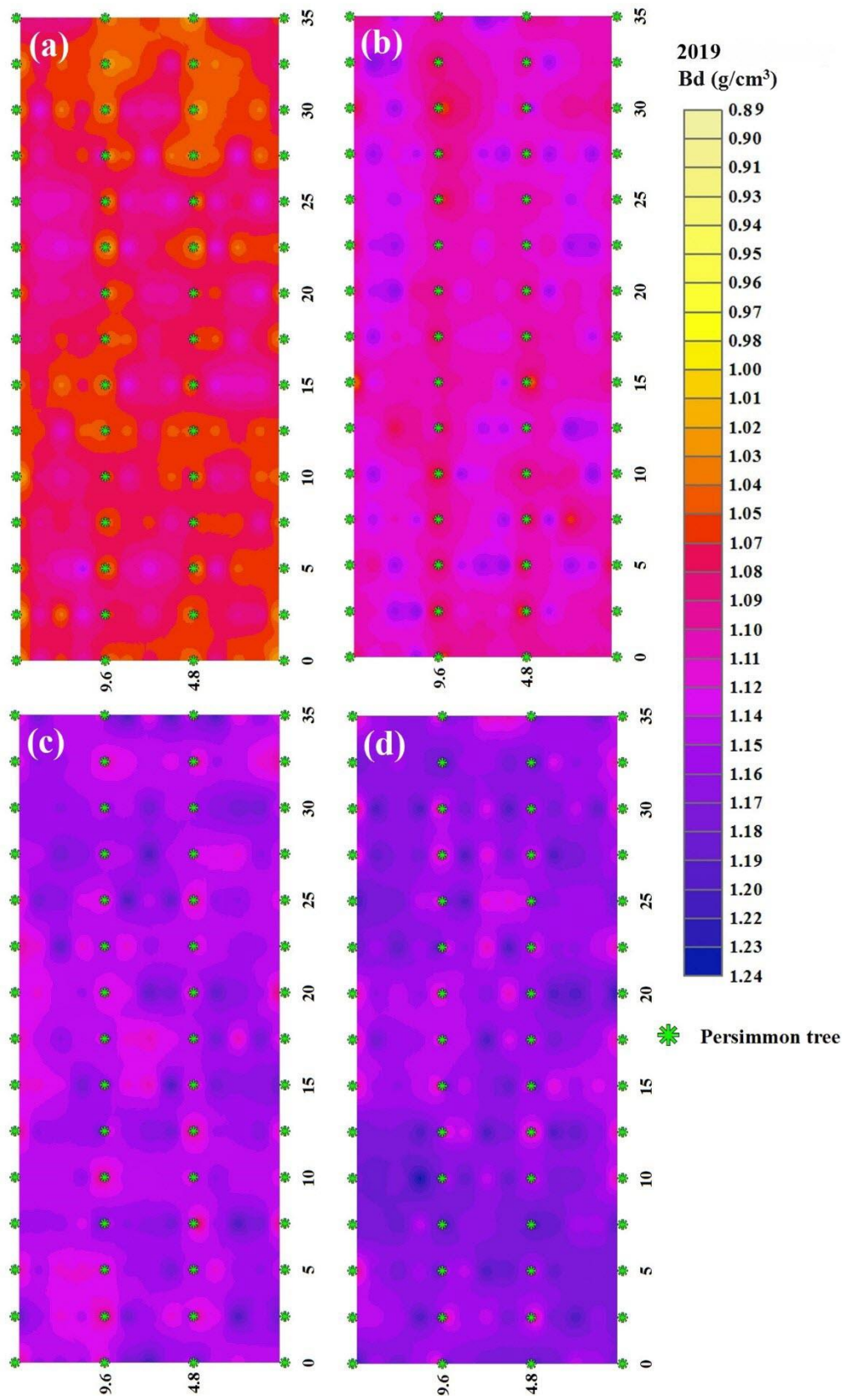


Figura 49. Distribución espacial de Bd a cuatro profundidades: (a) 0–6 cm, (b) 6–12 cm, (c) 12–18 cm y (d) 18–24 cm en 2019. Fuente: Moradi et al., (2020).



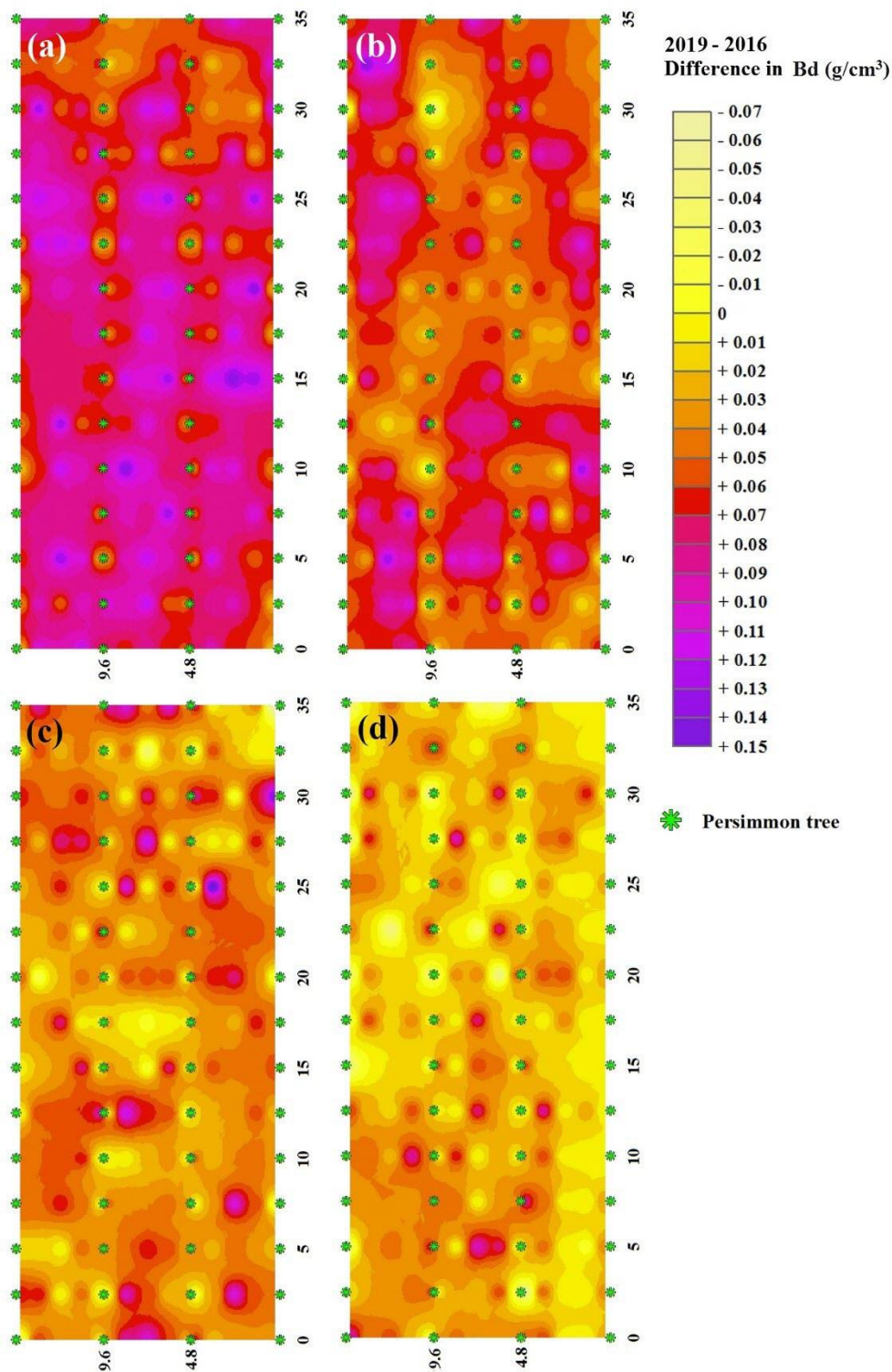


Figura 50. Diferencias de Bd entre 2016 y 2019 en cuatro profundidades: (a) 0–6 cm, (b) 6–12 cm, (c) 12–18 cm y (d) 18–24 cm. Fuente: Moradi et al., (2020).

La Tabla 25 muestra las estadísticas descriptivas de la base de datos usando ISUM y los datos de descenso del suelo obtenidos usando valores de Bd. En cuanto a ISUM, el rango de cambios de datos es 453, ya que los valores mínimo y máximo del nivel de la superficie del

suelo son -339 y +114 mm, respectivamente. El valor promedio alcanzó -18 mm, lo que indica que el nivel de la superficie del suelo ha disminuido en promedio 6 mm por año. El mapa ISUM generado mediante el método de interpolación se presenta en la Figura 51. Cabe destacar que la variación de los datos de descenso del suelo obtenidos con ISUM, debido al mayor número de mediciones, es mayor a distancias más cortas. Sin embargo, observamos que también puede suponer una mayor precisión en la presentación de cambios micro-topográficos. De acuerdo con esta interpolación, la superficie entre hileras de 2019 que coincide con el área de tránsito de tractores registró una superficie de suelo menor que la superficie de suelo entre hileras de árboles.

Tabla 25. Estadísticos descriptivos de la base de datos, utilizando ISUM y datos Bd.

Resultados	Bd	ISUM
n	225	2160
Mínimo (mm)	-0.55	-339
Máximo (mm)	-23	114
Coefficiente de variación (%)	36.7	-214.6
Promedio (mm)	-11	-18
Rango (mm)	22.18	453
Mediana (mm)	-10	-22
Desviación estándar (mm)	4.04	39

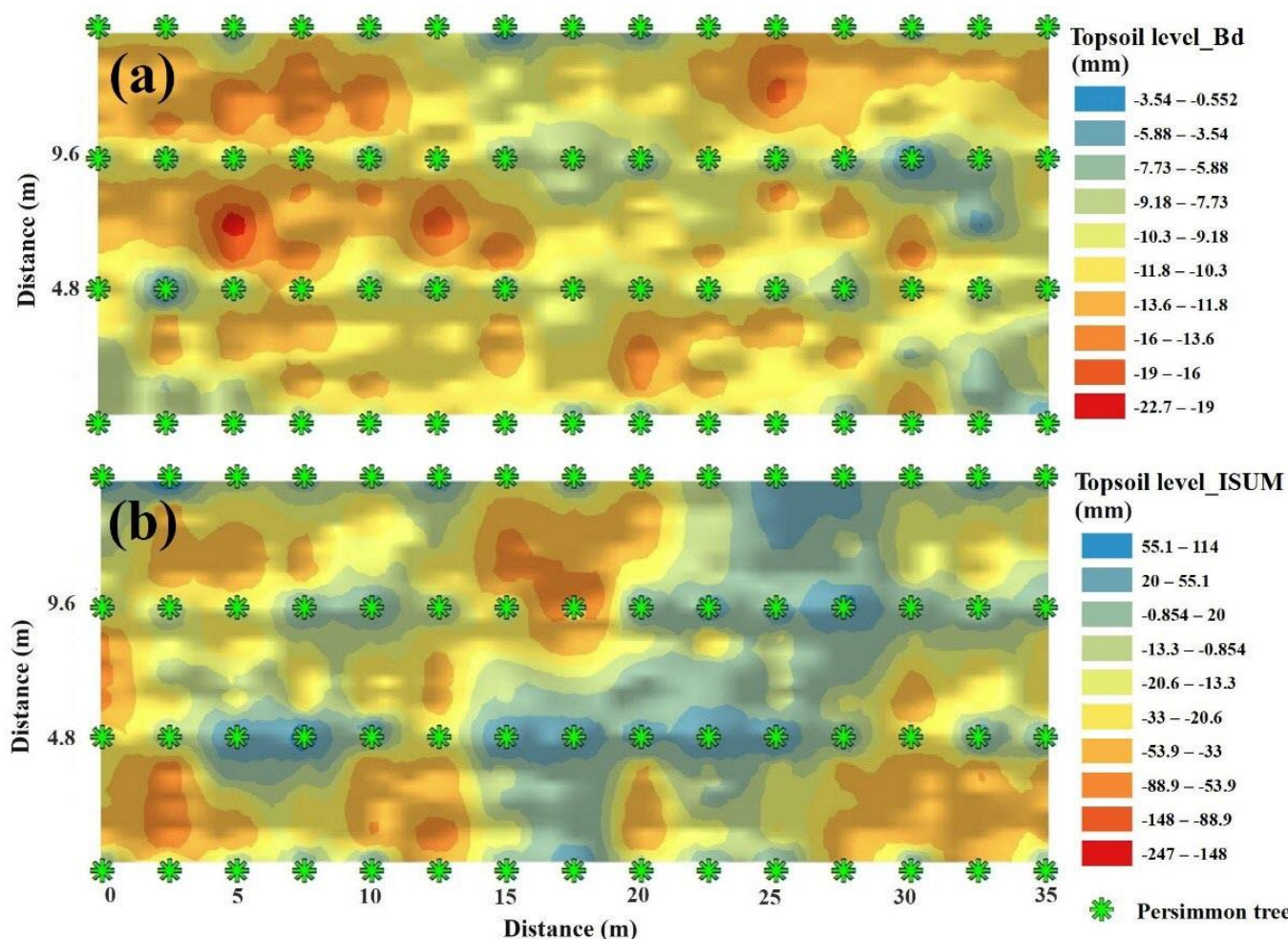


Figura 51. Distribución espacial del nivel de la capa superior del suelo entre 2016 y 2019 estimada utilizando (a) Bd y (b) ISUM.

Se realizó un análisis de correlación entre mapas raster (ISUM y Bd), usando estadísticas de recolección de bandas, y los resultados se muestran en la Tabla 26. Se calcularon las relaciones entre micro-topografía obtenidas usando datos de suelo, con 12 mapas preparados para diferentes profundidades en los años muestreados.

Tabla 26. Correlación espacial entre mapas ráster obtenidos mediante ISUM y Bd.

Prof. (cm)	2016–2019 (Bdt2–Bdt1)				2019 (Bdt <sup>2</sup> )				2016 (Bdt <sub>1</sub> )			
	0–6	6–12	12–18	18–24	0–6	6–12	12–18	18–24	0–6	6–12	12–18	18–24
ISUM	-0.06	-0.26	-0.10	-0.04	-0.50	-0.95	-0.71	-0.79	-0.07	-0.60	-0.54	-0.87

\*Prof: Profundidad.

Para medir la compactación del suelo utilizando el conjunto de datos Bd, aplicamos la Ecuación 3 a todos los píxeles de densidad aparente obtenidos. La Tabla 27 muestra las estadísticas descriptivas espaciales de los datos y mapas de descenso del suelo obtenidos usando ISUM y Bd. Al comparar las medias, se demuestra que existe una ligera diferencia entre el rebajamiento del suelo obtenido por ISUM y Bd. Entonces, al comparar los mapas ráster, esta

diferencia es de 2 mm, pero para los puntos muestreados individuales es de 7 mm. La Figura 51 muestra los mapas que se crearon utilizando los datos de densidad aparente y ISUM. El valor medio de los píxeles para el descenso del suelo utilizando la densidad aparente es -12 mm y para el descenso del mapa del suelo por ISUM es -14 mm. De acuerdo con la Tabla 27, la media aritmética para 225 muestras de densidad del suelo es -11 mm y para 2160 mediciones ISUM es -18 mm. Los mapas ráster brindan un cálculo más preciso del desnivel del suelo, debido a la interpolación y cálculo de la topografía del suelo.

Tabla 27. Estadísticas descriptivas de los datos y mapas de descenso del suelo obtenidos utilizando ISUM y Bd.

Resultados	Ráster		Datos medidos	
	Bd	ISUM	Bd	ISUM
n	-	-	225	2160
Mínimo (mm)	-0.57	-243	-0.55	-339
Máximo (mm)	-23	113	-23	114
Promedio (mm)	-12	-14	-11	-18

#### 4.2.4. Discusión

El uso de ISUM para calcular la compactación del suelo después de la siembra conllevó una reducción en el tiempo invertido y una mejora en la calidad de los datos generados, ya que se pueden tomar más puntos de muestreo. El uso de mapas agrega una mayor calidad a los estudios y permite una comparación entre muestreos básicos como los de este apartado con los anillos para la densidad aparente e ISUM. En este caso, el método básico consume mucho tiempo y es tedioso. En nuestro experimento, el muestreo de anillos se realizó en 2016 y 2019, e implicó cuatro días hábiles para tres investigadores durante cada campaña de muestreo; un total de 192 h. En promedio, cada hora de trabajo nos permitió recolectar 9.375 muestras de anillos. El procesamiento en laboratorio (seco a 105 °C) y pesado implicó diez días laborales para un técnico (900 muestras); un total de 80 h. En total se invirtieron 272 h para caracterizar el cambio de Bd en la plantación de caqui de 2016 a 2019. Por otro lado, utilizando ISUM, la medición en 2019 requirió dos personas durante toda una jornada laboral (8 h), lo que es un total de 16h. En total, el método ISUM requirió 24 h de trabajo de campo e informático. Podemos clasificar a ISUM como una metodología de monitoreo de campo de bajo costo, ya que consume menos tiempo que el método tradicional de muestreo de anillos en un orden de magnitud.

Nuestras mediciones en 2016 y 2019 nos permitieron cuantificar los cambios temporales en Bd. Encontramos que, después de plantar los caquis, el suelo se compactaba como consecuencia del pisoteo humano, los pases de maquinaria y los laboreos necesarios antes de la plantación, como también han encontrado otros investigadores en diferentes cultivos (Auerswald, 1993; Hefner et al., 2019; Agata Novara et al., 2019). Las mediciones de Bd realizadas con un anillo metálico mostraron compactación en tres años, de 1,07 g cm<sup>-3</sup> (promedio) a 1,12 g cm<sup>-3</sup> (promedio). Esto significa un descenso del suelo de 12 mm en tres años. Como es lógico, la compactación del suelo después de la preparación para la siembra

en tierras agrícolas o bosques se ha realizado en diferentes ecosistemas desde siempre para facilitar las tareas previas de laboreo y siembra (Kozlowski, 1999; NeSmith et al., 1987); sin embargo, pocos métodos permiten realizar evaluaciones desde ese punto hasta la actualidad como ISUM. Afortunadamente, en los últimos años, el uso de árboles para restaurar tierras degradadas y compactadas ha demostrado ser una herramienta eficiente que ayuda a recuperar tanto las propiedades del suelo (Lozano-Baez et al., 2018), sus ecosistemas asociados, y algunas de sus funciones de servicio (Jourgholami et al., 2019; Lozano-Baez et al., 2019). Sin embargo, en la huerta de caqui estudiada en el Este de la Península Ibérica, encontramos que el suelo se compacta después de la plantación (4 mm de descenso de suelo por año), lo que se debe al manejo agrícola (tractores y pisoteo humano) durante y después de la siembra, pero no se incluyeron soluciones sostenibles para frenar dicho proceso. Se encontraron cambios similares en los viñedos, donde las altas tasas de erosión y la compactación del suelo generaron una preocupación ambiental y amenazas para los servicios del agroecosistema pero asociados con la ausencia de soluciones (Rodrigo-Comino et al., 2018a).

El método habitual para medir la densidad del suelo es el método del cilindro, basado en el uso de anillos metálicos (100 cm<sup>3</sup>). Según un análisis de los datos de densidad del suelo en el sitio de estudio, se entiende que la densidad del suelo tiene una relación directa con el aumento de la profundidad del suelo a 24 cm. Los cambios de Bd durante el período estudiado se han mostrado con mapas, tal como lo algunos autores previamente realizaron (Raper, 2005) y confirmamos que la compactación del suelo es más evidente en la capa superior (0-6 cm); sin embargo, en nuestra parcela de caqui todas las capas mostraron un aumento en Bd. De esta forma, afirmamos que aún queda una vía más por investigar, como es el muestreo de suelo a más profundidad aún si cabe; por ejemplo, 1 m, lo cual sería una buena opción para confirmar o no la hipótesis desarrollada en este trabajo, ya que también existen varias funciones de servicios ecosistémicos relacionadas con la biología del suelo y la hidrología que podrían evaluarse a ese nivel. En este estudio tomamos muestras en diversos puntos por profundidad (en un total de cuatro muestras). Es bien sabido, considerando la literatura citada anteriormente, que es habitual y necesario un gran número de muestras. Sin embargo, también consideramos que el método principal es invasivo y destructivo (Alshammary et al., 2020) y no permite muchas repeticiones en combinación con otra técnica de monitoreo *in situ*, ya que el suelo se altera durante el muestreo, lo que modificaría los resultados de cualquier herramienta como ISUM. Los cambios topográficos del suelo usando ISUM muestran que el rebaje del suelo es menor debajo de los árboles. Esto puede ser una consecuencia del efecto del sistema radicular que reduce la densidad y el descenso del suelo, como han demostrado otros investigadores (Labelle et al., 2019; Lampurlanés and Cantero-Martínez, 2003). En la huerta de caqui de L'Alcúdia de Crespins, la cuestión clave es el aumento de Bd en la zona entre hileras, debido al paso de maquinaria, y aunque las raíces pueden afectar al Bd en la zona central de la calle a los tres años, este no puede ser el factor clave. Después de los tres años, las raíces de los árboles de caqui todavía se están desarrollando (Tetsumura and Yukinaga, 2000). La densidad de muestreo (número de puntos de muestreo) de ISUM entre pares de árboles es mayor que con los anillos. Medimos 48 puntos con ISUM y 5 (a 4 profundidades)



con el método tradicional y como resultado, la precisión de los cambios topográficos con ISUM fue mayor.

La comparación del suelo rebajado calculado para mapas y conjuntos de datos muestra que hay una pequeña diferencia entre ellos: 2 mm en los mapas ráster. Esas diferencias pueden deberse a las técnicas de mapeo y al hecho de que el número de mediciones de ISUM es mayor que con los métodos de anillo. La pregunta principal que tratamos de responder en este apartado de la tesis fue si ISUM era el método apropiado para investigar la compactación del suelo. Nuestra investigación compara dos métodos de mapeo de la compactación del suelo en un huerto de caqui plantado en una terraza agrícola (superficie de tierra nivelada). El método tradicional de determinación de Bd mediante muestreo de núcleo requiere mucho tiempo y es costoso. Dado el uso de material injertado en el huerto, la posibilidad de aplicar una medida diferente de cambio de superficie terrestre (ISUM) permitió una estimación rápida de los cambios en la compactación del suelo. Sin embargo, el muestreo de testigos tiene la ventaja de proporcionar valores de densidad aparente a intervalos de 6 cm a una profundidad de 24 cm, de modo que se podría establecer el patrón de compactación del suelo con la profundidad, así como modelar estimaciones de cambios en la superficie terrestre en ISUM. Los resultados de los dos métodos de ISUM y muestreo de testigos arrojaron resultados promedio razonablemente similares para el cambio de la superficie terrestre, y se concluyó que ISUM podría usarse más ampliamente como indicador de la compactación del suelo en tierras agrícolas planas o como complemento. Cualquiera de los métodos proporciona resultados promediados en un área, y ambos muestran una variabilidad considerable en distancias cortas. Por lo tanto, se puede formular una pregunta: ¿Qué es más importante: un promedio espacial de compactación, ¿el patrón detallado de compactación o identificar áreas problemáticas potenciales ya conocidas (con mucho tráfico) y compararlas con otras? La hipótesis de este estudio fue probar ISUM, que cubre áreas más grandes e incluso describe más espacios entre filas y entre filas. Sin embargo, no podemos obviar que ambos métodos deben aplicarse para verificar que los movimientos del suelo y la densidad aparente tienen el mismo patrón espacial y temporal.

Por lo que hemos observado, no se produce pérdida de suelo (o tasas mínimas) por erosión de la terraza. Por lo tanto, la disminución de la superficie del suelo se puede atribuir a la compactación del suelo. Sin embargo, algunos procesos de redistribución del suelo en la terraza podrían no tenerse suficientemente en cuenta en partes específicas de la terraza, por ejemplo, la erosión debida a la microtopografía, la erosión por salpicadura de las gotas de lluvia, los animales que excavan el suelo o el movimiento lateral del material del suelo mediante pisoteo o pasadas de tractor. Estos procesos podrían causar una redistribución lateral del suelo, lo que resultaría en un descenso de la superficie en el punto de medición que podría atribuirse erróneamente a la compactación del suelo. Suponemos que los eventos de lluvia durante el primer año de cultivo (suelos desnudos en las terrazas) ocurrieron y generaron la mayor compactación del suelo y un rápido aumento de Bd. Sin embargo, debido a la a que la superficie era plana y la estructura de la terraza, la descarga de escorrentía fuera de la terraza cultivada fue nula (observaciones de campo), y toda el agua se infiltró. Además, la cobertura vegetal entre hileras, a pesar de la microtopografía, podría hacer que estos valores fueran aún



más bajos, por lo que lo consideramos despreciable. Por otro lado, está claro que se debe considerar el movimiento lateral del suelo por las ruedas del tractor, pero nuestros resultados (mapas ISUM) demostraron que la compactación del suelo jugó un papel más importante en el movimiento de la trayectoria que los cambios causados por el movimiento horizontal. El desplazamiento del suelo por las pasadas del tractor no muestra diferencias adicionales debajo de los árboles. Nuestra investigación también contribuye a traer un nuevo método que puede ayudar en la investigación relacionada con la medición de la conectividad de flujos, que son relevantes para comprender los cambios en el sistema del suelo y los procesos geomorfológicos (Comber et al., 2019; Goodwell et al., 2018), y para el suelo y conservación del agua en áreas rurales (Pulido et al., 2019).

### 4.3. Comparando los resultados ISUM y la Ecuación Universal Revisada de Suelos (RUSLE). ¿Es posible utilizarlos indistintamente o pueden ser comparables?

En los anteriores casos, se ha presentado ISUM como una herramienta clave para poder calcular parámetros asociados al cálculo de la RUSLE como son la longitud, la rugosidad o el estado del manejo del suelo. Sin embargo, todavía no se ha comprobado si los resultados de ISUM y la RUSLE por separado son métodos que se podrían utilizar indistintamente en función de los datos, recursos y tiempo disponible o si incluso, pueden ser comparables sus resultados para completar estudios de erosión en campos cultivados con leñosos. La RUSLE se utiliza tradicionalmente con parámetros preestablecidos como la erosividad de la lluvia, la longitud del talud o el manejo del suelo. Por otro lado, ISUM se actualizó recientemente a partir del Stock Unearthing Method (SUM) considerando las mediciones *in situ* de la unión del injerto como un indicador pasivo del nivel de la superficie del suelo. Así, el objetivo principal de esta parte de la tesis es estimar y mapear los procesos de erosión del suelo en una parcela representativa dentro de un viñedo convencional de 20 años en la Tierra de Barros, Extremadura. Se aplicaron la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE) e ISUM). Estos métodos comparten la principal característica común de estimar la movilización promedio del suelo para un período de tiempo determinado. Por lo tanto, la aplicación de ambos métodos arrojará luz sobre las tasas de erosión del suelo en la región vinícola de Tierra de Barros para ayudar a evaluar la sostenibilidad ambiental de los viñedos.

#### 4.3.1. Área de estudio

Se seleccionó un viñedo representativo situado a 38°50'26" N / 06°32'49" W en la denominada Tierra de Barros de la provincia de Badajoz (Extremadura, SW suroeste de España). El área de estudio se ubica en la finca denominada La Agraria, a pocos kilómetros del municipio de Arroyo de San Serván (Figura 52). El área experimental es un viñedo convencional con cepas plantadas en espaldera con sistema de riego de apoyo y una extensión total de unas 20 ha. El sistema de espaldera permitió la producción de uva tres años después de exponer una unión de injerto de portainjerto americano, que fue plantado después de la crisis de la Filoxera. El viñedo estudiado parece tener una topografía compleja, y la porción investigada tiene una dirección de doble pendiente, con un perfil cóncavo. Los materiales parentales son gravas y cantos rodados de origen fluvial. La textura del suelo varía entre varios horizontes: (1) franco-arcilloso (Ap), (2) franco-arcilloso (Bt y 2Bt, árgico) y (3) franco-limoso (Ck, cálcico). El suelo fue clasificado como Cálcico-Luvisol (IUSS-WRB, 2015). El perfil de suelo observado tiene una profundidad útil de suelo de 142 cm. En superficie hay pedregosidad moderada (5-15%), siendo más abundante en el horizonte Ap, donde puede llegar hasta el 50% con gravas de 2 a 6 cm. La inclinación media en esta finca es del 7,1%. Las calles estudiadas parecen tener una topografía compleja, y la porción investigada tiene una dirección de doble pendiente, con un perfil cóncavo. El clima es mediterráneo con una temperatura media anual de 16,5 °C (Estación meteorológica Arroyo de San Serván; REDAREX, 38°51'29" N/06°28'22" O). Enero (8,0 °C) es el mes más fresco y julio (26,9 °C) es el más cálido. noviembre es el mes más lluvioso (55,9 mm) y julio el más seco (4,4 mm); la precipitación media anual total es de unos 425,2 mm. La plantación de viñedos de 20 años posee la variedad de uva Cayetana (variedad local), la cual sigue un marco de plantación de 2,8 m x 1,5 m. Cada fila (210 m de largo)

contiene aproximadamente 140 vides (= 210 m de largo de fila). Toda la finca recibe el mismo tratamiento de laboreo (tres veces al año) dependiendo de las condiciones de humedad, tratando de mantener el suelo desnudo todo el año con herbicidas. Para obtener una representación correcta de la cantidad de suelo movilizado en el área de estudio, se tomaron un total de 2871 mediciones a lo largo de las 99 vides pareadas opuestas (Figura 53).

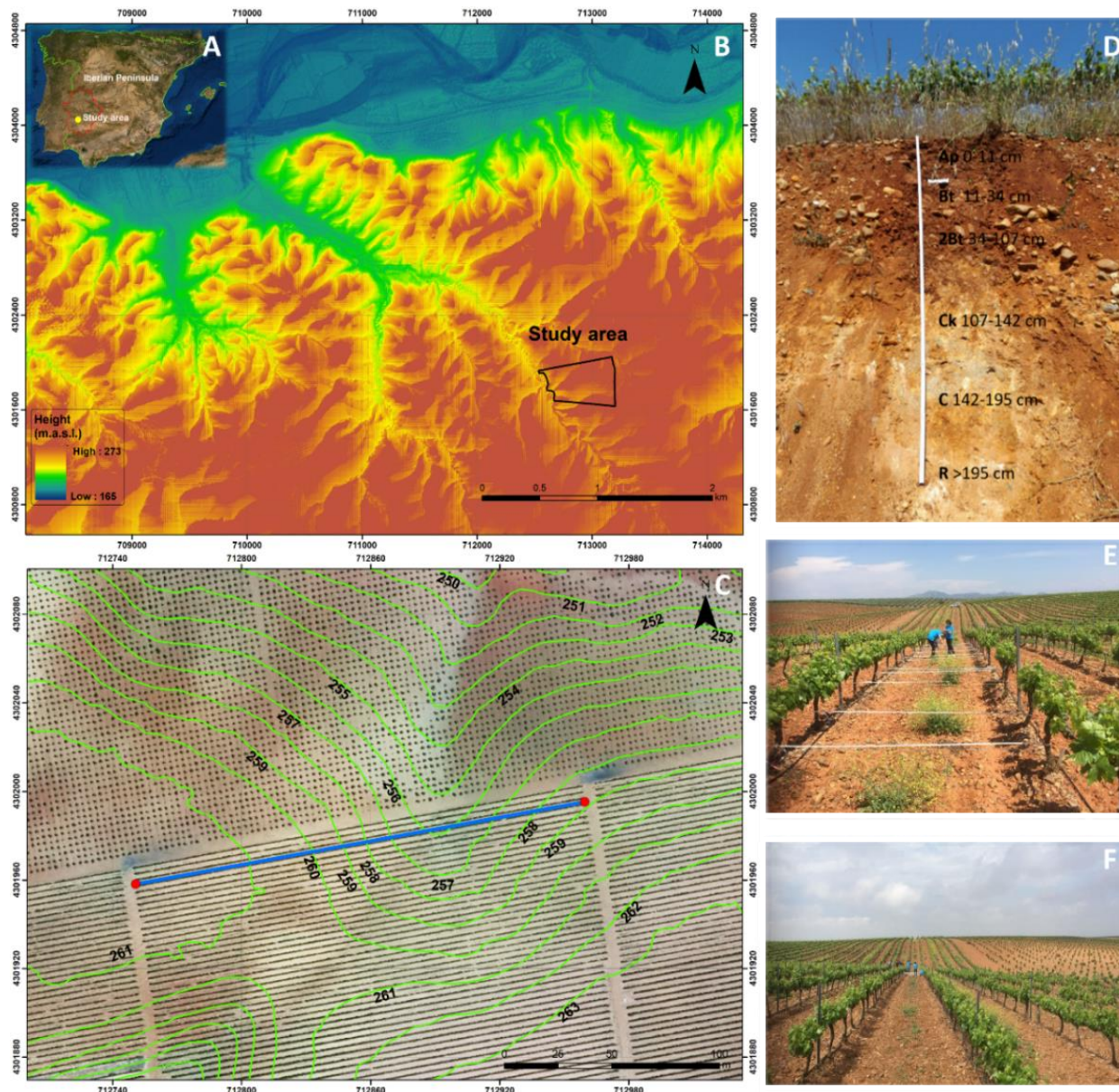


Figura 52. Ubicación del área de estudio (A); (B) y (C) topografía; (D) perfil del suelo; y (E) y (F) vista general de las filas y áreas entre filas en mayo de 2018 (Fuente: Barrena-González et al., 2020).





Figura 53. (A–D) Vista del paisaje ondulado y la incisión en la posición de pendiente inferior (talwegs). (E–H) Vista de los caballones formados por la labranza y la erosión hídrica en el área de estudio. (I–J) El impacto de un evento de lluvia de una cantidad total superior a 42 mm en 2 horas (Fuente: Barrena-González et al., 2020).

#### 4.3.2. Aplicación de ISUM

En nuestra área de estudio, después de entrevistar a los agricultores y propietarios que plantaron el campo, se confirmó que las uniones de injerto se ubicaron a 2 cm de la superficie. En esta investigación se asumen posibles errores de 1 a 2 cm debido a eventos extremos de lluvia o modificaciones por parte de los tractores después de la plantación, pero son relativamente pequeños. Por ejemplo, Biddoccu et al. (2018) calcularon un error de hasta 3,3 cm con un método similar. Los agricultores nos explicaron que el error es muy pequeño debido a las suaves pendientes, terreno plano debido a la labranza antes de plantar las vides y estimaciones previas con GPS. Además, también visitamos plantaciones recientes cercanas al área de estudio en la misma región vitivinícola para confirmar los 2 cm sobre la superficie. Por esta razón, estamos “estimando” y no “cuantificando” las tasas de movilización del suelo.

Las vides se plantaron desde el vivero mientras se alojaban dentro de un cilindro de plástico de entre 30 y 40 cm de largo y 10 cm de diámetro que evitaba el daño de los conejos y protegía las plantas de los herbicidas. Esta protección facilita la localización de las uniones del injerto. Para realizar las mediciones ISUM, se estiró una cinta métrica entre cada par de vides opuestas y se tomaron medidas cada 10 cm junto con la cinta. Para evitar problemas con uniones de injertos enterrados, se utilizó otra cinta métrica para tomar las medidas a lo largo del transecto del área entre hileras a 20 cm por encima del injerto. Todavía podrían existir algunas preocupaciones con respecto a esta metodología porque no proporcionamos ninguna información sobre la corrección de la pendiente de la cinta utilizada para medir la altura de la superficie del suelo en las áreas entre hileras. Sin embargo, los agricultores confirmaron que el suelo estaba aplanado y que las hileras de parras se encuentran en la misma inclinación de pendiente, por lo que no fue necesario aplicar una corrección de pendiente. En este trabajo, se tomaron 29 medidas entre cada par de vides opuestas, lo que resultó en un total de 2871 mediciones a lo largo de las 99 filas de vides pareadas opuestas. Se aplicó la ecuación ER de Paroissien et al., (2010) para estimar la movilización del suelo, donde la densidad aparente del suelo fue de  $1,39 \text{ g cm}^{-3}$ , que representa el promedio de las medidas recogidas en un cilindro de  $100 \text{ cm}^3$  en 12 puntos diferentes a lo largo de la hilera y el área entre hileras. El método permite estimar la movilización del suelo en las dos áreas de las hileras y las calles con un ancho considerado de 150 cm y 10 cm, respectivamente.

La misma persona tomó las medidas entre la distancia inicial de las uniones de injerto y la superficie actual del suelo en mayo de 2018 para evitar cualquier sesgo. Los datos obtenidos de las mediciones se incorporaron al software ArcMap versión 10.5 (ESRI, Colorado, EE. UU.) para su representación. Primero, se creó un punto de cuadrícula con la herramienta "fishnet" utilizando un formato de archivo de forma. Posteriormente, se generó el Modelo de Elevación Digital (MDT) a través de métodos de interpolación utilizando la extensión *Geostatistical Wizard* incorporada en ArcGIS. El Kriging ordinario (OK) fue el mejor método de interpolación en términos del error cuadrático medio (RMSE) más bajo y el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) más alto. La Tabla 27 permite comparar las estadísticas de rendimiento de la media, el error cuadrático medio, y el coeficiente de determinación de los métodos de interpolación evaluados. Se generó un mapa final con una resolución de 0,03 m de tamaño de píxel que permite una visualización precisa. Dado que el posible error puede oscilar entre 1 y 2 cm, también se

incluyeron dos mapas con  $\pm 1-2$  cm para mostrar este segundo posible error detectado después de realizar el OK. Además, estos cálculos también incluyeron las tasas totales de movilización del suelo. El objetivo principal fue obtener las posibles trayectorias de flujo y los patrones de movilización del suelo a lo largo del área de estudio después de los eventos de lluvias extremas.

Tabla 27. Resultados obtenidos para cada método de interpolación en la generación del mapa ISUM.

Método	Promedio (cm)	RMSE (cm)	R <sup>2</sup>
OK Anisotropy	-0.113	2.603	0.829
M-Q	-0.097	2.627	0.826
EBK	-0.104	2.647	0.823
TPS	-0.064	2.709	0.820
IM-Q	-0.211	2.780	0.806
OK Isotropy	-0.154	2.854	0.798
IDW	-0.210	2.856	0.798
CRS	-0.180	2.865	0.796
ST	-0.202	2.974	0.781

Métodos: OK: Kriging ordinario; M-Q: Multi-cuádrica; EBK: Kriging bayesiano empírico; TPS: Spline de placa delgada; IM-Q: Multi-Cuádrica Inversa; IDW: Ponderación de distancia inversa; CRS: Spline Completamente Regularizado; ST: Spline con tensión; RMSE: Error cuadrático medio de la raíz; R<sup>2</sup>: Coeficiente de Determinación).

#### 4.3.3. Aplicación de la RUSLE

Se puede incorporar una amplia gama de modelos paramétricos que permiten estimar la pérdida de suelo en un sistema de información geográfica (SIG). El método utilizado en este apartado es la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada compuesta por cinco factores expresados como (Ecuación 1):

$$A = R * K * LS * C * P \quad \text{Ecuación (1)}$$

donde  $A$  es la tasa promedio de pérdida de suelo ( $t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ),  $R$  es el factor de erosividad de la lluvia ( $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ),  $K$  la susceptibilidad del suelo a la erosión,  $LS$  la de longitud (m) y magnitud de la pendiente (%),  $C$  representa la cobertura y manejo, y  $P$  es el factor de prácticas de conservación de suelos. Para crear el mapa RUSLE, utilizamos la herramienta RUSLE implementada en ArcGIS 10.5 (ESRI, Colorado, EE. UU.). Es necesario añadir un Modelo Digital de Elevación (MDT) (<http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp>) y los valores de cada uno de los factores mencionados. En España no está disponible un MDT con una resolución superior a 5 metros. Por lo tanto, reconvertimos el MDT de 5 metros disponible, logrando una resolución de 3 metros convirtiendo el ráster en puntos utilizando la técnica Topo to Raster implementada en el software ANUDEM (ANU Fenner School of Environment and Society and Geoscience, Australia) desarrollado por Michael Hutchinson. La resolución del mapa final es de  $3 \text{ m} \times 3 \text{ m}$  píxeles. El factor  $R$  se ha obtenido en base a la ecuación universal adaptada de pérdida de suelo definida por ICONA (Instituto para la Conservación de la Naturaleza) como (Ecuación 2)



$$R = e^{-0.834} \times PMEX^{1.314} \times MR^{-0.388} \times F24^{0.563} \quad \text{Ecuación 2}$$

donde  $e$  representa la base de los algoritmos neperianos,  $PMEX$  es el valor medio de la serie anual de precipitaciones máximas mensuales (mm) utilizando la estación meteorológica de la Red Asesora de Riegos de Extremadura (REDAREX, 38°51'29" N/06°28'22" W),  $MR$  es la precipitación media del período octubre-mayo (mm), y  $F24$  es el cociente entre la precipitación máxima anual de 24 h de precipitación al cuadrado y la suma de las precipitaciones máximas de 24 h de todos los meses del mismo año. El factor  $K$  se ha calculado utilizando la ecuación propuesta por Wischmeier and Smith, (1978) como (Ecuación 3):

$$K = [2.1 * 10^{-4} * (12-OM) * M^{1.14} + 3.25 * (s-2) + 2.5 * (p-3)] \quad \text{(Ecuación 3)}$$

donde  $OM$  representa el porcentaje de materia orgánica determinado a través del método propuesto por Walkley and Black, (1934).  $M$  es el producto de las fracciones porcentuales de arena, arcilla y limo. El análisis granulométrico de las muestras se realizó con el analizador de partículas por difracción láser (Beckman Coulter LS 13 320), utilizando el módulo líquido acuoso con un modelo óptico de Fraunhofer.rf780d (incluyendo PIDS).  $s$  son los tipos de clase por estructura y  $p$  son, respectivamente, la estructura del suelo y las clases de permeabilidad. Usamos el nomograma establecido por Wischmeier y Smith (1978) para determinar los parámetros  $s$  y  $p$ . Usamos la herramienta RUSLE implementada en ArcGIS, donde solo necesita como entrada un solo MDT y calcula automáticamente el factor  $LS$  basado en la ecuación USPED (Deposición de erosión basada en energía de flujo unitario):

$$LS = (m + 1) (U/22.1)^m (\sin \beta/0.09)^n \quad \text{(Ecuación 4)}$$

donde  $U$  es el área de pendiente ascendente por unidad de ancho (una medida del flujo de agua) en metros ( $m^2/m$ ),  $\beta$  es el ángulo de pendiente en grados, 22,1 es la longitud de la parcela USLE estándar en metros y  $0,09 = 9\% = 5,15^\circ$  es la pendiente del gráfico USLE estándar. El rango de valores de los exponentes es para  $m = 0.2-0.6$  y  $n = 1.0-1.3$ , donde los valores más bajos se usan para el flujo laminar predominante y los valores más altos para el flujo predominante de surcos. En este estudio se utilizó el valor del factor  $C$  sugerido por ARPAV (Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto) para cultivos de viñedos. En el caso del factor  $P$ , el valor propuesto por Panagos et al., (2015c) para España fue adoptado. La Tabla 28 muestra los valores de los parámetros RUSLE utilizados.

Tabla 27. Valores de los parámetros utilizados para la RUSLE en este apartado.

Factor	Fuente	Valores
R (rainfall factor)	ICONA (Instituto para la Conservación de la Naturaleza)	338
K (soil factor)	Wischmeier and Smith (1978)	0.28
C (cover management)	Panagos et al. (2015)	0.396
P (practice)	Panagos et al. (2015)	0.9293

#### 4.3.4. Resultados

Los promedios, la mediana y los valores de los percentiles 5 y 95 obtenidos después de medir entre cada vid pareada opuesta ( $n = 99$ ) se muestran en la Figura 54. La superficie promedio del suelo es de  $-6,24$  cm, lo que representa una movilización del suelo de  $3,12$  mm año<sup>-1</sup>. El agotamiento máximo del suelo alcanza hasta  $-28$  cm. Por otro lado, la acumulación máxima de suelo es de  $+19$  cm. Considerando el nivel de la superficie del suelo entre cada par de parras, el mayor rebaje se observa a partir de los intervalos de  $60$  cm a  $250$  cm con un valor promedio de  $-7,98$  cm y un valor máximo absoluto de  $-28$  cm. En los intervalos  $0-50$  y  $260-290$  los valores medios se acercan a los  $2,40$  cm, alcanzando valores absolutos de hasta  $-22$  cm. Como era de esperar, bajo la influencia de las ruedas del tractor y la labranza, los valores más altos de movilización del suelo se encuentran en las áreas entre hileras y las acumulaciones más altas ocurren cerca de las vides. Prestando atención a diferentes intervalos, las acumulaciones más altas y los rebajes de suelo más bajos ocurren dentro de los intervalos  $0-50$  y  $260-290$  cm. Los valores medios de acumulación alcanzan los  $+14,76$  cm, con valores máximos absolutos superiores a los  $+19$  cm. Mientras tanto, los valores medios máximos que alcanzan los  $+8,3$  cm se registran a partir de los intervalos de  $60$  a  $250$  cm. El valor máximo absoluto más alto fue superior a  $+18,6$  cm y se ubicó entre los intervalos  $210$  y  $250$  cm.

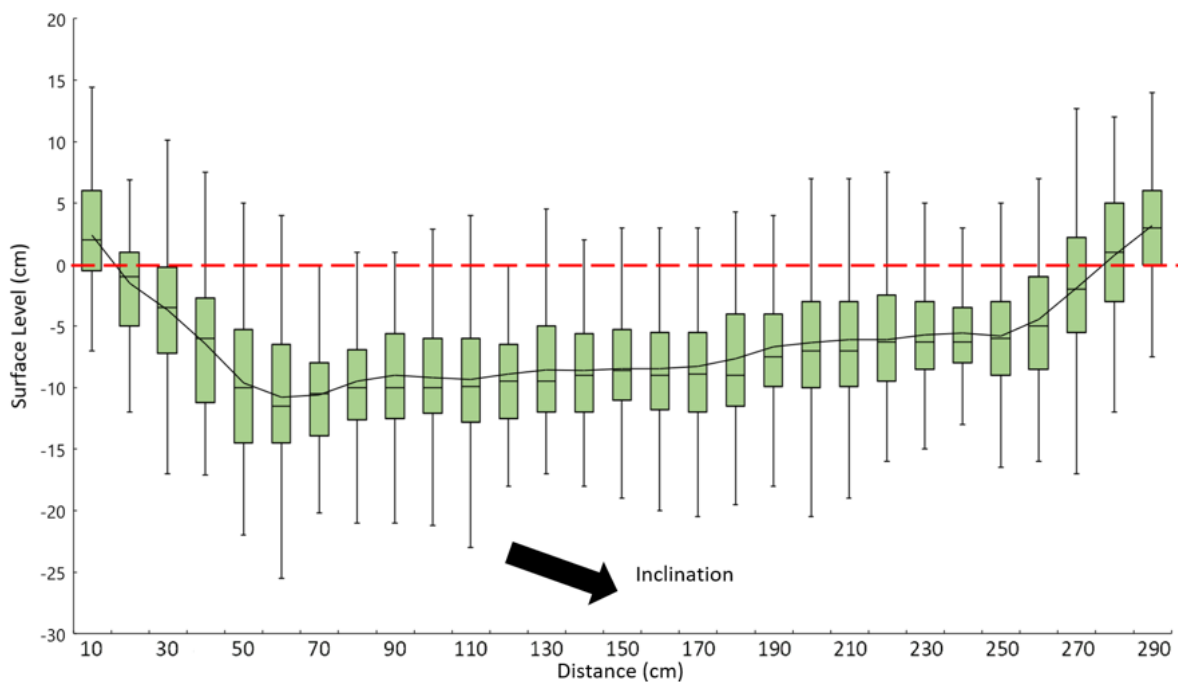


Figura 54. Diagrama de caja del nivel de la superficie en los 29 puntos de medición entre los pares de vides opuestos junto con las 99 mediciones de pares de vides ( $n = 2871$  puntos de medición en total). Fuente: Barrena-González et al., (2020). \* La línea horizontal de las cajas representa la mediana, las cajas rectangulares son los percentiles 5 y 95, y la línea continua que cruza el diagrama es el promedio total. Las líneas representan el máximo y el mínimo. La línea discontinua muestra el nivel inicial de la superficie del suelo.

En la Figura 55 se presenta un mapa del nivel actual de la superficie del suelo del área de estudio generado mediante el procedimiento Kriging Ordinario. También se representa la curva del perfil longitudinal de los cambios topográficos. Se observa que la acumulación de suelo se

sitúa en las zonas bajas. Los valores más altos de rebaje del suelo se observan en los tramos superiores y la marca de erosión lineales siguiendo la dirección de la pendiente. Debajo de las vides, el nivel de la superficie del suelo registra un valor medio de acumulación de +2,37 cm. Sin embargo, se observan acumulaciones de suelo entre 20 cm y 25 cm en el medio y en el pie de la ladera. Los mapas que consideran el posible error de 1 y 2 cm se incluyen en la Figura 56. En estos mapas, podemos observar que los valores promedio de movilización del suelo aumentaron, mostrando procesos de transporte de suelo aún mayores junto con la parcela estudiada.

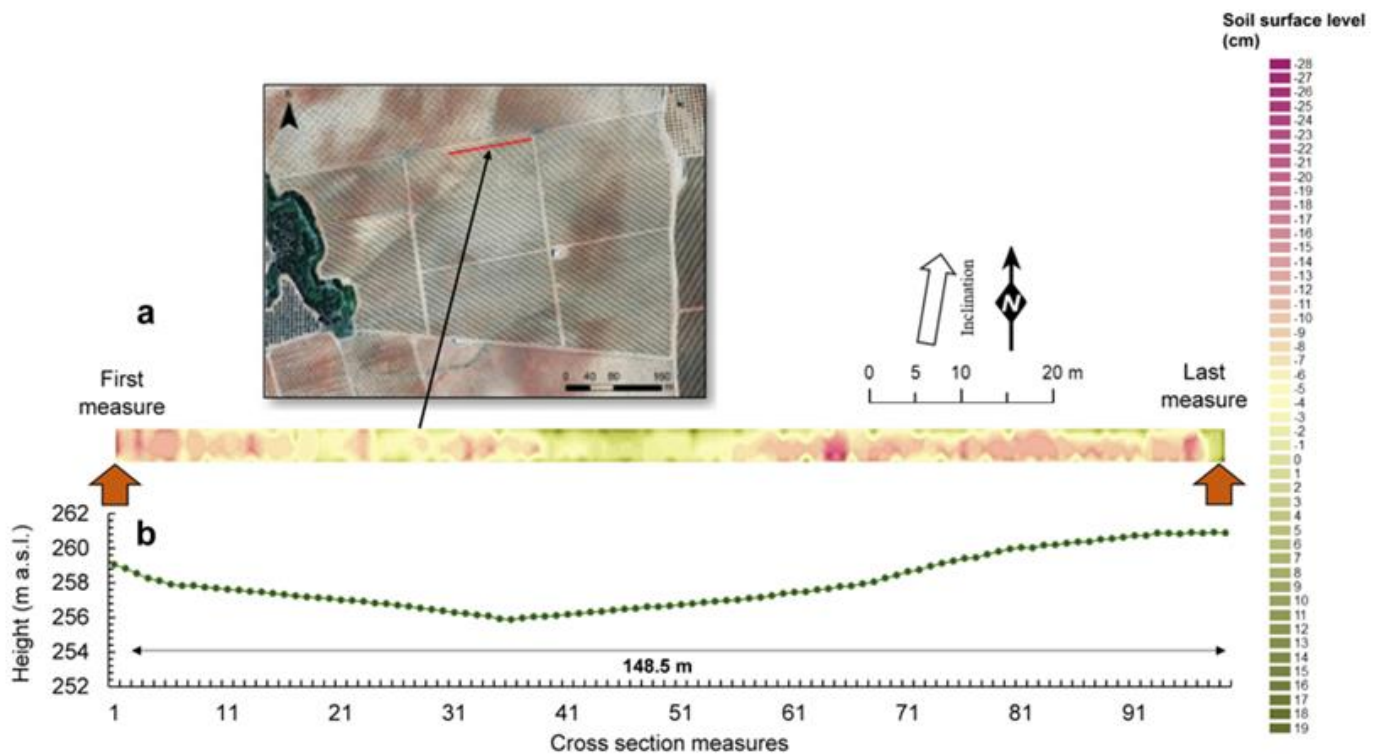


Figura 55. Mapa ISUM que muestra los cambios en el nivel de la superficie del suelo (A) y cambios topográficos longitudinales (B). Fuente: Barrena-González et al., (2020).

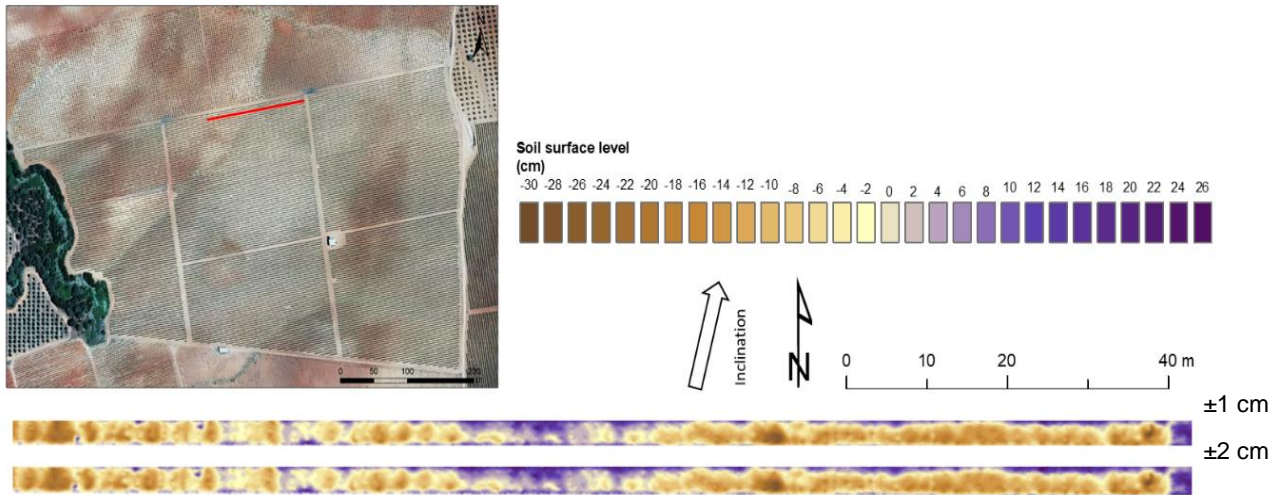


Figura 56. Mapa ISUM considerando posibles errores durante el trabajo de medición de campo de 1 a 2 cm (Fuente: Barrena-González et al., 2020).

La Figura 57 y la Tabla 28 presentan el mapa de erosión generado con la herramienta RUSLE implementada en ArcGIS y las tasas de área total por suelo movilizado, respectivamente. Los resultados muestran valores de pérdidas de suelo que oscilan entre 0 y  $45,8 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  en las áreas de hilera y calles estudiadas, y cercanas a ellas. Los valores medios fueron  $17,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . Estos valores no son homogéneos en el área de estudio ya que observamos que existen diferencias entre las posiciones de las laderas. En algunas áreas, coincidiendo con el mapa ISUM, observamos *hotspots* similares con la mayor movilización de suelo, alcanzando hasta  $45 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . Si consideramos el área de estudio en un contexto más general, podemos observar que las áreas de hileras pareadas y partes centrales están atravesadas por marcas lineales similar a regueros o cárcavas de tipo efímero. Esta situación podría explicar la movilización general del suelo a lo largo de la parcela, que se nota en contra del sentido de paso del tractor. El patrón de erosión espacial identificado por la RUSLE es comparable con los resultados obtenidos por ISUM: alta erosión en el lugar correspondiente a la cárcava/canal de cárcava efímera a lo largo del centro del área de estudio.

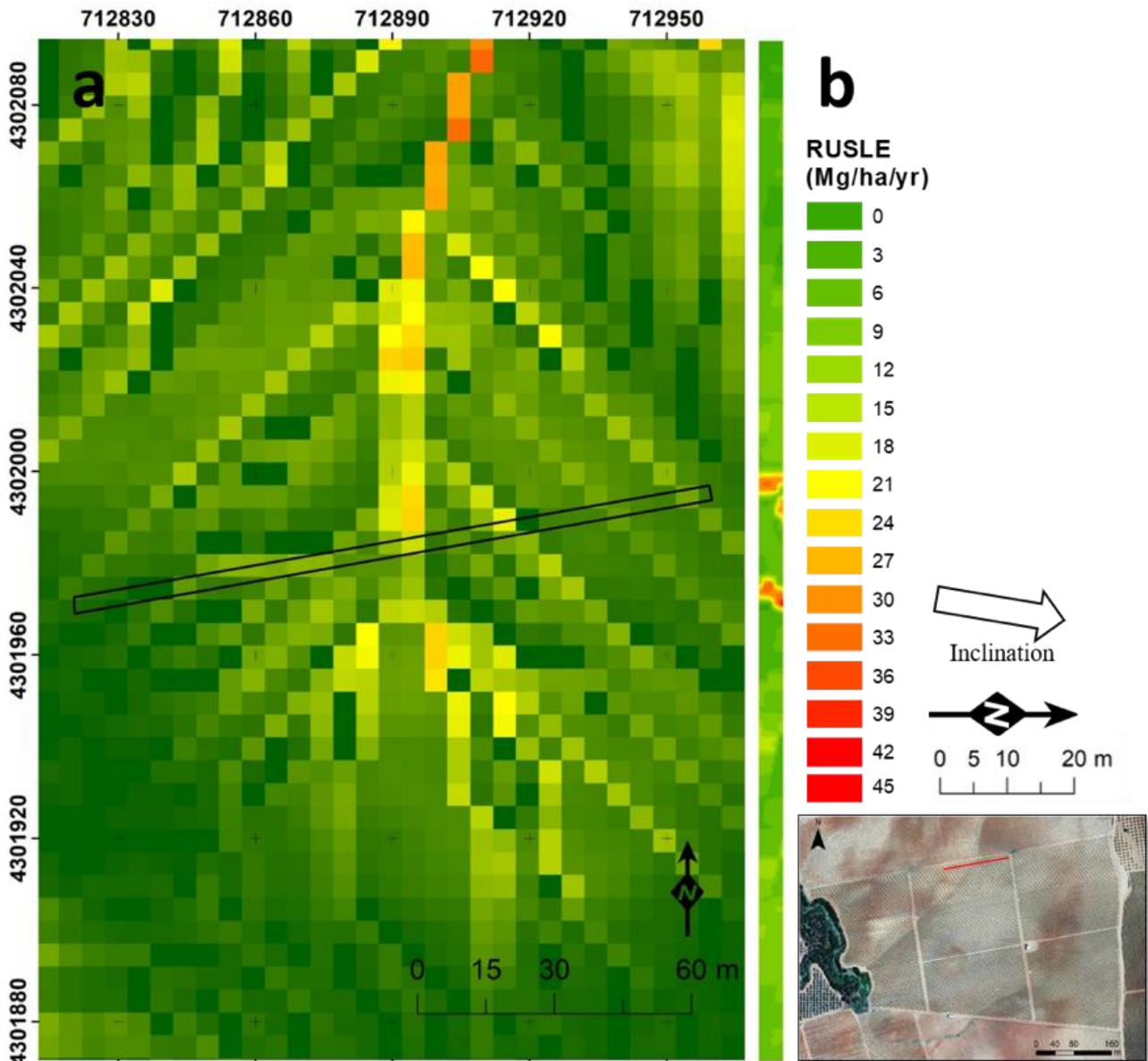


Figura 57. Mapa RUSLE para el área de estudio (Fuente: Barrena-González et al., 2020).

Tabla 28. Tasas de movilización de suelo por tipo de píxel utilizando RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation).

RUSLE	t ha año <sup>-1</sup>	0	3	6	9	12	15	18	21	24	27	30	33	36	39	42	45
	%	7	23.2	29.6	28.4	3.5	3.3	0.5	0.4	0.4	0.5	0.9	0.6	0.8	0.7	0.05	0.029

La Tabla 29 muestra las estimaciones de movilización de suelo utilizando los métodos ISUM y RUSLE. Las diferencias entre ambos modelos son considerables, obteniéndose tasas de movilización de suelo de 45,7 y 17,4 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, respectivamente. Además, mediante ISUM también son posibles representar los valores en varias unidades partes de la ladera y las diferencias entre las áreas de hilera (0–50 cm) y las partes centrales (50–240 cm). En las áreas centrales se encuentra una movilización de suelo de 45,1 m<sup>3</sup>, que corresponde a 62,7 t ha<sup>-1</sup>

para 20 años. Por el contrario, bajo las vides, la movilización del suelo alcanza los 5,9 m<sup>3</sup>, lo que corresponde a un total de 8,2 t ha<sup>-1</sup> en el mismo período.

Tabla 29. Resultados finales comparando ISUM y RUSLE.

	<i>In situ</i>			Posible error +2 cm			Posible error -2 cm		
	m <sup>3</sup>	t ha <sup>-1</sup>	t ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup>	t ha <sup>-1</sup>	t ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup>	t ha <sup>-1</sup>	t ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
ISUM	51.03	70.93	45.69	34.95	48.58	31.30	67.11	93.28	60.09
Bajo las parras	5.92	8.22	5.30	0.93	1.29	0.83	10.91	15.16	9.77
Entre calles	45.11	62.71	40.40	34.02	47.29	30.47	56.20	78.12	50.32
RUSLE	-	-	17.39	-	-	-	-	-	-

#### 4.3.5. Discusión

Este estudio se basa en una sola calle sin replicación espacial en el mismo viñedo por el momento, por lo que es necesario señalar que este es un estudio preliminar para una comparación inicial de ISUM y RUSLE. No podemos pretender establecer una fuerte robustez en términos de representatividad de todo el viñedo. El objetivo principal es mostrar si ambos métodos pueden o no ser utilizados para modelar las tasas de movilización del suelo y realizar las primeras mediciones en esta zona vitivinícola a mayores escalas. ISUM y el RUSLE muestran tasas de erosión del suelo considerablemente diferentes de 45,69 y 17,4 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, respectivamente, para el área de estudio de Arroyo de San Serván en la Tierra de Barros, Extremadura. En la literatura, las estimaciones de erosión del suelo que utilizan el RUSLE son generalmente significativamente diferentes, a veces más de un orden de magnitud, de las de otros modelos. Un claro ejemplo es un estudio realizado por Busacca et al., (1993) quienes encontraron una tasa de erosión promedio de 31.4 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> usando la RUSLE mientras que la técnica Cs137 obtuvo 11.6 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Bagarello et al., (2018) atribuyeron estas discrepancias a problemas de escala. Jardí et al., (1996) estimó tasas de erosión del suelo en pistas forestales de 122–864 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> con USLE, mientras que las mediciones de parcela arrojaron una tasa de 0,9 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Esto puede atribuirse al hecho de que USLE muestra una tasa promedio durante un período prolongado, pero las parcelas solo muestran el período de medición, y esto puede causar que las tasas de erosión del suelo difieran en dos órdenes de magnitud en más de una década. Avellanas et al., (1999) para mediciones en bosque de pino y encino (quemado y control) en Zaragoza, utilizando la USLE estimaron pérdidas de suelo de 0, 1,61, 11,52 y 64,8 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> mientras que, con colectores de sedimentos Gerlach, estimaron valores de 0,21, 0,28, 1,88 y 11,8 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, respectivamente. López Bermúdez (1989) encontró que la USLE, aplicada en el río Segura registró 105,5 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, mientras que las batimetrías del embalse obtuvieron un valor de 7,5 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, en promedio, llegando posteriormente a una sobreestimación de 14 veces. Soto et al., (1991) aplicaron la USLE a todas las cuencas hidrográficas de España y estimaron una pérdida de suelo de 23,44 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, mientras que las batimetrías del embalse arrojaron una pérdida de suelo 14 veces menor. Investigaciones previas en el País Vasco estimaron una pérdida de suelo de 16 a 70 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> con el USLE y de 18 a 90 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> por pines de erosión. Sin embargo, una vez que se taló el bosque, las tasas de erosión del suelo aumentaron a 36–116 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> con USLE y 55–105 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Edeso et al., 1998). Por otro lado, hay algunos ejemplos que han reportado una subestimación de las tasas de erosión del suelo por USLE. Porta y Ramos



(1993) midieron entre 357 y 1521 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en escombros de mina por medio de pernos de erosión, 136–389 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> usando mediciones topográficas y 159 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> con el USLE. Ferre y Senciales, (1991) midieron una pérdida de suelo de 1117 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en los Montes de Málaga en noviembre de 1989 después de un evento de lluvia de alta intensidad y baja frecuencia, mientras que la USLE dio una estimación de 36–353 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>.

El modelo RUSLE ha sido utilizado durante décadas en numerosos estudios, consolidándose como uno de los métodos más utilizados en la estimación de pérdidas de suelo. La diferencia en cuanto al uso de ISUM radica principalmente en la escala de medida y los parámetros que se requieren para la generación de los modelos. Se observó que la RUSLE tuvo un desempeño deficiente en la estimación de las tasas de erosión a largo plazo en la Tierra de Barros. Nuestros datos mostraron un descenso del suelo durante los últimos 20 años, y esto encaja mejor con el agotamiento del suelo observado durante el trabajo de campo y la movilización reciente del suelo que ocurrió durante los eventos de lluvia extrema que ocurrieron durante el último año de este estudio. El modelo RUSLE es un método de aplicación fácil y rápida en muchas áreas agrícolas, pero la obtención de algunos factores como la erosividad de la lluvia o la erosionabilidad puede ser complicada sin una base de datos a largo plazo. Los resultados obtenidos con el modelo RUSLE en este estudio no muestran grandes diferencias respecto a otros trabajos de investigación desarrollados en viñedos de la cuenca mediterránea o de otros lugares. Las tasas de erosión del suelo están determinadas por una multitud de factores dependiendo de las prácticas de mecanización. Como ya se mencionó, la resolución (y también el alcance) de los dos métodos son muy diferentes, especialmente en lo que se aplica en este trabajo. Así, incluimos tanto mapas como estimaciones para comparar los valores medios (si se consideran representativos de todo el viñedo seleccionado) con el valor medio del RUSLE, como validación del RUSLE. El modelo RUSLE es muy sensible a algunos factores (p. ej., factores LS o C), por lo que el uso de factores generales para estimar la erosión del suelo en una parcela pequeña podría generar resultados muy engañosos. En este apartado de la tesis, queremos demostrar los resultados obtenidos y cómo podemos mejorar esta investigación para el futuro.

#### 4.4. El uso de ISUM para implementar índices geomorfológicos como el de conectividad

En esta tesis doctoral, se ha remarcado la importancia que el mapeo de la erosión del suelo en los cultivos leñosos es de gran valor para el avance de la ciencia y para desarrollar medidas de conservación de la erosión del suelo. Dichos mapas permiten detectar los puntos calientes de movilización del suelo, tanto de la erosión como de la acumulación. Además, permite inferir procesos lineales de erosión tales como regueros y cárcavas efímeras, zonas de compactación o sumidero y áreas fuente de sedimentos. Las mediciones a largo plazo son necesarias para comprender el proceso de erosión del suelo y determinar la sostenibilidad de la gestión del suelo, e ISUM satisface esta necesidad. Sin embargo, esta metodología podría dar un paso más e incluir nuevos índices geomorfológicos que permitan describir con mayor precisión los flujos entre las hileras de plantas y las calles contiguas. Por eso, el objetivo principal de este apartado es estudiar la movilización del suelo estimando y mapeando los procesos acaecidos utilizando medidas *in situ* obtenidas del procedimiento ISUM y combinado con el uso de un índice de conectividad (IC).

Para lograr este objetivo, seleccionamos una plantación de vid representativa de 10 años en la región de Castilla La Mancha bajo las reglas de la agricultura ecológica, cada vez más popular y creciendo dentro de las preferencias del agricultor manchego. Nuestra hipótesis es que la combinación de ISUM e IC podría hacer posible estudiar los procesos de erosión del suelo desde diferentes escalas y tipos de medidas (observaciones *in situ* + modelado) y comprender la dinámica hidrológica a escalas más grandes. Posiblemente, mucho mejor que el modelo RUSLE presentado anteriormente. Esta investigación aportaría información clave para detectar el impacto de los sistemas de gestión agrícola en el destino de los suelos en la región del Altiplano de España, que está poco estudiado, pese a ser la región vitivinícola más grande del mundo.

##### 4.4.1. Área de estudio

El área de estudio experimental se sitúa en el municipio de Villamalea (Albacete, sureste de España) (Figura 58). Se trata de un viñedo de unas tres hectáreas en terreno llano (pendiente  $<1^\circ$ ) y que se encuentra muy extendido en tierras manchegas como parte del Altiplano español. Se plantó 10 años antes de las mediciones (2018) con un marco de plantación de 3 x 3 m. Es una zona de agricultura tradicional de secano donde los almendros, olivos, cereales y viñedos están muy extendidos y representan los paisajes tradicionales de la agricultura mediterránea de secano. La creciente producción de vino está haciendo que los viñedos se amplíen y abarquen más terreno. Su gestión está muy mecanizada y se aplica laboreo para controlar las malas hierbas y mejorar la infiltración. Los agricultores aplican estrategias de agricultura ecológica (sin pesticidas, herbicidas ni fertilizantes químicos) pero el laboreo es intenso para evitar cualquier mala hierba y siguiendo los deseos de los agricultores de tener una superficie de suelo limpia y ordenada como en otros cultivos en España. Seleccionamos un viñedo regular en espaldera vertical ya que la aplicación de la metodología ISUM requiere encontrar el injerto y modelar el terreno. Se realizaron mediciones experimentales durante la última semana de agosto de 2018. La variedad de uva es Bobal y la densidad de plantación es de 1111 cepas por ha. La vegetación natural arbórea cercana al área de estudio está compuesta

principalmente por *Pinus pinea* L. Las especies arbustivas y herbáceas que se encuentran principalmente en el área de estudio son *Rosmarinus officinalis* L., *Brachypodium retusum* (Pers.) Beauv., *Lavandula latifolia* Medik., *Thymus vulgaris* L., *Stipa tenacissima* (L.), *Quercus coccifera* L. y *Plantago Albicans* L.

El área de estudio presenta un clima mediterráneo, Bsk según la clasificación de Köppen-Geiger (Kottek et al., 2006). La precipitación y la temperatura media anuales son 407 mm y 14°C, respectivamente. Las precipitaciones se distribuyen principalmente durante la primavera y el otoño, con una larga sequía en verano que solía ser de junio a septiembre. Esta larga duración es muy relevante ya que la vendimia es en septiembre y esto hace que la producción de las vides esté muy limitada por la disponibilidad de agua. La agricultura tradicional de secano del Altiplano español se actualiza ahora con el aumento del riego por goteo donde se bombean aguas subterráneas. La erosión del suelo como consecuencia de la labranza y el lavado superficial son los principales agentes geomorfológicos en el sitio de estudio. Es por esto por lo que el uso de técnicas ISUM puede arrojar luz sobre los cambios en la topografía del área de estudio. La elevación osciló entre 760 y 770 m s.n.m. en la parcela estudiada. El Altiplano se caracteriza por ser una región elevada (>600 m s.n.m.) con un paisaje ondulado (montañoso) que es propenso a altas tasas de erosión. Según IUSS-WRB (2015), los suelos se clasifican como Cambisoles Cálcidos. La materia orgánica llega a 1,1 g cm<sup>-3</sup>, variando de 1,05 a 1,12 g m<sup>-3</sup>. La textura es franco-arcillo arenosa (60% arena, 10% limo y 27% arcilla) sobre un material parental calizo.

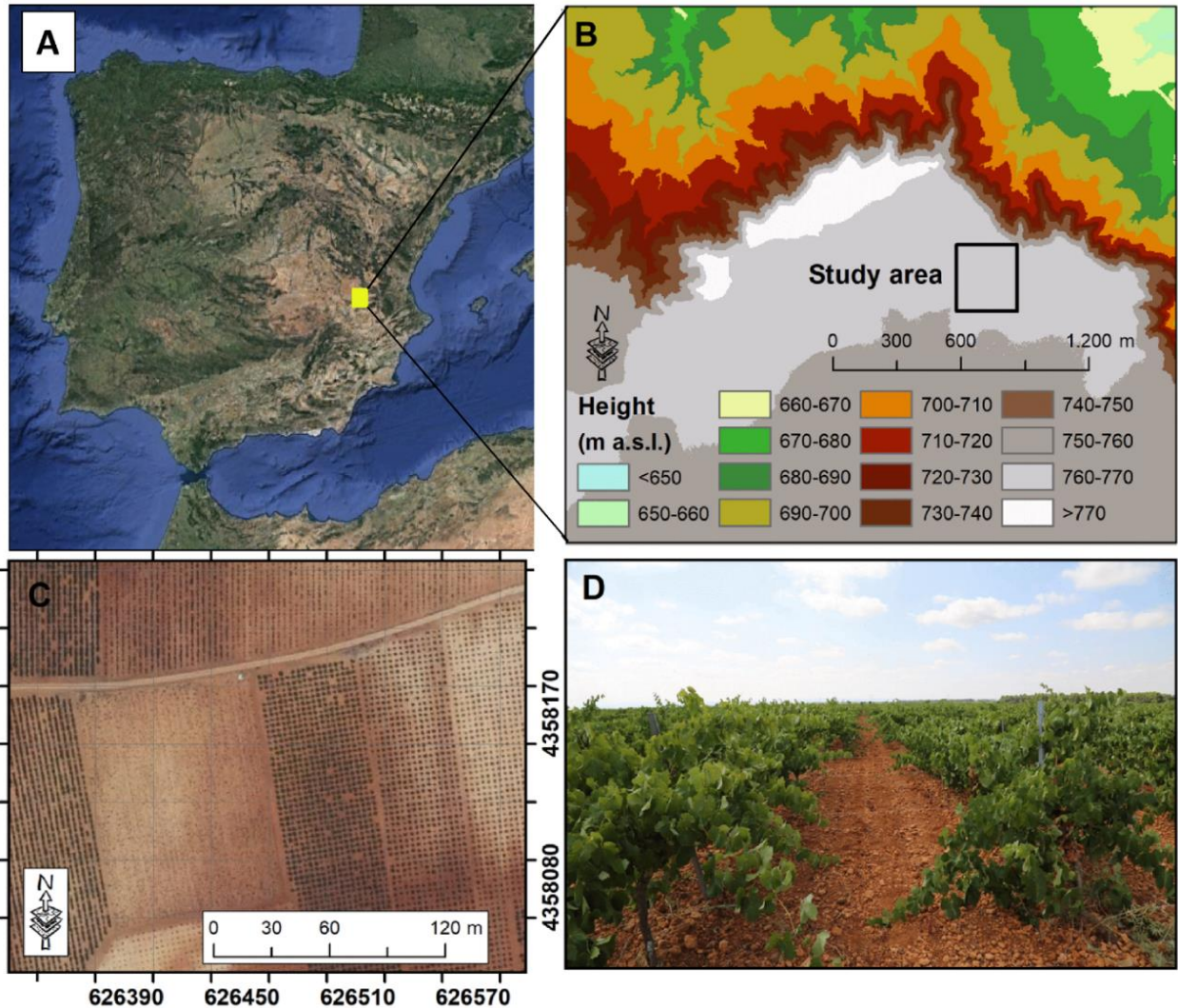


Figura 58. Área de estudio, topografía y panorámica (Rodrigo-Comino et al., 2020).

El suelo se labra con tres pasadas de tractor por año dependiendo de la humedad del suelo y el crecimiento de malas hierbas. Los agricultores labran el suelo cuando germinan las malas hierbas, o justo antes, manteniendo el suelo "limpio" y "ordenado" (suelos desnudos). El laboreo se completa con el uso de azadones para eliminar las hierbas cercanas al tronco de cada parra. Esta tarea se realiza en junio o julio. Los brotes podados se queman. La labranza se caracteriza por un ancho de trabajo de 2 a 3 m con espaciamento entre dientes de 15 a 25 cm en dos hileras para posibilitar un espacio libre del marco de 45 a 70 cm. La profundidad máxima de trabajo alcanza los 5-12 cm con una potencia de 19-23 HP m<sup>-1</sup> (14-17 kW m<sup>-1</sup>) y una velocidad de trabajo de 6,0-8,0 km h<sup>-1</sup>, lo que supone una eficiencia en una parcela de 0,65 –0,85. El peso total de la herramienta es de unos 400 kg. El modelo de tractor es el DT9880 (Landini), con cuatro cilindros que son capaces de generar una potencia nominal de 94/69,2 C.V. kW<sup>-1</sup>. El peso total del tractor es de 4697 kg.

#### 4.4.2. Aplicación de ISUM y uso del índice de conectividad (IC)

Nuestras mediciones se realizaron a finales de agosto, dos semanas antes de la cosecha. ISUM considera la distancia entre las marcas frontales en la unión del injerto de las plantas y el nivel actual de la superficie del suelo (el día exacto en que se tomó la medida) más la adición de medidas extra en las áreas entre hileras. Tras la crisis de la filoxera (finales del siglo XIX y principios del XX), las plantas se injertaron sobre un portainjerto americano. En la plantación de vid de Villamalea, antes de plantar las vides, se aplanó el suelo y se insertaron las raíces en el suelo, como es habitual, a 30-40 cm. Sin embargo, como la mayoría de los viñedos mediterráneos, este viñedo se plantó manualmente y la unión del injerto se colocó consistentemente en la superficie (0 cm de altura) con uno o dos mm de incertidumbre; esto fue confirmado por los agricultores y al visitar plantaciones recientes cercanas al área experimental. Esta información se obtuvo mediante encuestas personales a los agricultores durante la campaña de campo. Para cada vid, se identificó la unión del injerto y entre cada par de vides se coloca una cinta métrica estirada a 30 cm. Luego, la misma persona (para evitar cualquier sesgo) midió la distancia entre la cinta métrica estirada y la superficie actual del suelo entre las vides. Las medidas en la posición entre hileras se tomaron cada 10 cm. Así, se midieron un total de 930 puntos (31 pares de vides, 28 medidas en cada calle y 1 medida en cada unión de injertos). Se pueden obtener tres tipos diferentes de valor: valores negativos y positivos, o sin cambio. Las medidas negativas indican agotamiento del suelo, mientras que las positivas muestran que se ha producido sedimentación, lo que corresponde a cepas enterradas.

Se calcularon estadísticos descriptivos (promedio, máximo, mínimo y desviación estándar) para las medidas totales y en tres secciones transversales (0-0,5, 0,5-2,5 y 2,5-3 m) para examinar los posibles impactos de las huellas de las ruedas de los tractores en las áreas cercanas a las vides y en las superficies entre calle. Los resultados se representaron en diagramas de caja utilizando SigmaPlot 13.0 (Systac, EE. UU.). En segundo lugar, se utilizó el software ArcMap 10.5 (ESRI, EE. UU.) para generar el mapa actual del nivel de la superficie del suelo durante agosto de 2018 utilizando cuadrículas de puntos ("fishnet"). Los diferentes métodos más comúnmente utilizados en las ciencias del suelo se utilizaron para desarrollar los mapas ISUM y nos permiten observar cambios microtopográficos: *cokriging*, vecinos naturales, kriging bayesiano empírico, interpolación polinomial local y ponderación de distancia inversa. Finalmente, el cokriging universal fue el método geoestadístico seleccionado porque proporcionó el error cuadrático medio (RMSE) más bajo y el coeficiente  $R^2$  más alto. Como covariable se utilizó un modelo de elevación digital (MDT) de 5 m de resolución geométrica planimétrica y 1 m de altura y los puntos se validaron utilizando un conjunto de datos separado (<http://centrodedescargas.cnig.es>). Las tasas totales de movilización del suelo se estimaron utilizando la ecuación erosión-deposición (ER) propuesta por (Paroissien et al., 2010), donde Vol representa el volumen ( $m^3$ ), St es la superficie total levantada ( $274 m^2 = 0,0279 ha$ ), Av es la edad de las plantas (10 años) y BD es la densidad aparente del suelo ( $1,098 g cm^{-3}$ ). Los resultados se estimaron en  $t ha^{-1} año^{-1}$  para el área total y las diferentes secciones transversales.

Finalmente, el índice de conectividad (IC) se calculó utilizando la herramienta independiente '*SedInConnect*' tanto para el área circundante como para la parcela analizada (Crema and Cavalli, 2018). La principal razón para aplicar este método es confirmar si este índice se puede utilizar para incluir más posibilidades de evaluar y comprender la movilización del suelo en los viñedos. Como fase de preprocesamiento, creamos los "MDT rellenos" (FILL) corregidos hidrológicamente en SAGA GIS 2.3.2 (Conrad et al., 2015). Esta herramienta utiliza el concepto de conectividad de sedimentos (Crema et al., 2015) con un análisis geomorfológico mejorado para corregir el efecto de la rugosidad superficial en el flujo superficial (Grauso et al., 2018; Llena et al., 2019; Tarolli et al., 2019). Después del cálculo del IC, se pueden proporcionar valores que van desde  $-\infty$  a  $+\infty$ , donde los valores de IC aumentados representan una conectividad creciente. Reconocemos que la escala y los tamaños de píxel de ambos MDT (ISUM y cuenca) son diferentes; sin embargo, consideramos que los resultados obtenidos después de aplicar IC podrían proporcionar nuevos conocimientos sobre si los procesos de conectividad obtenidos de diferentes fuentes son coincidentes o no.

#### 4.4.3. Resultados

En la Figura 59, se presenta un gráfico lineal compuesto del nivel superficial promedio y los diagramas de caja que representan las variaciones en cada punto de muestreo medidas (en cm) a lo largo del transecto. La superficie promedio total del suelo disminuyó  $-1,6 \pm 2,1$  cm en 10 años, lo que representa  $0,2$  cm año<sup>-1</sup>. Para el punto de muestreo línea 10, el valor promedio negativo más alto (agotamiento) alcanzó  $-5,3$  cm. Veinticuatro de las 30 mediciones mostraron señales de agotamiento, con valores negativos. En cambio, el valor medio máximo de  $1,8$  cm obtenido para el punto de muestreo 29 (próximo a la cepa) se relaciona con procesos de acumulación. El mayor agotamiento fue de  $-12$  cm y la mayor acumulación de  $9,4$  cm. Prestando atención a los resultados para diferentes transectos, podemos observar que de  $0$  a  $0,5$  m (sector izquierdo, parra n°5), se registró un promedio de  $-1,6$  cm. En la zona entre hileras, la núm. 6 y núm. 25 ( $0,5$ – $2,5$  m), la superficie promedio del suelo estudiada fue de  $-1,7$  cm. Finalmente, de  $2,5$  a  $3$  m (parra n°26 sector derecha) se obtuvo una media de  $-1,8$  cm.



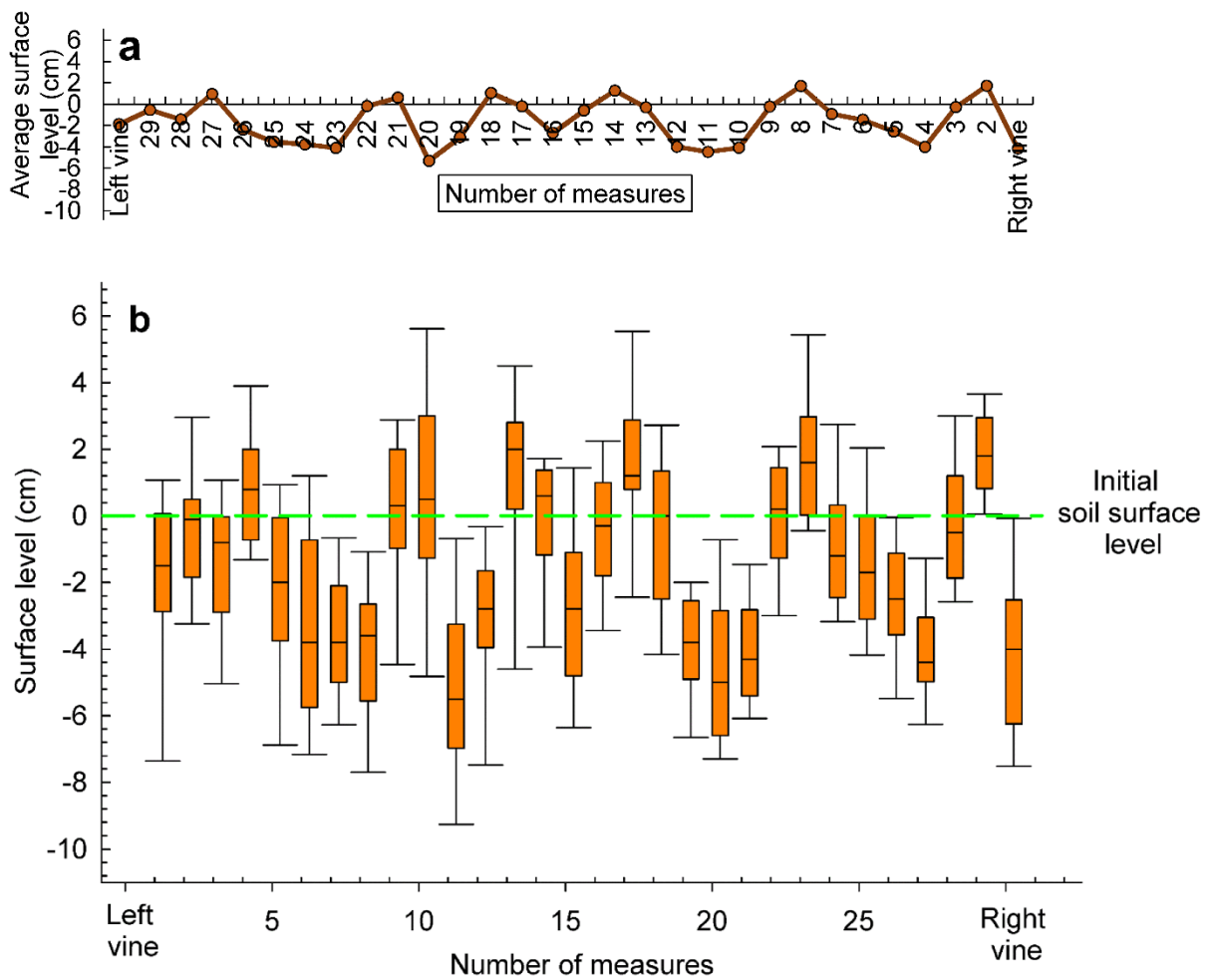


Figura 59. Cambios de la superficie del suelo y variaciones espaciales (Rodrigo-Comino et al., 2020).

En la Figura 60, se muestra un mapa con un modelo del nivel actual de la superficie del suelo de la parcela experimental. El cokriging ordinario con anisotropía obtuvo el RMSE más bajo ( $=2,91$ ) en comparación con otros métodos fue el mejor mostró los resultados finales. Las áreas con rebaje (valores negativos) y acumulación (valores positivos) se presentan usando diferentes colores (cálido/frío) considerando 0 cm como el nivel inicial. Las tierras circundantes a la parcela de estudio mostraron escasa conectividad; sin embargo, se encontraron marcas lineales de erosión y flujos más pequeñas con valores más altos como posibles ubicaciones para la futura generación potencial de surcos. Como se puede observar, la parcela de estudio está atravesada por una de estas posibles marcas lineales. En este análisis entre la calle, encontramos valores de conectividad relativamente bajos, con un mínimo de  $-7.74$  y un máximo de  $-1.06$ . En la parte media de la parcela de investigación, dos surcos de 4 a 6 cm de profundidad estaban separados por una parte de acumulación. En esta parte, un reguero cruzaba a la siguiente zona entre hileras. Podríamos formular una hipótesis sobre los posibles patrones de flujo durante las tormentas a medida que detectamos los regueros y las acumulaciones de sedimentos.

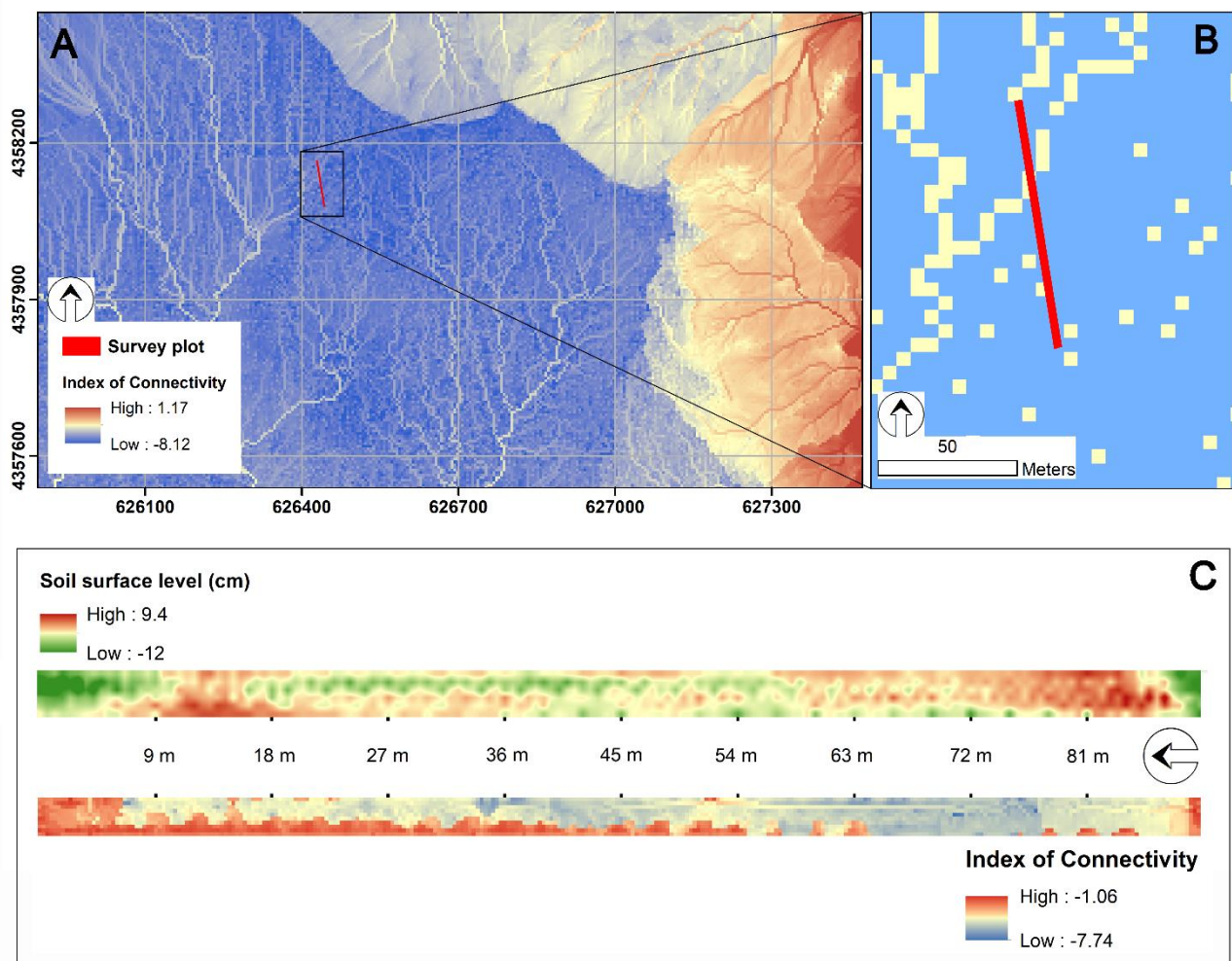


Figura 60. Mapa de conectividad usando ISUM y el índice IC.

Finalmente, se estimó la tasa de movilización del suelo y los resultados se presentan en la Tabla 30. Observamos que se movilizaron 0,81 y 0,99 m<sup>3</sup> de suelo en las partes izquierda (0–0,5 m) y derecha (2,5–3 m) de la parcela de estudio, respectivamente. Sin embargo, en el área entre hileras (0,5–2,5 m), se movilizó un total de 2,7 m<sup>3</sup> de suelo. A partir de estos resultados calculamos que el volumen total de suelo movilizado fue de 4,5 m<sup>3</sup>, lo que equivale a 4,9 t ha<sup>-1</sup>. Si aplicamos la ecuación erosión-deposición, en 10 años se han movilizadoun total de 17,7 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>.

Tabla 30. Estimaciones de movilización de suelo en el centro del área entre hileras (0,5–2,5 m) y debajo de las vides: 0–0,5 (parte izquierda) y 2,5–3 m (parte derecha).

Transecto	Volumen (m <sup>3</sup> )	t ha <sup>-1</sup>	t ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>
0–0.5 m	0.81	0.89	-
0.5–2.5 m	2.7	2.97	-
2.5–3 m	0.99	1.09	-
Total	4.5	4.94	17.71

#### 4.4.4. *Discusión*

En general, se puede observar una ligera disminución en el nivel de la superficie del suelo de la parte izquierda a la parte derecha (-0,21 cm). Esto podría deberse a la suave pendiente general del sitio de estudio. Sin embargo, esto demuestra que otro factor también permite reasignar el suelo en la parte más baja de la hilera y podemos afirmar que ese es el laboreo. La labranza y la topografía suave juegan un papel clave en la redistribución del suelo como ya hemos remarcado en esta tesis doctoral. En esta investigación se obtuvieron valores similares de cambios en el nivel de la superficie del suelo desde el momento de la plantación, si comparamos nuestros resultados con otros viñedos europeos. En la región vitivinícola francesa de Borgoña, Quiquerez et al., (2014), utilizando SUM, estimaron valores medios de  $2,8 \pm 1,7$  cm y  $2,2 \pm 1,5$  cm para pendientes pronunciadas y suaves, respectivamente. Rodrigo-Comino et al. (2016) en el valle de Ruwer-Mosel (Alemania) incluso encontraron algunas áreas donde se observaron hasta 11 cm. De hecho, estos autores también destacaron los roles relevantes que juegan los componentes de la superficie y la labranza en la generación de escorrentía y la movilización del suelo. Aunque el contenido de piedra en nuestra parcela seleccionada no es inferior al de otras zonas vitivinícolas, es evidente que, con los pases del tractor (Lieskovský y Kenderessy, 2014), las rocas incrustadas (Follain et al., 2012) modificaron los patrones de flujo en cada una de ellas. Esto puede ser una clave para entender la alta irregularidad de los resultados obtenidos, representados por mayores desviaciones estándar, como se confirma en estudios de otras áreas y usos del suelo mediterráneos aquí mencionados en esta tesis doctoral.

Otro factor clave para entender las altas tasas de rebaje y movilización del suelo es la edad de la plantación del viñedo. En Navarra, Casalí et al. (2009) encontraron que, para un viñedo de 40 años, un valor aproximadamente constante de  $0,14 \text{ cm año}^{-1}$ . En cambio, en Alemania, Rodrigo Comino et al. (2016) registraron  $3 \text{ cm año}^{-1}$  para un viñedo de 3 años. Por lo tanto, podemos suponer que las mediciones realizadas en viñedos más jóvenes que los estudiados podrían mostrar tasas de agotamiento del suelo aún mayores. Aunque solo se evaluaron dos hileras y una calle, lo que no es lógicamente representativo de toda la plantación, nuestros resultados no distan mucho de otros estudios de erosión del suelo realizados en viñedos con otras técnicas. Por ejemplo, en el Valle de Aosta en Italia, Biddoccu et al., (2017) registraron una movilización de suelo de  $15,7 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , que es una tasa muy alta considerando que investigaron un viñedo de 44 años. En Francia, en la región vitivinícola de Languedoc, Paroissien et al. (2010) utilizaron SUM para muestrear 49 campos y encontraron  $10,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  de movilización del suelo, en promedio, aunque aclararon que había una alta variabilidad entre los campos. En España, en Valencia, Rodrigo-Comino et al. (2018b) estimaron para plantaciones recientes y convencionales una movilización de suelo de  $8,16 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . Como han mencionado otros autores, estos resultados deberían compararse con modelos empíricos como el RUSLE para obtener un resultado más realista cuando se miden más viñedos (Casalí et al., 2009). Por tanto, en el futuro, consideramos que sería obligatorio incluir este tipo de estimación, como se hizo recientemente en Tierra de Barros, en el suroeste de España (Barrena-González et al., 2020). Además, el uso de técnicas fotogramétricas podría darnos

nuevos conocimientos sobre la pérdida de volumen ya que la paleosuperficie se detecta bien a través de la unión del injerto de vid (Eltner et al., 2016; Kasprzak et al., 2018).

La erosión del suelo es una característica general de la geología y geomorfología del Altiplano. Es por esto por lo que el manejo de la tierra es un factor clave de la erosión del suelo en el área de estudio. Encontramos que este manejo debe mejorarse aunque, en la actualidad, no es sostenible debido a la intensa labranza. Por lo tanto, se deben desarrollar otros manejos de la tierra para reducir las altas tasas de erosión en los viñedos. Sin embargo, en las condiciones semiáridas de Castilla La Mancha, la agricultura ecológica no permite el uso de cubiertas permanentes como cultivos intermedios, malas hierbas o ramas podadas astilladas. Esto está relacionado con la percepción de los agricultores de que desean tener una superficie de suelo ordenada y limpia para permitir que el cultivo crezca de manera eficiente y evitan cualquier maleza o cultivo intermedio (Sastre et al., 2016). Nuestra investigación en Villamalea muestra que las tasas de erosión del suelo en los viñedos son altas y no sostenibles. Los nuevos hallazgos desarrollados por nuestra investigación son que la labranza es relevante para comprender la microtopografía de los suelos del viñedo debido al impacto de las ruedas de la maquinaria. Pero el principal hallazgo es que las áreas ubicadas cerca del camino de tierra experimentan más erosión, y esto probablemente sea una consecuencia del impacto que genera la escorrentía. La mayor parte de la investigación relacionada con la erosión del suelo en las carreteras investiga el impacto en la carretera (Fu et al., 2010), pero no hay ninguna investigación sobre el impacto en las áreas cercanas donde la mayor parte de la escorrentía fluye hacia las tierras agrícolas. Concluimos en este estudio que la investigación sobre la erosión de los caminos de tierra debe ampliarse para evaluar el impacto en las cercanías y comprender adecuadamente el proceso de erosión del suelo. Este es un tema científico clave en las áreas rurales donde los caminos y los campos se han estudiado por separado. Esta investigación demuestra que existe la necesidad de investigar sus interacciones, ya que los campos se consideraron como sumideros y los caminos como fuentes de sedimentos y agua.

En cuanto a la distribución espacial del nivel de la superficie del suelo, desde el lado izquierdo hasta la parte superior de la calle mostró valores de conectividad más altos, mientras que la parte inferior resultó ser menos dinámica en este caso. En general, la posición relativa de los valores bajos de IC puede servir como un amortiguador que podría evitar que entren más sedimentos desde esa dirección. Por otro lado, el patrón de alto IC en el lado izquierdo sugiere que este efecto amortiguador también podría haber fortalecido los efectos de erosión (Fryirs et al., 2007). Observamos que la mayor movilización de suelo se presenta en la parte norte, alcanzando valores en torno a  $-7$  cm cerca del camino de acceso a la parcela. En contraste, la acumulación solo se puede detectar en la parte sur y cerca del este del área de estudio. Esta situación confirma nuevamente que el suelo se está movilizándolo a lo largo del área entre hileras y no es tan claro que los pases del tractor estén generando un patrón claro de movilización del suelo. Además, es un factor claro la influencia de caminos cercanos a la plantación. En áreas forestales, se ha demostrado que los caminos alteran los patrones de flujo natural, aumentando las tasas de erosión del suelo (Jordán and Martínez-Zavala, 2008; Mohammadkhan et al., 2011). Sin embargo, en viñedos, este tema aún no está bien estudiado. En este punto, es necesario discutir la conectividad y des-conectividad de los flujos de agua y

sedimentos a lo largo de las laderas de los viñedos. Además, es un hecho que este mapa seguirá cambiando en el futuro; sin embargo, la tendencia principal continuará: la generación de surcos en las áreas entre hileras y el agotamiento del suelo cercano a la carretera. Aunque este mapa es una instantánea de la superficie actual del suelo desde que se tomaron las mediciones, estamos totalmente de acuerdo en que es un ejemplo fácil y eficiente para mostrar a las partes interesadas cómo su gestión y sus políticas pueden cambiar el destino de las tierras agrícolas. Por lo tanto, nuestros mapas se pueden utilizar para ayudar a explicar la dinámica hidrológica y geomorfológica y la combinación de mediciones *in situ* (ISUM) e IC aplicadas a diferentes escalas podría ser útil para comprender correctamente cómo los procesos de conectividad a escala de pedón varían mucho de aquellos a escala de cuenca. Es importante tener en cuenta que este tipo de investigación se dedica a demostrar a las partes interesadas y a los formuladores de políticas dónde están los posibles puntos críticos y cómo podrían resolver los problemas en estas áreas.

Los principales desafíos observados en esta parte de la tesis están relacionados con la comprensión de los procesos de labranza y el tipo de conjunto de datos que se debe utilizar en el futuro. En primer lugar, planteamos la hipótesis de que la labranza podría estar relacionada con cuatro dinámicas o situaciones principales: (i) el movimiento de sedimentos debajo de las vides por la labranza a lo largo de la entre hileras; (ii) el efecto de la salpicadura que afecta a la zona central de la calle, pero es controlado por la copa de la vid en la hilera; (iii) el movimiento de sedimentos desde la zona entre hileras hasta el área de hileras por escorrentía; y, (iv) y la edad de las vides, lo que subraya nuestro interés en evaluar las plantaciones de vid más viejas y más jóvenes en esta área en el futuro. No se sabe cuánto contribuye cada uno de los procesos anteriores al transporte de material, o si los cambios se deben a cambios en la densidad aparente debido a la compactación del suelo, y se debe investigar para determinar las mejores prácticas agronómicas. En segundo lugar, queremos aclarar que en el tipo de conjunto de datos que utilizamos en este estudio no podemos aplicar ningún tipo de referencia objetivo. Las franjas ISUM en este caso (cuadrículas de puntos constreñidos entre hileras de vides apareadas) son más o menos independientes y muestran una posición relativa, mientras que nos gustaría revelar la situación entre hileras (movilización del suelo, acumulación de sedimentos, etc.). Consideramos que como primera aproximación el uso del índice IC utilizando medidas ISUM puede ser un primer paso interesante para mejorar el uso de ambos métodos en el futuro aquí o en otros lugares. La integración de IC podría abrir el camino a trabajos futuros que mejoren la integración de IC de una manera más cuantitativa en lugar de un enfoque cualitativo, que se proporcionó en este manuscrito como un primer intento. En un futuro, nos plantearíamos la integración de IC realizada teniendo como objetivo la red viaria, o los límites de la finca, posiblemente con la ayuda de otros datos de alta resolución obtenidos con técnicas fotogramétricas o UAV. Dicho análisis podría ayudar en el diseño de una mejor estrategia de manejo de sedimentos que permita definir puntos críticos, por ejemplo, dónde reducir la intensidad de arado, o ayudar a desarrollar pautas para la prevención de la erosión a escalas mayores.

#### **4.5. Combinando ISUM con nuevas tecnologías de fotogrametría**

Para acabar con el desarrollo de ISUM y llenar los vacíos de metodológicos y datos que quedaría por faltar hasta este punto, podríamos plantear el uso de técnicas de fotogrametría a partir del movimiento (SfM). Dichas técnicas podrían ser combinadas con ISUM para mejorar la precisión de la medición de la erosión en los cultivos leñosos. El SfM permite el cálculo de un modelo tridimensional continuo de la superficie del suelo mediante enfoques fotogramétricos (Castillo et al., 2015, 2014). Es ampliamente utilizado en ciencias ambientales y, específicamente, en estudios de erosión del suelo (Esposito et al., 2017; Snavely et al., 2008). SfM permite el cálculo de modelos tridimensionales utilizando fotografías bidimensionales tomadas desde diferentes ángulos. Si el trabajo preparatorio se realiza correctamente, los modelos derivados son de una precisión sorprendente debido al uso de fotografías de alta resolución en combinación con puntos de vista y condiciones de exposición cuidadosamente seleccionados. Se han aplicado diferentes dispositivos, como teléfonos móviles y cámaras de mano para realizar mediciones de SfM (Prosdocimi et al., 2016), pero la determinación del nivel inicial de la superficie del suelo ( $t_0$ ) utilizando marcadores ambientales u observaciones cualitativas introduce errores en las mediciones, lo que lleva a una estimación inexacta de la erosión del suelo. Por lo tanto, SfM podría usarse para mejorar la resolución espacial de ISUM y, a cambio, el nivel de referencia de SfM podría establecerse en la posición del nivel inicial de la superficie del suelo en el momento del comienzo de la plantación proporcionado por los bioindicadores pasivos. El objetivo principal de esta investigación fue combinar las metodologías ISUM y SfM para mapear el nivel actual de la superficie del suelo para mejorar la precisión de la estimación de las tasas de movilización del suelo en los viñedos. Esta investigación metodológica podría presentar un método mejorado, de baja tecnología y bajo costo para evaluar los procesos de erosión del suelo a largo plazo en viñedos, con una mayor precisión en comparación con ISUM. Consideramos que realizar estudios de erosión del suelo más precisos y visualmente amigables nos ayudaría a comprender los procesos de erosión del suelo en viñedos en pendiente. Además, estamos totalmente de acuerdo en que aumentaría la conciencia de las partes interesadas sobre la necesidad de proteger los cultivos leñosos contra los procesos de degradación de la tierra.

##### *4.5.1. Área de estudio*

El área de estudio (latitud 49,7418 N; longitud 6,7524 E) que se muestra en la Figura 61 está ubicada en los viñedos en pendiente de Waldrach, un pequeño pueblo en el valle de Ruwer, Renania-Palatinado, Alemania. La geología pertenece a la unidad metamórfica Renana, caracterizada por pizarras de Hunsrück, una unidad litoestratigráfica del Devónico Inferior. La litología se caracteriza, por lo tanto, por grauvacas del Devónico, pizarras, parcialmente cuarcitas y limos del Pleistoceno depositados cerca del río Ruwer, un afluente del río Mosela. Riesling es la variedad de uva de este viñedo que tiene una plantación de 40 años con manejo convencional. Las vides fueron plantadas de forma regulares en espaldera vertical en la dirección del buzamiento de longitud de pendiente que varía entre 60 y 75 m. Las hileras de vides están separadas por 1,7 m y la distancia entre ellas es de 0,9 m. Los ángulos de pendiente varían de 15 a 30° con una morfología generalmente convexa y la altitud oscila entre 190 y 270 m s.n.m. La cubierta de pasto y los árboles se pueden observar cuesta abajo cerca



del viñedo y los caminos agrícolas. Los suelos se clasifican como Regosoles léptico-húmicos (IUSS-WRB, 2015). Los horizontes se caracterizan por un contenido de piedra del 37,9%. El análisis de partículas de suelo indicó 64,7% de limo, 26% de arena y 9,3% de arcilla. En promedio la capacidad de campo (FC) del suelo es del 30% y el punto de marchitez (WP) de 12,3%. Otras propiedades del suelo son: carbono orgánico total (COT) del 7,9 % junto con un perfil de suelo de unos 25 cm de profundidad, contenido de carbonato ( $\text{CaCO}_3$ ) <1 %, conductividad eléctrica (CE) de  $0,35 \text{ dS m}^{-1}$ , pH en agua destilada de 7,2, y en cloruro de potasio (KCl) de 6,4%. Por lo tanto, no se observan tendencias de acidificación del suelo. La precipitación media anual es de 765 mm y las cantidades máximas se producen durante los meses de verano, sobre todo durante las tormentas con aparatos eléctricos. La temperatura media anual ronda los  $9^\circ\text{C}$ , con valores máximos en junio, julio y agosto ( $16,2\text{-}17,6^\circ\text{C}$ ) y valores mínimos en enero y diciembre ( $1,5\text{-}2,3^\circ\text{C}$ ) (Rodrigo-Comino, 2013). El manejo anual del suelo es el siguiente: i) una labranza mecánica del suelo (20 cm de profundidad); ii) remoción de la cobertura de pasto en el centro de la calle (con altura máxima de 20 cm) y en las hileras (entre 10 cm y 35 cm de altura); iii) la utilización de una cubierta de fragmentos de roca de pizarra para mantener estable la temperatura del suelo; y, vi) el uso de pesticidas y herbicidas durante la primavera y el verano para eliminar malezas. Los regueros y cárcavas efímeras (causados por huellas de ruedas y senderos) aparecen ubicados en los terraplenes y centro de las calles y se pueden observar en la Figura 62.

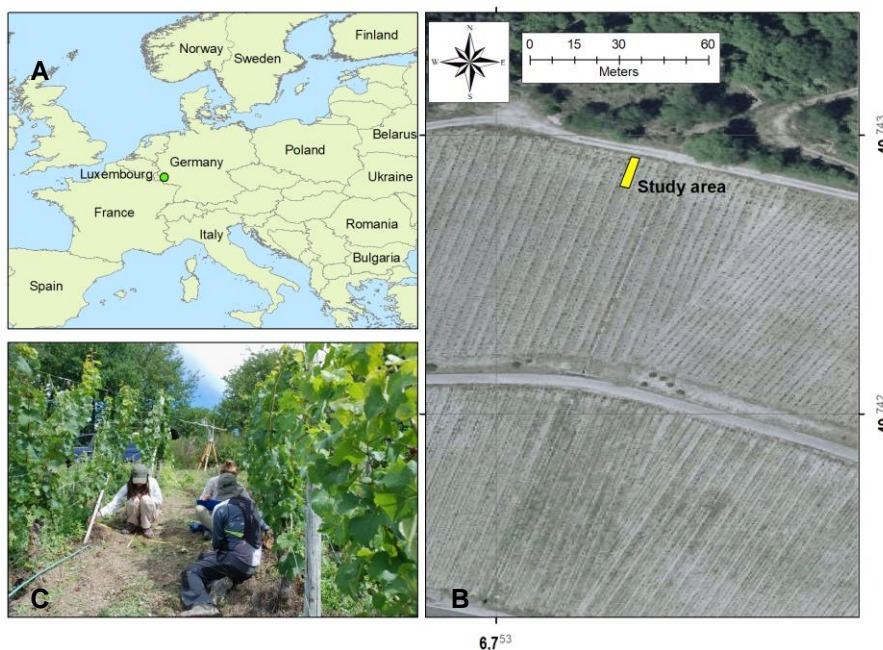


Figura 61. Localización del área de estudio (Fuente: Remke et al., 2018).

Figura 62. Ejemplos de procesos erosivos en el área de estudio (Fuente: Remke et al., 2018).



#### 4.5.2. Aplicación de ISUM

La necesidad de injertar cepas se produjo durante el período 1860-1920 debido a la crisis de la filoxera en la que una gran parte de las vides comerciales de toda Europa se infectaron con una plaga (*Daktulosphaira vitifoliae*), originaria del este de América del Norte y Alemania también se vio afectada. Para este estudio, el primer paso fue recopilar información sobre los sistemas de plantación de nuestra parcela. El viñedo estudiado en Waldrach se plantó manualmente y las uniones de injerto se situaron regularmente 2 cm por encima del nivel original de la superficie del suelo (Figura 63). Antes de plantar, la superficie se alisó mecánicamente y luego se plantaron las raíces de la vid en el suelo. Esta información fue confirmada por los agricultores en el campo, el consejo asesor gubernamental DLR (Dienstleistungszentrum Ländlicher Raum) Mosel, y también se observó en nuevas plantaciones en los alrededores del área de estudio. Por lo tanto, se podrían cuantificar los posibles cambios de las condiciones iniciales teóricas de la superficie del suelo desde el momento del inicio de la plantación debido a los movimientos del suelo. La separación entre la unión del injerto y la superficie elimina los problemas asociados a la alta humedad del suelo, heladas y plagas de hongos a las plantas. En cada par de vides, se identificaron las uniones de injertos americanos y se estiró una cinta métrica horizontalmente entre las uniones de los pares. La distancia vertical entre la cinta métrica estirada horizontalmente y la superficie actual del suelo se midió con una regla métrica cada 10 cm. En los casos en los que la unión del injerto hubiera quedado enterrada, la cinta métrica se situó a 30 cm por encima de la unión del injerto. Esta acción fue necesaria para evitar dificultades en la combinación de mediciones entre injertos enterrados (valores positivos, una indicación de acumulación) y no enterrados (valores negativos, una indicación de agotamiento).



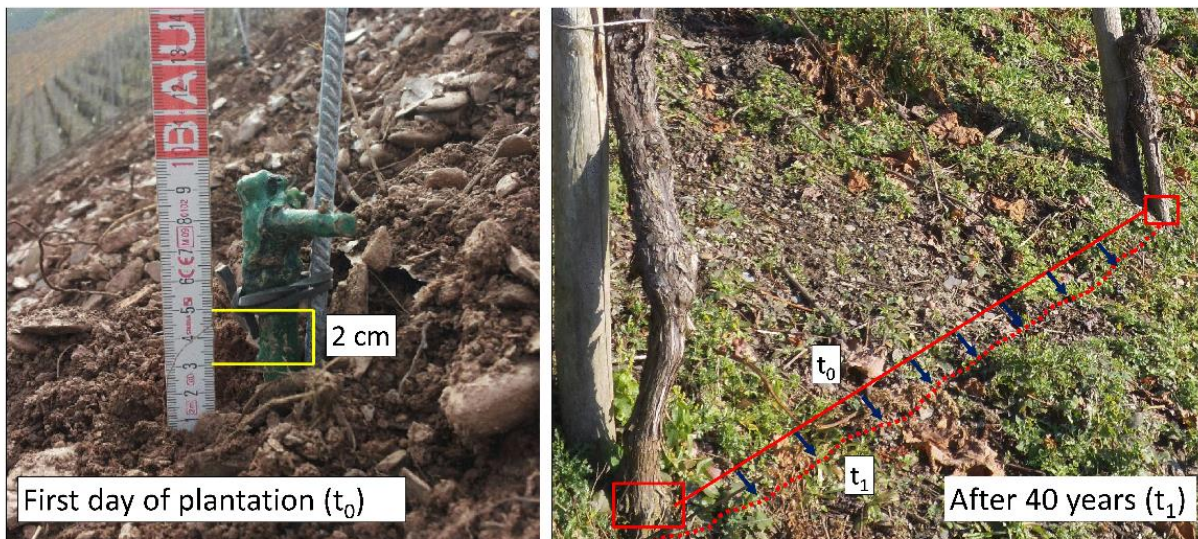


Figura 63. Ejemplos de vides recién plantadas y antiguas (Fuente: Remke et al., 2018).

Para eliminar el sesgo sistemático, era importante que la misma persona realizara todas las mediciones de distancia. Para este enfoque experimental, se seleccionaron un total de 20 uniones de injertos, 10 en cada hilera de dos hileras de par de vides opuestas separadas 1,7 m con una distancia entre plantas de 0,9 m. El área total de la parcela de 20 m<sup>2</sup> (10 m de largo y 2 m de ancho) incluyendo márgenes de 0,5 m en los extremos y 0,15 m en los lados de las dos hileras opuestas de parras. La adición de los márgenes fue para permitir la evaluación de la posible influencia entre vides, que ISUM suelen obviar. Si una cubierta de hierba imposibilitaba la visibilidad de la unión del injerto, se cortaba con cuidado. Para comparar los resultados obtenidos por la combinación de SfM, 2 uniones de injerto y 17 puntos entre hileras como puntos de medición por sección transversal de unión de injerto de par opuesto para generar el mapa de superficie del suelo actual fueron medidos. Los datos medidos se utilizaron para desarrollar un mapa del nivel de la superficie del suelo utilizando el software ArcMap 10.5 (ESRI, EE. UU.), tras crear una cuadrícula de 190 puntos de medición ("fishnet"). Se probaron diferentes métodos, como cokriging, kriging bayesiano empírico, interpolación de polinomios locales y ponderación de distancia inversa, para identificar los cambios microtopográficos. Finalmente, se seleccionó el cokriging simple porque mostró el error cuadrático medio (RMSE) más bajo y el coeficiente R<sup>2</sup> más alto.

#### 4.5.3. Aplicación de SfM con Tephos

SfM brinda una oportunidad perfecta para estudiar cualquier terreno de interés tomando una cantidad suficiente de fotos desde posiciones específicas, para desarrollar una nube de puntos continua. Las nubes de puntos de diferentes puntos de muestreo específicos en el tiempo, cuando se realizaron las mediciones, se restan para lograr un modelo de elevación digital (MDT) de la diferencia. Si bien la superficie de suelo plana ideal derivada de ISUM se puede describir fácilmente, la superficie real con sus irregularidades superficiales microtopográficas debe evaluarse con una resolución suficiente que se logra mejor mediante un SfM. Esta resolución global suficiente debe obtenerse en función del tamaño de los objetivos. El límite inferior de resolución debe, por lo tanto, estar estrechamente relacionado con el rango de

tamaños del objetivo que se supone que se encuentra entre los agregados del suelo y las pequeñas piedras típicas de los viñedos con pizarras del valle del Mosela. Esto conduce a dimensiones desde milímetros hasta centímetros cuadrados, que indican el límite máximo de la resolución potencial requerida. Con el fin de obtener una base sólida para comenzar, llamamos a esta premisa "Las mejores imágenes, el mejor modelo 3-D". Corroborando con otros investigadores, la calidad del modelo 3D depende en gran medida de la calidad del conjunto de fotos. Para lograr este objetivo, se utilizó el TEPHOS (Escáner FOTOgramétrico Terrestre), una herramienta diseñada por el investigador de la Universidad de Trier, Alexander Remke y presentada en una reciente publicación internacional (Remke et al., 2020).

El TEPHOS se puede definir como un conjunto estático de cinco cámaras basado en nuestro diseño. En la Figura 64, se muestra el TEPHOS en acción en el área de estudio. Para mantener el dispositivo asequible, se usaron múltiples cámaras Nikon L2 (Figura 4a1–4a5) para obtener vistas perpendiculares y oblicuas de las hileras de vides y las áreas entre hileras. Las cámaras se caracterizan por i) un objetivo Zoom-Nikkor 3x con formato de 6,3–19,2 mm equivalente a aproximadamente 38–116 mm); ii) un f-stop/3.2–5.3; iii) lentes agrupados en cinco elementos y en cinco grupos; iv) 6,0 millones de píxeles efectivos; v) un formato de sensor de 1/2,5 pulgadas y un tamaño de sensor de ~24,71 mm<sup>2</sup> (5,76 mm × 4,29 mm); y vi) un pixel pitch aproximado de 2,05 micras. Todas las cámaras se sincronizaron mediante una unidad de control remoto atada especialmente diseñada, que también sirve como fuente de alimentación constante y se alimenta de una batería de automóvil de 12 V/48 Ah. Las cámaras se colocan sobre un riel de aluminio horizontal que tiene varios orificios en configuración simétrica para adaptar el dispositivo a diferentes requisitos relacionados con la fotogrametría como superposición, profundidad de campo y otros. El riel está montado en un brazo telescópico con un alcance máximo de aproximadamente 3,5 m mediante una junta esférica para lograr un sistema cardánico. La conexión entre el brazo telescópico y el trípode topográfico se realiza mediante abrazaderas. El cálculo de ingeniería estructural sigue el ejemplo de una grúa de construcción. Por lo tanto, el peso conjunto de cámaras en el brazo largo se compensa con el peso de la batería del automóvil relativamente grande. Todas las partes de TEPHOS se fabricaron con materiales no magnéticos, como PE y aluminio, para evitar un efecto de polarización en la electrónica de las cámaras. También se tuvieron que implementar otros requisitos sobre las fotos y reconstrucción de SfM. El recorte ideal y la escala adecuada, que son cuestiones de distancia focal, exposición correcta, alto contraste, nitidez suficiente, profundidad de campo envolvente (todas las cuestiones de velocidad de obturación y apertura), se aseguraron antes de tomar fotografías. Además, se trataron las posiciones de mínima borrosidad y exposición hemisférica. Todas estas demandas fueron satisfechas por el dispositivo de cámara montado. Para mejorar la precisión, se utilizó una matriz fija de cinco cámaras Nikon L2. El intervalo espacial de tomar una serie de fotos sincronizadas en dirección longitudinal cuesta abajo se definió como 10 cm. Con ello adquirimos las velocidades de obturación más bajas posibles y, mediante la sistematización, reducimos el tiempo de post-procesado. Las imágenes nítidas y nítidas y la superposición suficiente en ambas direcciones evitaron lagunas en los datos. Además de los conjuntos de fotos adquiridos con TEPHOS, se utilizó una cámara Nikon D80 (con lente AF-S NIKKOR 18–70 mm ED DX) para tomar fotos manualmente de partes complejas donde no estaba claro si todas las áreas de la superficie se

habían registrado por completo. La resolución del sensor de la Nikon D80s es de  $3872 \times 2592$  (tamaño de píxel de  $6,19 \times 6,19 \mu\text{m}$ ) con una distancia focal de 18 mm. En total, se tomaron unas 800 fotos en el campo. Para obtener un DEM adecuado, se eligió un día nublado para evitar que la luz directa del sol proyecte sombras, lo que podría agravar el procesamiento de los conjuntos de fotos. Además, la cubierta de hierba entre las cepas se eliminó a mano para obtener una vista despejada de la superficie del suelo.

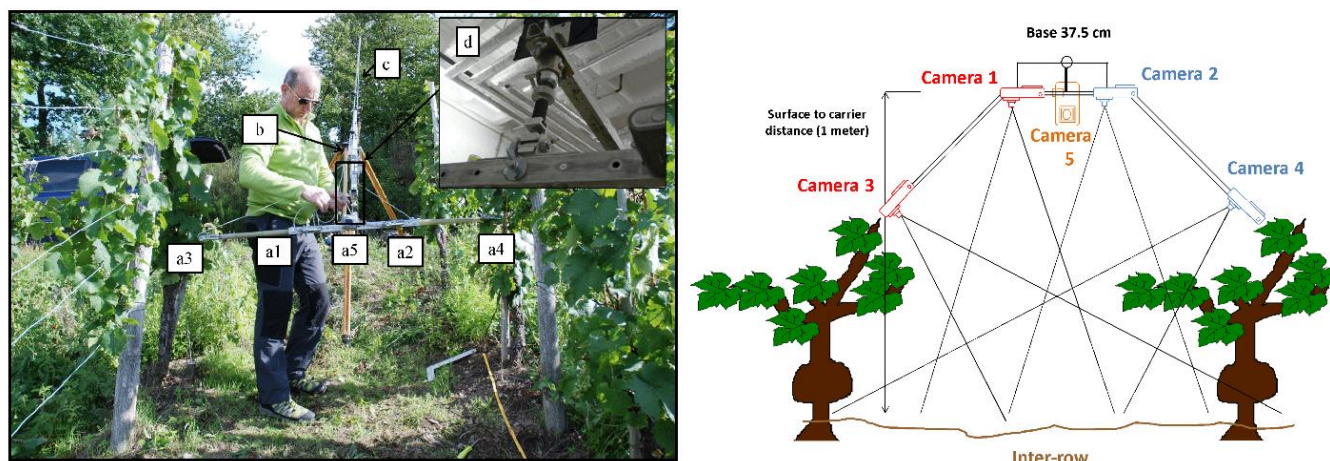


Figura 64. Tephos: su aplicación en campo y partes descritas (Fuente: Remke et al., 2018).

Para comparar la superficie real ( $t_1$ ) con la inicial ( $t_0$ , que representa el momento de la plantación inicial de la vid), los conjuntos de fotos ( $t_1$ ) se tuvieron que convertir en una nube de puntos. Para ello, utilizamos un Lenovo Think Station S30 con doble GPU Nvidia Quadro K4000 y 64MB de Memoria, y un SSD (Solid State Drive). Los conjuntos de fotos se procesaron con AGISOFT Photoscan (AGISOFT, versión 1.3.5., Rusia) siguiendo procedimientos similares diseñados por (Tarolli et al., 2019; Usmanov et al., 2018) y CloudCompare (Telecom ParisTech, versión 2.1., Francia). Otra ventaja es el sistema de procesamiento, especialmente cuando se manejan grandes conjuntos de fotos. Para nuestro estudio de viñedos de 10 m de longitud, tuvimos que procesar alrededor de 600 a 800 imágenes, lo que tomó de 3 a 4 días en total, un tiempo que se habría perdido si el software no procesara sin problemas. En primer lugar, se utilizó AGISOFT Photoscan para calcular los modelos tridimensionales. Este software es capaz de realizar el procesamiento fotogramétrico de imágenes digitales y la generación de datos espaciales tridimensionales y el cálculo de la correspondiente propagación de incertidumbre. Este procedimiento se puede realizar realizando la extracción y emparejamiento de puntos clave, la orientación de las cámaras, la triangulación y la creación de las nubes de puntos. El ajuste de los elementos de control siempre tuvo como objetivo obtener la mayor precisión posible. Esto incluso significó que los seis conjuntos de fotos tenían que copiarse en el SSD dedicado para una mayor velocidad informática (cinco conjuntos de fotos que provienen de la matriz fija de TEPHOS y uno de la Nikon D80 DSLR). Los procedimientos del tratamiento de imágenes fueron los siguientes: i) ajustar la configuración de preferencias y cargar fotos de las seis cámaras; y ii) alinear todas las fotos, optimizar la alineación de la cámara y construir una nube de puntos densa.

Para poder medir la nube de puntos, también insertamos circunferencialmente 62 marcadores (cintas métricas) y los combinamos con 34 barras de escala en los suelos entre las vides. Toda el área problemática de la calibración se transfirió a la función de ajuste del modelo de cámara adaptable de Photoscan porque cualquier precalibración de nuestras cámaras con lentes de zoom motorizados solo habría durado hasta el primer enfoque. Utilizamos la función “colocar marcadores” proporcionada por AGISOFT con marcadores repartidos por toda la parcela. Además de esto, todas las imágenes de las cinco cámaras Nikon L2 fueron tratadas con los mismos parámetros de calibración por AGISOFT Photoscan debido a los metadatos idénticos relacionados con su tipo de cámara. Para fines de medición, importamos la nube de puntos densa a CloudCompare. El siguiente paso fue alinear horizontalmente la nube, lo que permitió colorear por altura cada nivel del suelo. El trabajo de alineación se inició ajustando un plano a la nube de puntos. En la ventana de la consola de CloudCompare, la posición del plano insertado (incluidas las traslaciones y rotaciones) se mostraba en forma de matriz de transformación editable. Esta matriz se utilizó para transformar la nube de puntos original en el plano horizontal. Después de la verificación visual, se realizó el ajuste exacto del plano insertado según las posiciones de las uniones del injerto en la nube de puntos. El paso final, que involucra la coloración por altura, se logró exportando las coordenadas Z (verticales) a un campo escalar.

Para mapear el volumen del material erosionado, importamos la nube de puntos alineados (\*.ply): formato de archivo de polígono o formato de triángulo de Stanford) a CloudCompare. Luego, insertamos otro plano que representaba los niveles iniciales de la superficie en la fecha de la plantación inicial de la vid y lo ajustamos según las posiciones de las uniones de injerto en la nube de puntos editando las propiedades espaciales del plano. El siguiente paso, la coloración por altura, se llevó a cabo exportando cada valor de diferencia al nuevo campo escalar y luego personalizando su rampa de color. Este campo escalar de coordenadas verticales es la base para el cálculo del volumen final i) ajustando un plano, si es posible, o ii) ajustando varios segmentos de plano que cubrirán mejor las líneas sucesivas de las uniones del injerto. Siguiendo ISUM, creamos un polígono que cruza cada unión de injerto de parra. Se agregaron un total de cuatro polígonos que cubren toda el área con la ayuda de la función de polilínea. El operador tenía que conectar las líneas laterales de los segmentos a las uniones de injerto. Las polilíneas delinearon los tetrágonos del modelo en el que se realizó un solo cálculo de volumen. Después de calcular los volúmenes individuales de cada segmento del avión, se sumaron para calcular el volumen total. Finalmente, la movilización total del suelo de este transecto se pudo estimar en  $t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  usando las medidas de la diferencia de volumen entre  $t_0$  (polígonos) y  $t_1$  (mapa de superficie del suelo). La movilización total del suelo se calculó a partir de la ecuación erosión-deposición (ER) propuesta por Paroissien et al. (2010). La edad de las vides fue 40 años y la densidad aparente del suelo  $1,4 \text{ g cm}^{-3}$ . La densidad aparente del suelo se obtuvo como la media de 36 muestras de suelo recolectadas a lo largo de la ladera en diferentes posiciones.

#### 4.5.4. Resultados y discusión

Los resultados de calcular la superficie real del suelo ilustran un MDT continuo de la parcela de 10 m de un área total de 20 m<sup>2</sup>. La inspección visual inicial no mostró grandes lagunas en



los datos. AGISOFT Photoscan procesó un total de 638 de 800 fotos para crear 5.414.868 puntos de enlace. En total se obtuvieron 12.871.537 proyecciones con un error de reproyección de 0,307 píxeles (área de píxeles de la superficie del suelo 0,625 mm x 0,625 mm). Al final, la densa nube de puntos constaba de 375 821 848 puntos. El modelo tridimensional final se presenta en la Figura 65. Hemos presentado el segmento de 20 m<sup>2</sup> de la parcela de estudio y tres capturas de pantalla de diferentes posiciones de pendiente. Además, se agregaron tres imágenes adicionales con un zoom aún mayor para demostrar la precisión del modelo obtenido, que se puede enfatizar con una densidad de puntos promedio de 18,791,092 puntos por m<sup>2</sup>.

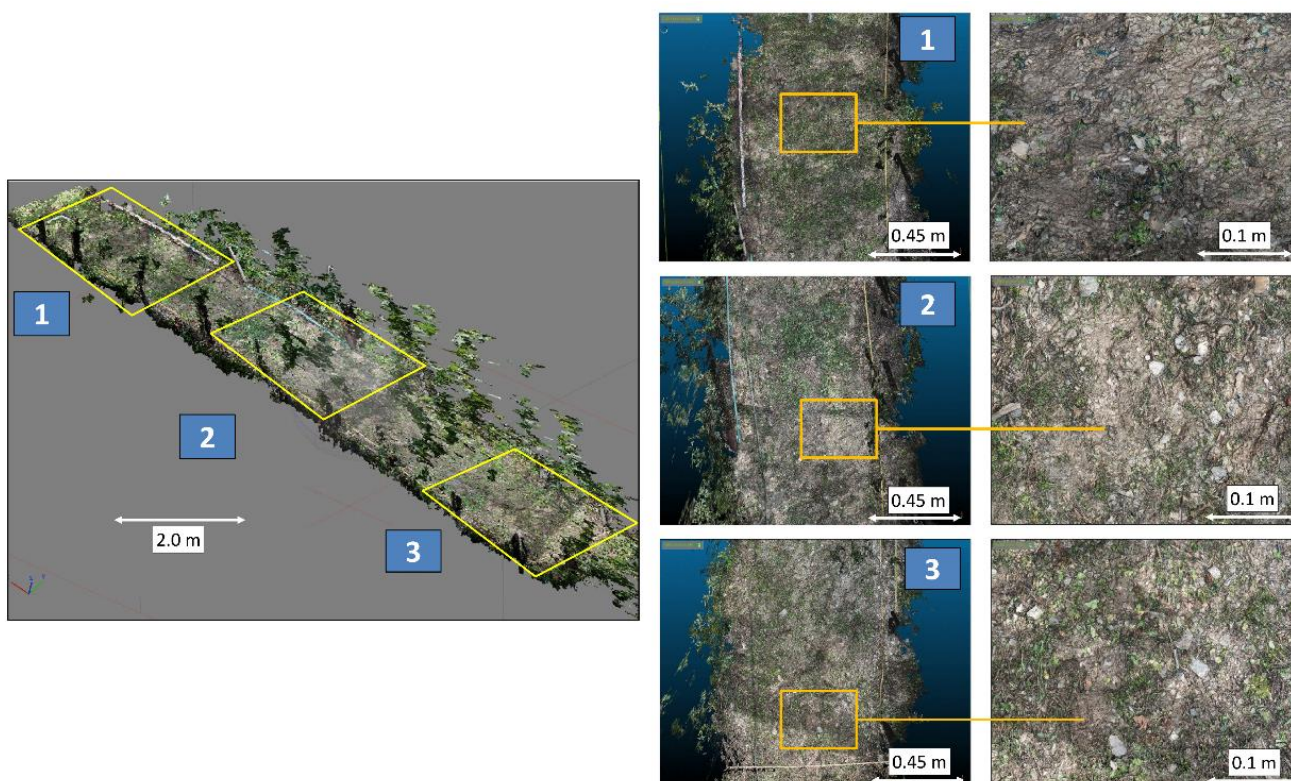


Figura 65. Ejemplos de un modelo 3-D de tres segmentos seleccionados del viñedo de 40 años para mostrar la resolución de los TEPHOS (Fuente: Remke et al., 2018).

Como han mencionado otros investigadores, existen muchos obstáculos para generar un modelo sin espacios, incluidas las sombras debidas a la cubierta vegetal, las hojas y las piedras (López-Vicente and Álvarez, 2018). En algunos transectos cercanos a las plantas, esta situación en ocasiones dificultó la realización de las mediciones. Sin embargo, la combinación de TEPHOS (5 cámaras) con la Nikon DSLR portátil (1 cámara) nos permitió solucionar estos problemas. Creemos que el uso sistematizado de las cámaras de matriz fija nos impidió tomar demasiadas o muy pocas fotos. Demasiadas imágenes significarían un tiempo de cálculo prolongado, mientras que muy pocas imágenes darían lugar a lagunas en los datos. Se observó una desventaja durante el trabajo de campo, siendo esta la demanda de espacio de almacenamiento y transporte para el TEPHOS, especialmente si todo el equipo debía ser transportado por el operador en un terreno tan difícil. Además, notamos que administrar la nube de puntos de más de 300 millones de puntos era otro tema que debería analizarse y

mejorarse en el futuro. Por ejemplo, podríamos tomar menos fotos pero más orientadas a la demanda y usar un ordenador más potente. Recomendamos que se reduzca el número de puntos en la nube de puntos para acelerar el tiempo de procesamiento. Por lo tanto, se debe realizar una prueba sistemática para evaluar cuántas fotografías/puntos se necesitan para mantener la precisión requerida de la estimación de la erosión del suelo. Esto aceleraría la próxima investigación y procesamiento de datos y sería de interés para aquellos de la comunidad SfM que decidan trabajar con este método combinado. Posteriormente, siguiendo las indicaciones de los autores que trabajaron con ISUM, creamos un polígono que cruza cada unión de injertos pareados. Se agregaron un total de cuatro polígonos que cubren toda el área (Figura 66).

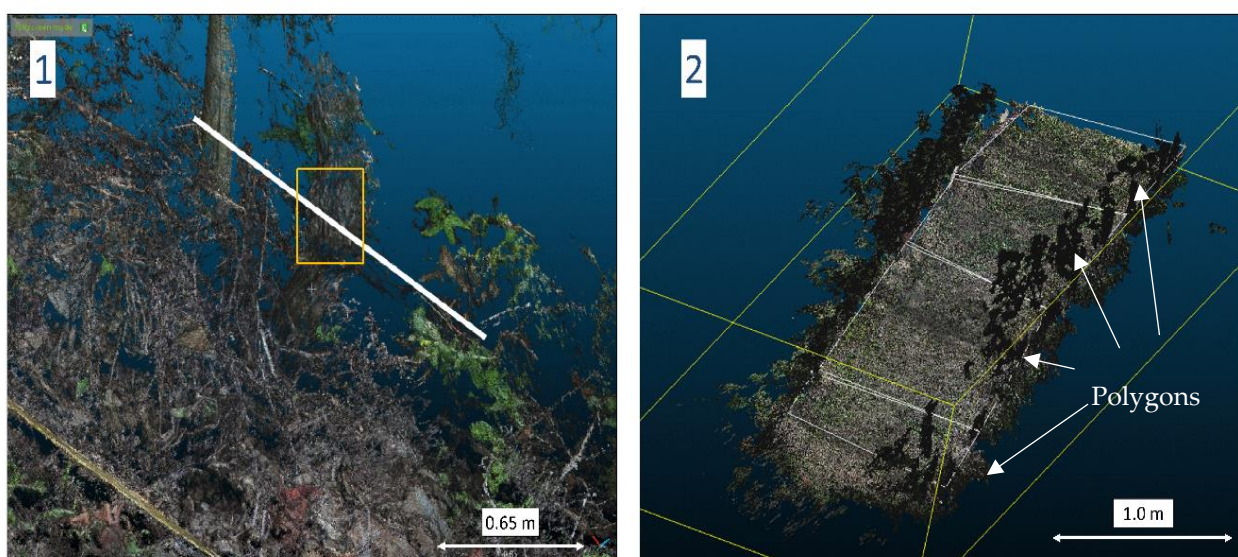


Figura 66. Uniones de injertos de parras y límites de polígonos (a), composición de polígonos para estimar el volumen de las tasas de movilización del suelo (líneas blancas, b). Fuente: Remke et al., (2018).

El cómputo del mapa de altura relativa se realizó para calcular el volumen total de suelo movilizado en el área de estudio durante los 40 años utilizando SfM e ISUM. Este mapa también muestra información clave relacionada con los procesos de conectividad, lo que nos permite evaluar trayectorias de flujo, puntos de acumulación o surcos. La Figura 67 muestra el mapa final de la altura relativa utilizada para evaluar los cambios microtopográficos, que es más preciso que el mapa creado por ISUM. Los colores grises representan áreas con una altura relativa de cero o más. Hay que tener en cuenta que con ISUM, las ubicaciones de unión de injertos y los puntos de medición entre hileras que aparecen como puntos verdes se usaron e interpolaron en toda la parcela, lo cual para el método con fotogrametría fue imposible. En ambos mapas, detectamos que las áreas con más rebajes de suelo se ubican en la parte superior del transecto (colores naranja-rojo) alcanzando valores superiores a los 20 cm, y en las áreas cercanas a las hileras de vides (colores naranja-amarillo). Nuestros resultados corroboran que estas partes son las áreas más erosionadas debido a los efectos del tráfico de las ruedas del tractor como resultado de procesos gravitacionales (Bagagiolo et al., 2018). Por el contrario, las zonas con menor desgaste del suelo se sitúan en la parte media de la parcela,



no afectadas por los impactos de los tractores y tampoco compactadas (Telak and Bogunovic, 2020).

Utilizando la técnica fotogramétrica, el volumen total de suelo movilizado del área de estudio fue de  $0,52 \text{ m}^3$  y, utilizando el valor de densidad aparente de  $1,4 \text{ g cm}^{-3}$ , obtuvimos una tasa de rebaje del suelo de  $9,14 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . Por el contrario, ISUM mostró un volumen de movilización total de  $1,86 \text{ m}^3$ , lo que llevó a una tasa de agotamiento ilógico en comparación de  $40 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . Es importante señalar que la estimación de la densidad aparente es para un tiempo de muestreo específico y el número de puntos de muestreo determinará la representatividad de las tasas reales. Independientemente, los valores de densidad aparente se usaron solo para obtener un resultado comparable en una de las unidades más comunes. Como es bien sabido, la densidad aparente es una propiedad del suelo que puede variar después de eventos de lluvia, prácticas de labranza o cambios en los contenidos de carbono orgánico, entre otros, aunque la variación puede no ser extrema (Aşkin y Özdemir, 2003; García Orenes et al., 2005). Sin embargo, para evitar cualquier sobreestimación o subestimación, el uso del volumen también puede ser una unidad aceptable como se usa en otros estudios anteriormente mencionados. Considerando que nuestros resultados corresponden a una pequeña parcela usando una técnica fotogramétrica, las tasas de erosión del suelo registradas no son significativamente diferentes a las reportadas en otros estudios en Alemania. Usando métodos empíricos como RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation), se estimaron dentro de la misma región vitivinícola (Ruwer-Mosel Valley) valores de  $6.47$  y  $11.28 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  durante algunos años (Hacisalihoglu, 2007; Rodrigo-Comino et al., 2015b). Además, para varios viñedos alemanes, Auerswald et al., (2009) calculó un valor promedio de  $5,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ .

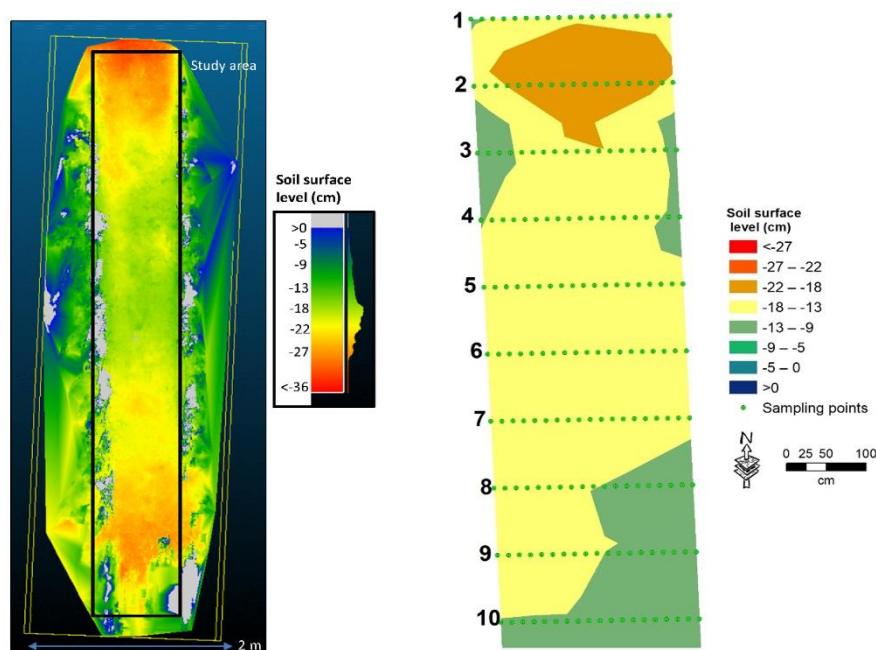


Figura 67. (a -izquierda-) MDT (Modelo de elevación digital) de altura relativa utilizando las ubicaciones de unión del injerto como marcador del área de paleosuperficie (ISUM) + SfM; (b) -derecha- mapa de contorno derivado de las medidas entre hileras e hileras; los números

indican las ubicaciones de unión del injerto y los puntos verdes las medidas adicionales entre hileras dentro de la parcela. Fuente: Remke et al., (2018).

La combinación de SfM e ISUM para la estimación de las tasas de erosión a largo plazo es el logro más importante de esta investigación. En este artículo, el enfoque metodológico combinado es una prueba de concepto, ya que se aplicó a una pequeña parcela. La intención es aplicar el método a una escala mucho mayor en una fecha posterior para inspirar a otros investigadores e investigadoras a adoptarlo en otros cultivos leñosos. En la Tabla 31 se comparan las principales ventajas y desventajas de ISUM y destaca los problemas que se han mejorado o incluso resuelto mediante la combinación con SfM. Este apartado se centró más en SfM, considerando que la unión del injerto se puede identificar fácilmente en los mismos datos con alta precisión porque son visibles en las imágenes, que pueden no identificarse fácilmente en las nubes de puntos LiDAR (Cossart y Fressard, 2017), por ejemplo, a escalas más grandes. Consideramos que la fácil identificación de las uniones de injerto es una gran ventaja para apoyar al SfM sobre el uso de LiDAR en cultivos leñosos, especialmente considerando los precios más bajos (drones vs cámara), mayor precisión (por ejemplo, RIEGL VZ-400i: precisión de 5 mm) y el tiempo requerido en el campo. El principal problema resuelto fue la detección de componentes de la superficie del suelo como piedras y restos de hojas y pastos. En general, consideramos que nuestros resultados son muy positivos y precisos, lo que facilita mucho la detección de cambios micro-topográficos previos. Aunque nuestro novedoso enfoque para detectar los cambios micro-topográficos de forma ininterrumpida con una gran cantidad de puntos (más de 375 millones) y las limitaciones del software pueden dificultar la evaluación estadística de los valores obtenidos. Por lo tanto, se deben realizar más investigaciones para implementar este tipo de cálculos y hacer que nuestros resultados sean directamente comparables con los de otras partes del mundo.

Tabla 31. Ventajas y desventajas del uso de ISUM combinado y sin combinar con SfM.

ISUM	
Ventajas	Desventajas
<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Método de bajo costo.</li> <li>2. Poco tiempo invertido.</li> <li>3. Un método reproducible para otros cultivos leñosos injertados.</li> <li>4. Reproducible bajo diferentes regímenes de manejo del suelo (herbicidas, agricultura orgánica, etc.) y condiciones ambientales (pendientes pronunciadas, terrazas, zonas áridas y semiáridas, etc.).</li> <li>5. Información interesante sobre la dinámica actual del suelo: vías de flujo, charcos de acumulación, agotamiento del suelo, etc.</li> <li>6. Estimación de la tasa de erosión a largo plazo.</li> <li>7. Mapas actuales de la superficie del suelo con una precisión de 10 cm.</li> <li>8. Mapeo de suelos no afectados por sombras, días soleados, vegetación y cobertura de piedra.</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Una precisión de centímetros, baja para una evaluación de los componentes de la superficie del suelo.</li> <li>2. Se deben probar y validar diferentes métodos de interpolación dependiendo del área de estudio.</li> <li>3. Incertidumbres sobre cuántos puntos se deben obtener para obtener el mapa y el mapa de movilización de suelos más precisos.</li> <li>4. Para interpretar correctamente las conclusiones, se deben conocer perfectamente las prácticas de laboreo previas y las condiciones ambientales, lo cual es imposible sin una buena relación con el agricultor o agricultora.</li> </ol>

---

9. Se pueden evaluar grandes áreas.

---

ISUM+SfM

---

Desventajas solventadas

Retos y nuevas líneas de investigación

---

1. La precisión en milímetros.
2. Los componentes de la superficie del suelo pueden ser detectados y considerados.
3. No se deben aplicar métodos de interpolación.
4. No hay discusión sobre el número exacto de medidas puntuales que se deben tomar.
5. La paleosuperficie se detecta fácilmente usando las uniones de injerto.

1. Aumentar el área de estudio.
  2. Disminuir el número de la nube de puntos.
  3. Representación de los valores medios, máximos y mínimos de los niveles superficiales del suelo.
  4. Aplicar el mismo método para evaluar factores clave no bien cuantificados por otros métodos, como el efecto de pisoteo o las vías de flujo a través de grietas y piedras.
-

## CAPÍTULO 5. DISCUSIÓN FINAL Y CONCLUSIONES

Los servicios ecosistémicos son un tema clave para promover la gestión sostenible de la Tierra, y esta debe centrarse en las regiones del mundo que son paisajes relevantes para la sostenibilidad de la humanidad, desde las zonas costeras hasta las áreas metropolitanas, con especial atención a los cambios dinámicos en el uso de la tierra cultivada que estamos atendiendo en el último siglo.

La tierra agrícola actúa como un ecosistema gestionado por humanos y produce combustible, fibra, alimentos y paisajes para uso humano. Los servicios ecosistémicos proporcionados por las tierras agrícolas producen servicios que la Evaluación de Ecosistemas del Milenio clasifica como un servicio de aprovisionamiento para la humanidad indispensable. La agricultura también recibe perjuicios que limitan la productividad. Un claro ejemplo es el aquí investigado en esta tesis doctoral por el impacto de la compactación del suelo en la pérdida de tasas de infiltración y reducción de la actividad de la biota y la erosión. Entender los servicios (o perjuicios) que afectan la forma en que los ecosistemas agrícolas contribuyen a la sostenibilidad de la humanidad, su diversidad, funcionamiento y composición en los paisajes agrícolas son claves para lograr una sociedad sostenible. Nuestra investigación aquí determina que la compactación del suelo y la erosión son procesos activos en las tierras agrícolas que se puede medir con ISUM. Gracias al bajo costo y rápido levantamiento de datos, la evaluación de los cambios en el estado de la micro-topografía del suelo y la consecuente pérdida de servicios puede ser monitoreada activamente, y luego contribuir a encontrar soluciones sostenibles.

Medir la erosión no es una tarea fácil y no se puede asumir que las mediciones de erosión son una "verdad real", esto realmente depende de la técnica de medición y de dónde y en qué condiciones se aplica. Por ejemplo, tomando en cuenta tal consideración, ISUM tiene más detalles, nuevos avances por recorrer y problemas que solucionar. Esta tesis trata de presentar una herramienta en evolución y abierta. Por lo tanto, una posible solución sería realizar más mediciones en otras áreas en el mundo, combinando otros métodos y estrategias, evaluando diferentes manejos y monitoreando diversas hileras para aumentar la precisión. Debido a que ISUM utiliza marcadores biológicos permanentes, es posible la estimación del rebaje y la acumulación del suelo sin perturbar los cultivos leñosos que se miden.

ISUM aumentó la precisión de las mediciones de erosión debido al aumento en los puntos de medición. El área entre hileras de los cultivos leñosos (calles) no es plana debido a los cambios microtopográficos generados por las prácticas de labranza, las madrigueras de la fauna, el crecimiento de las plantas o el efecto de flujo y salpicadura superficial, que los métodos anteriores no analizaban. La suposición general de que la unión del injerto está siempre a la misma altura puede violarse en algunos casos. Por lo tanto, al usar más puntos, el error debe reducirse. La tercera mejora es la mayor calidad de los mapas, que tienen en cuenta la rugosidad generada por accidentes lineales, depósitos de sedimentos o cambios topográficos puntuales por consolidación del suelo y procesos de conectividad. Reconocemos que los mapas ISUM son efímeros debido al arado y la consolidación de suelos después de la labranza o la lluvia, pero este problema, en general, afecta cualquier método de mapeo y no compromete



la precisión de ISUM más que cualquier otro método. Hay un aumento en el esfuerzo de tiempo de medición total de  $\approx 20\%$  en comparación con SUM (método anterior), pero la mayor parte del tiempo en cualquiera de los métodos (SUM e ISUM) se invierte en la tarea de encontrar y medir las uniones del injerto. Nuestra investigación confirma que los estudios de erosión en cultivos de leñosos deben continuar, expandirse y prestar atención a la edad de las plantas y también a la presencia o ausencia de caballones desarrollados por la labranza, ya que son responsables de la desconexión del sistema y, como consecuencia, reducen las tasas de erosión del suelo.

Proponemos que los futuros programas de investigación que utilicen ISUM cuantifiquen el impacto erosivo de la plantación de nuevos cultivos leñosos y desarrollen prácticas y políticas que promuevan la gestión sostenible de la tierra. También afirmamos la necesidad de una combinación de geotextiles, mantillos, cultivos intermedios y la reducción del uso de maquinaria pesada siempre dentro de soluciones basadas en la naturaleza para una agricultura sostenible. Al evaluar los datos ISUM y los avances de investigación aplicada, especialmente, en lo referente a la geografía de los suelos a escala del paisaje, argumentamos que se podría haber tomado mejores decisiones de gestión. En los casos presentados y descritos en esta tesis doctoral, está muy claro que las trayectorias de flujo que dieron los datos LiDAR, por ejemplo, no tenían ninguna relación con las trayectorias de flujo reales y la conectividad posterior en las laderas que estudiamos. La precisión de ISUM para solventar problemas de escala es definitiva y fue contrastada. ISUM además es rápido, de bajo costo y fácil de aplicar y brindó información sobre la conectividad de todos los sistemas evaluados, lo cual no era uno de los objetivos principales al iniciar esta tesis doctoral. Estos datos también se pueden usar para desarrollar estrategias para prevenir la erosión, pero también se pueden usar para mejorar la calidad de las posibles mediciones tomadas al incorporar la función de las hileras de plantas leñosas como estructuras en forma de miniterrazas. Además, los datos mostraron claramente los efectos de la labranza como estrategia de manejo para eliminar las malezas, pero también para mejorar la infiltración en la parte central de la hilera y para crear caballones debajo de las hileras, lo que contribuyó a la desconexión de la hilera.

Debido a su facilidad de uso y bajo costo, ISUM se ha aplicado para muchos objetivos diferentes, como evaluar diferencias entre materiales parentales, tipos de plantas, diferentes edades o posiciones de pendiente. Este método permite determinar con gran detalle las variaciones microtopográficas de las plantaciones, lo que puede ser de ayuda para diseñar sistemas correctos de manejo del suelo y dónde aplicarlos de forma precisa en hotspots puntuales. Se confirma que el factor clave para obtener la mejor resolución en la generación del modelo final depende del número de mediciones. Por lo tanto, en esta tesis se confirma en relación con publicaciones anteriores que las mediciones más correctas deben ser realizadas cada 10 cm por la misma persona.

Además, hay que tener en cuenta algunas limitaciones y posibles fuentes de error durante la campaña de campo, entre ellas considerar la distancia del injerto a la superficie, ya que en el momento de la siembra no todas las cepas se encontraban a la misma distancia y en la misma dirección. Es por eso por lo que existe la necesidad de un nuevo paradigma en la investigación de la erosión del suelo que busque una mejor comprensión de los mecanismos, factores y

procesos de erosión (en lugar de un solo proceso) y sus roles en la configuración de los paisajes del mundo. Esta información también debería ser utilizada en modelos de erosión del suelo.

La investigación desarrollada aquí se puede utilizar para informar a los agricultores y a los encargados de formular políticas que las pérdidas de suelo son altas incluso en terrenos relativamente planos cuando se aplican labranza y herbicidas, y que se debe considerar una opción de manejo alternativa. Sin embargo, es importante comparar ISUM con otras técnicas como SfM, o simplemente evaluar su aplicabilidad a otras plantas injertadas u opciones de manejo del suelo como la agricultura orgánica donde se cultivan cultivos intercalados, se aplican malas hierbas, ramas podadas astilladas, mantillo o estiércol. Nunca se había pensado en aplicar ISUM en plantaciones de caqui o cítricos, ni siquiera en especies subtropicales de zonas mediterráneas, únicamente en viñedos. Algunas de las debilidades del método deben verificarse y validarse, como la representatividad de las tasas de movilización del suelo, la confirmación de la posición de la unión del injerto y el número de mediciones. Pero en esta tesis doctoral, se confirma la aplicación de un método estandarizado presentado en diferentes áreas y países, y que puede mostrar resultados contrastantes, como ha sucedido con otros métodos ampliamente utilizados como RUSLE (Revised Soil Loss Equation) o simulaciones de Lluvia.

Finalmente, queremos remarcar otro punto importante que se estudiará más a fondo en el futuro. Es difícil discernir cuánto suelo se ha perdido por erosión debido a eventos extremos de lluvia, inundaciones o cuánto suelo ha sido desplazado por labranza o compactado. Aun así, es importante realizar investigaciones más profundas para distinguir cuánto se afectó el suelo por cada proceso natural o antropogénico específico, para implementar la medida de protección de control de suelo más eficiente. Existe una preferencia de los propietarios por mantener la superficie del suelo descubierta, tal vez para facilitar la cosecha y la labranza. Sin embargo, esta es una mentalidad que debe reorientarse para conservar al menos una cobertura vegetal mínima, a fin de conservar el suelo, especialmente en las regiones inclinadas de las calles. Esto podría minimizar la generación de escorrentía, aumentar la infiltración de agua, evitar la pérdida de suelo y retener sedimentos o partículas de suelo que eventualmente se desprendieron de su lugar original. Las altas tasas de erosión del suelo observadas en esta tesis doctoral requieren que los responsables políticos, los agricultores y las empresas involucradas en la producción de cultivos leñosos desarrollen estrategias de control de la erosión para lograr la sostenibilidad ambiental. Se debe considerar como una urgencia. Queda pendiente aplicar el ISUM para plantaciones con sistemas de manejo orgánico para confirmar que el uso de medidas de control de erosión del suelo es efectivo para lograr la neutralidad en la degradación del suelo. Investigaciones previas realizadas con otras metodologías demuestran que la agricultura orgánica da como resultado tasas de erosión más bajas (debido a la mejora de la calidad del suelo) en comparación con la agricultura química, principalmente debido a la activación de la biota y la reducción en la conectividad de los flujos.

## REFERENCIAS

- Abadía Sanchez, R., 2012. Optimización del diseño y gestión de redes colectivas de distribución de aguas para riego por goteo de cultivos leñosos. Aplicación al regadío de Mula (Murcia) [Optimization of the design and management of collective water distribution networks for drip irrigation of woody crops. Application to the irrigation of Mula (Murcia)]. Universidad Miguel Hernández, Orihuela.
- Abit, M.J.M., Shaner, D.L., Krutz, L.J., Rainbolt, C.M., O'Connell, N.V., Faber, B.A., Hanson, B.D., 2012. Assessing Simazine Degradation Patterns in California Citrus Orchards with Different Simazine Use Histories. *Air, Soil and Water Research* 5, ASWR.S9408. <https://doi.org/10.4137/ASWR.S9408>
- Abrahams, P.W., 2006. Soil, geography and human disease: a critical review of the importance of medical cartography. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 30, 490–512. <https://doi.org/10.1191/0309133306pp493ra>
- Abrantes, J.R.C.B., Prats, S.A., Keizer, J.J., de Lima, J.L.M.P., 2018. Effectiveness of the application of rice straw mulching strips in reducing runoff and soil loss: Laboratory soil flume experiments under simulated rainfall. *Soil and Tillage Research* 180, 238–249. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.03.015>
- Alagna, V., Bagarello, V., Di Prima, S., Guaitoli, F., Iovino, M., Keesstra, S., Cerdà, A., 2017. Estimating hydraulic conductivity of a crusted loamy soil from beerkan experiments in a Mediterranean vineyard. *SOIL Discussions* 1–28. <https://doi.org/10.5194/soil-2016-79>
- Alagna, V., Bagarello, V., Prima, S.D., Guaitoli, F., Iovino, M., Keesstra, S., Cerdà, A., 2019. Using Beerkan experiments to estimate hydraulic conductivity of a crusted loamy soil in a Mediterranean vineyard. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 67, 191–200. <https://doi.org/10.2478/johh-2018-0023>
- Alaoui, A., Rogger, M., Peth, S., Blöschl, G., 2018. Does soil compaction increase floods? A review. *Journal of Hydrology* 557, 631–642. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.12.052>
- Alarcón Luque, J., 2017. Costes y viabilidad económica de la modernización de regadíos en España [Costs and economic feasibility of the modernization of irrigation in Spain], in: Berbel, J., Gutiérrez-Martín, C. (Eds.), *Efectos de La Modernización de Regadíos En España*. Cajamar Caja Rural, Almería, pp. 97–118.
- Alba, S.D., Borselli, L., Torri, D., Pellegrini, S., Bazzoffi, P., 2006. Assessment of tillage erosion by mouldboard plough in Tuscany (Italy). *Soil and Tillage Research* 85, 123–142. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.12.002>
- Alder, S., Prasuhn, V., Liniger, H., Herweg, K., Hurni, H., Candinas, A., Gujer, H.U., 2015. A high-resolution map of direct and indirect connectivity of erosion risk areas to surface waters in Switzerland—A risk assessment tool for planning and policy-making. *Land Use Policy* 48, 236–249. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.06.001>
- Alfonso-Torreño, A., Gómez-Gutiérrez, Á., Schnabel, S., Lavado Contador, J.F., de San José Blasco, J.J., Sánchez Fernández, M., 2019. sUAS, SfM-MVS photogrammetry and a topographic algorithm method to quantify the volume of sediments retained in check-dams. *Science of the Total Environment* 678, 369–382. <https://doi.org/DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.04.332>
- Al-Shammary, A.A.G., Kouzani, A., Saeed, T.R., Rodrigo-Comino, J., 2019. A new digital electromechanical system for measurement of soil bulk density. *Computers and electronics in agriculture* 156, 227–242.
- Al-Shammary, A.A.G., Kouzani, A.Z., Kaynak, A., Khoo, S.Y., Norton, M., Gates, W., 2018. Soil Bulk Density Estimation Methods: A Review. *Pedosphere* 28, 581–596. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(18\)60034-7](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60034-7)

- Alshammary, A.A.G., Kouzani, A.Z., Kaynak, A., Khoo, S.Y., Norton, M., Gates, W.P., AL-Maliki, M., Rodrigo-Comino, J., 2020. The Performance of the DES Sensor for Estimating Soil Bulk Density Under the Effect of Different Agronomic Practices. *Geosciences* 10, 117. <https://doi.org/10.3390/geosciences10040117>
- Ampoorter, E., Goris, R., Cornelis, W.M., Verheyen, K., 2007. Impact of mechanized logging on compaction status of sandy forest soils. *Forest Ecology and Management* 241, 162–174.
- Anderson, D.W., 1988. The effect of parent material and soil development on nutrient cycling in temperate ecosystems. *Biogeochemistry* 5, 71–97. <https://doi.org/10.1007/BF02180318>
- Antipov, A.N., Semenov, Yu.M., 2006. The Russian school of landscape planning, in: Vogtmann, H., Dobretsov, N. (Eds.), *Environmental Security and Sustainable Land Use - with Special Reference to Central Asia*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 309–319.
- Arnáez, J., Lana-Renault, N., Lasanta, T., Ruiz-Flaño, P., Castroviejo, J., 2015. Effects of farming terraces on hydrological and geomorphological processes. A review. *Catena* 128, 122–134. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.01.021>
- Arnaez, J., Lasanta, T., Errea, M.P., Ortigosa, L., 2011. Land abandonment, landscape evolution, and soil erosion in a Spanish Mediterranean mountain region: the case of Camero Viejo. *Land Degradation & Development* 22, 537–550.
- Arnaez, J., Lasanta, T., Ruiz-Flaño, P., Ortigosa, L., 2007. Factors affecting runoff and erosion under simulated rainfall in Mediterranean vineyards. *Soil and Tillage Research* 93, 324–334.
- Aşkin, T., Özdemir, N., 2003. Soil bulk density as related to soil particle size distribution and organic matter content. *Agriculture Scientific and Professional Review* 9, 52–55.
- Assefa, E., Hans-Rudolf, B., 2016. Farmers' Perception of Land Degradation and Traditional Knowledge in Southern Ethiopia—Resilience and Stability. *Land Degradation & Development* 27, 1552–1561. <https://doi.org/10.1002/ldr.2364>
- Auerswald, K., 1993. Influence of initial moisture and time since tillage on surface structure breakdown and erosion of a loessial soil. *Catena Supplement* 24, 93–101.
- Auerswald, K., Fiener, P., Dikau, R., 2009. Rates of sheet and rill erosion in Germany - A meta-analysis. *Geomorphology* 111, 182–193. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.04.018>
- Avellanas, J.R., Velilla, F.V., Villas, D.B., Martorell, J.A., 1999. Efecto del incendio forestal sobre la autosucesión vegetal y erosión, en los montes de Castejón de Valdejasa (Zaragoza). *Geórgica: revista del espacio rural* 55–68.
- Bagagiolo, G., Biddoccu, M., Rabino, D., Cavallo, E., 2018. Effects of rows arrangement, soil management, and rainfall characteristics on water and soil losses in Italian sloping vineyards. *Environmental Research*. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.06.048>
- Bagarello, V., Di Prima, S., Giordano, G., Iovino, M., 2014. A test of the Beerkan Estimation of Soil Transfer parameters (BEST) procedure. *Geoderma* 221–222. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.017>
- Bagarello, V., Ferro, V., 2017. Scale Effects on Plot Runoff and Soil Erosion in a Mediterranean Environment. *Vadose Zone Journal* 16, vzi2017.03.0059. <https://doi.org/10.2136/vzi2017.03.0059>
- Bagarello, V., Ferro, V., Giordano, G., Mannocchi, F., Pampalone, V., Todisco, F., Vergni, L., 2011. Effect of plot size on measured soil loss for two Italian experimental sites. *Biosystems Engineering* 108, 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2010.10.006>

- Bagarello, V., Ferro, V., Giordano, G., Mannocchi, F., Todisco, F., Vergni, L., 2013. Predicting event soil loss from bare plots at two Italian sites. *CATENA* 109, 96–102. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.04.010>
- Bagarello, V., Ferro, V., Keesstra, S., Comino, J.R., Pulido, M., Cerdà, A., 2018. Testing sample scaling in soil erosion processes at plot scale. *Catena* 167, 171–180. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.035>
- Bagio, B., Bertol, I., Wolschick, N.H., Schneiders, D., Santos, M.A. do N. dos, 2017. Water Erosion in Different Slope Lengths on Bare Soil. *Rev. Bras. Ciênc. Solo* 41. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20160132>
- Baiamonte, G., Minacapilli, M., Novara, A., Gristina, L., 2019. Time Scale Effects and Interactions of Rainfall Erosivity and Cover Management Factors on Vineyard Soil Loss Erosion in the Semi-Arid Area of Southern Sicily. *Water* 11, 978. <https://doi.org/10.3390/w11050978>
- Bakr, N., Weindorf, D.C., Bahnassy, M.H., Marei, S.M., El-Badawi, M.M., 2010. Monitoring land cover changes in a newly reclaimed area of Egypt using multi-temporal Landsat data. *Applied Geography, Climate Change and Applied Geography – Place, Policy, and Practice* 30, 592–605. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2009.10.008>
- Barneveld, R.J., Bruggeman, A., Sterk, G., Turkelboom, F., 2009. Comparison of two methods for quantification of tillage erosion rates in olive orchards of north-west Syria. *Soil and Tillage Research* 103, 105–112.
- Barrena-González, J., Rodrigo-Comino, J., Gyasi-Agyei, Y., Pulido, M., Cerdá, A., 2020. Applying the RUSLE and ISUM in the Tierra de Barros Vineyards (Extremadura, Spain) to Estimate Soil Mobilisation Rates. *Land* 9, 93. <https://doi.org/10.3390/land9030093>
- Baskan, O., Erpul, G., Dengiz, O., 2009. Comparing the efficiency of ordinary kriging and cokriging to estimate the Atterberg limits spatially using some soil physical properties. *Clay Minerals* 44, 181–193. <https://doi.org/10.1180/claymin.2009.044.2.181>
- Battany, M.C., Grismer, M.E., 2000. Development of a portable field rainfall simulator for use in hillside vineyard runoff and erosion studies. *Hydrological Processes* 14, 1119–1129. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(20000430\)14:6<1119::AID-HYP8>3.0.CO;2-O](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(20000430)14:6<1119::AID-HYP8>3.0.CO;2-O)
- Bayat, F., Monfared, A.B., Jahansooz, M.R., Esparza, E.T., Keshavarzi, A., Morera, A.G., Fernández, M.P., Cerdà, A., 2019. Analyzing long-term soil erosion in a ridge-shaped persimmon plantation in eastern Spain by means of ISUM measurements. *CATENA* 183, 104176. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104176>
- Bayu, E.K., 2020. Determinant Variables for Women’s Participation in Soil and Water Conservation Practices in North Western Ethiopia: The Case of Shebel Berenta District (Woreda), East Gojjam Zone, Amhara National Regional State. *Air, Soil and Water Research* 13, 1178622120942199. <https://doi.org/10.1177/1178622120942199>
- Becerra, A.T., Botta, G.F., Bravo, X.L., Tourn, M., Melcon, F.B., Vazquez, J., Rivero, D., Linares, P., Nardon, G., 2010. Soil compaction distribution under tractor traffic in almond (*Prunus amygdalus* L.) orchard in Almería España. *Soil and Tillage Research* 107, 49–56. <https://doi.org/10.1016/j.still.2010.02.001>
- Behrens, T., Förster, H., Scholten, T., Steinrücken, U., Spies, E.-D., Goldschmitt, M., 2005. Digital soil mapping using artificial neural networks. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168, 21–33. <https://doi.org/10.1002/jpln.200421414>
- Benavidez, R., Jackson, B., Maxwell, D., Norton, K., 2018. A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((R)USLE): with a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates. *Hydrology and Earth System Sciences* 22, 6059–6086. <https://doi.org/10.5194/hess-22-6059-2018>

- Ben-Salem, N., Álvarez, S., López-Vicente, M., 2018. Soil and Water Conservation in Rainfed Vineyards with Common Sainfoin and Spontaneous Vegetation under Different Ground Conditions. *Water* 10, 1058. <https://doi.org/10.3390/w10081058>
- Bétard, F., Bourgeon, G., 2009. Cartographie morphopédologique : de l'évaluation des terres à la recherche en géomorphologie. *Géomorphologie : relief, processus, environnement* 15, 187–198. <https://doi.org/10.4000/geomorphologie.7626>
- Bezak, N., Mikoš, M., Borrelli, P., Alewell, C., Alvarez, P., Ayach Anache, J.A., Baartman, J., Ballabio, C., Biddoccu, M., Cerdà, A., Chalise, D., Chen, S., Chen, W., De Girolamo, A.M., Gessesse, G.D., Deumlich, D., Diodato, N., Efthimiou, N., Erpul, G., Fiener, P., Freppaz, M., Gentile, F., Gericke, A., Haregeweyn, N., Hu, B., Jeanneau, A., Kaffas, K., Kiani-Harchegani, M., Villuendas, I.L., Li, C., Lombardo, L., López-Vicente, M., Lucas-Borja, M.E., Märker, M., Miao, C., Modugno, S., Möller, M., Naipal, V., Nearing, M., Owusu, S., Panday, D., Patault, E., Patriche, C.V., Poggio, L., Portes, R., Quijano, L., Rahdari, M.R., Renima, M., Ricci, G.F., Rodrigo-Comino, J., Saia, S., Samani, A.N., Schillaci, C., Syrris, V., Kim, H.S., Spinola, D.N., Oliveira, P.T., Teng, H., Thapa, R., Vantas, K., Vieira, D., Yang, J.E., Yin, S., Zema, D.A., Zhao, G., Panagos, P., 2021. Soil erosion modelling: A bibliometric analysis. *Environmental Research* 111087. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111087>
- Bhatt, R., Khera, K.L., 2006. Effect of tillage and mode of straw mulch application on soil erosion in the submontaneous tract of Punjab, India. *Soil and Tillage Research* 88, 107–115. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.05.004>
- Biddoccu, M., Ferraris, S., Pitacco, A., Cavallo, E., 2017a. Temporal variability of soil management effects on soil hydrological properties, runoff and erosion at the field scale in a hillslope vineyard, North-West Italy. *Soil and Tillage Research* 165, 46–58. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.07.017>
- Biddoccu, M., Zecca, O., Audisio, C., Godone, F., Barmaz, A., Cavallo, E., 2018. Assessment of Long-Term Soil Erosion in a Mountain Vineyard, Aosta Valley (NW Italy). *Land Degradation & Development* 29, 617–629. <https://doi.org/10.1002/ldr.2657>
- Biddoccu, M., Zecca, O., Audisio, C., Godone, F., Barmaz, A., Cavallo, E., 2017b. Assessment of long-term soil erosion in a mountain vineyard, Aosta Valley (NW Italy). *Land Degrad. Develop.* <https://doi.org/10.1002/ldr.2657>
- Blavet, D., De Noni, G., Le Bissonnais, Y., Leonard, M., Maillo, L., Laurent, J.-Y., Asseline, J., Leprun, J.-C., Arshad, M.A., Roose, E., 2009. Effect of land use and management on the early stages of soil water erosion in French Mediterranean vineyards. *Soil and Tillage Research* 106, 124–136.
- Bocco, G., Mendoza, M., Velazquez, A., 2001. Remote sensing and GIS-based regional geomorphological mapping--a tool for land use planning in developing countries. *Geomorphology* 39, 211.
- Bochet, E., Poesen, J., Rubio, J.L., 2002. Influence of plant morphology on splash erosion in a Mediterranean matorral. *Zeitschrift fur Geomorphologie* 46, 223–243.
- Bogunovic, I., Bilandzija, D., Andabaka, Z., Stupic, D., Comino, J.R., Cacic, M., Brezinscak, L., Maletic, E., Pereira, P., 2017a. Soil compaction under different management practices in a Croatian vineyard. *Arab J Geosci* 10, 340. <https://doi.org/10.1007/s12517-017-3105-y>
- Bogunović, I., Kisić, I., Jurisić, A., 2014. Soil Compaction under Different Tillage System on Stagnic Luvisols. *Agriculturae Conspectus Scientificus* 79, 57–63.
- Bogunović, I., Kisić, I., Maletić, E., Jurišić, A., Roškar, L., Dekemati, I., 2016. Soil Compaction in different ages vineyards in Pannonian Croatia. Part II. Modeling spatial variability of soil compaction parameters in vineyard. *Journal of Central European Agriculture* 17, 545–562.



- Bogunovic, I., Telak, L.J., Pereira, P., 2020. Experimental Comparison of Runoff Generation and Initial Soil Erosion Between Vineyards and Croplands of Eastern Croatia: A Case Study. *Air, Soil and Water Research* 13, 1178622120928323. <https://doi.org/10.1177/1178622120928323>
- Bogunovic, I., Trevisani, S., Seput, M., Juzbasic, D., Durdevic, B., 2017b. Short-range and regional spatial variability of soil chemical properties in an agro-ecosystem in eastern Croatia. *Catena* 154, 50–62. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.02.018>
- Boiffin, J., 1984. Structural degradation of the soil surface by the action of rainfall. Inst. Natl. d'Agronomie Paris- Grignon, Paris, France.
- Borrelli, P., Alewell, C., Alvarez, P., Anache, J.A.A., Baartman, J., Ballabio, C., Bezak, N., Biddoccu, M., Cerdà, A., Chalise, D., Chen, S., Chen, W., De Girolamo, A.M., Gessesse, G.D., Deumlich, D., Diodato, N., Efthimiou, N., Erpul, G., Fiener, P., Freppaz, M., Gentile, F., Gericke, A., Haregeweyn, N., Hu, B., Jeanneau, A., Kaffas, K., Kiani-Harchegani, M., Villuendas, I.L., Li, C., Lombardo, L., López-Vicente, M., Lucas-Borja, M.E., Märker, M., Matthews, F., Miao, C., Mikoš, M., Modugno, S., Möller, M., Naipal, V., Nearing, M., Owusu, S., Panday, D., Patault, E., Patriche, C.V., Poggio, L., Portes, R., Quijano, L., Rahdari, M.R., Renima, M., Ricci, G.F., Rodrigo-Comino, J., Saia, S., Samani, A.N., Schillaci, C., Syrris, V., Kim, H.S., Spinola, D.N., Oliveira, P.T., Teng, H., Thapa, R., Vantas, K., Vieira, D., Yang, J.E., Yin, S., Zema, D.A., Zhao, G., Panagos, P., 2021. Soil erosion modelling: A global review and statistical analysis. *Science of The Total Environment* 146494. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146494>
- Botta, G.F., Tolon-Becerra, A., Tourn, M., Lastra-Bravo, X., Rivero, D., 2012. Agricultural traffic: Motion resistance and soil compaction in relation to tractor design and different soil conditions. *Soil and Tillage Research* 120, 92–98. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.11.008>
- Boulal, H., Gómez-Macpherson, H., Gómez, J.A., Mateos, L., 2011. Effect of soil management and traffic on soil erosion in irrigated annual crops. *Soil and Tillage Research* 115–116, 62–70. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.07.003>
- Bradford, J.M., Huang, C., 1994. Interrill soil erosion as affected by tillage and residue cover. *Soil and Tillage Research* 31, 353–361. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(94\)90041-8](https://doi.org/10.1016/0167-1987(94)90041-8)
- Braithwaite, L.W., Turner, J., Kelly, J., 1984. Studies on the Arboreal Marsupial Fauna of Eucalypt Forests Being Harvested for Wood Pulp at Eden, N.s.w. Iii. Relationships Between Faunal Densities, Eucalypt Occurrence and Foliage Nutrients, and Soil Parent Materials. *Wildl. Res.* 11, 41–48. <https://doi.org/10.1071/wr9840041>
- Bramley, R. g. v., Hamilton, R. p., 2004. Understanding variability in winegrape production systems. *Australian Journal of Grape and Wine Research* 10, 32–45. <https://doi.org/10.1111/j.1755-0238.2004.tb00006.x>
- Brenot, J., Quiquerez, A., Petit, C., Garcia, J.-P., 2008. Erosion rates and sediment budgets in vineyards at 1-m resolution based on stock unearthing (Burgundy, France). *Geomorphology* 100, 345–355. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.01.005>
- Brenot, J., Quiquerez, A., Petit, C., Garcia, J.-P., Davy, P., 2006. Soil erosion rates in {Burgundian} vineyards. *Bolletino società geologica Italiana*.
- Brevik, E.C., Fenton, T.E., Homburg, J.A., 2016. Historical highlights in American soil science — Prehistory to the 1970s. *CATENA* 146, 111–127. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.10.003>
- Bridges, E.M., 1981. Soil geography: a subject transformed. *Progress in Physical Geography* 5, 398–407. <https://doi.org/10.1177/030913338100500303>

- Bridges, E.M., Oldeman, L.R., 1999. Global Assessment of Human-Induced Soil Degradation. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 13, 319–325. <https://doi.org/10.1080/089030699263212>
- Brimhall, G.H., Christopher J., L., Ford, C., Bratt, J., Taylor, G., Warin, O., 1991. Quantitative geochemical approach to pedogenesis: importance of parent material reduction, volumetric expansion, and eolian influx in lateritization. *Geoderma, Weathering of soils* 51, 51–91. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(91\)90066-3](https://doi.org/10.1016/0016-7061(91)90066-3)
- Bryan, R.B., 2000. Soil erodibility and processes of water erosion on hillslope. *Geomorphology* 32, 385–415. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(99\)00105-1](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(99)00105-1)
- Bryan, R.B., 1969. The relative erodibility of soils developed in the Peak District of Derbyshire. *Geografiska Annaler. Series A. Physical Geography* 145–159.
- Bui, L.V., Stahr, K., Clemens, G., 2017. A fuzzy logic slope-form system for predictive soil mapping of a landscape-scale area with strong relief conditions. *CATENA* 155, 135–146. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.03.001>
- Busacca, A.J., Cook, C.A., Mulla, D.J., 1993. Comparing landscape-scale estimation of soil erosion in the Palouse using Cs-137 and RUSLE. *Journal of Soil and Water Conservation* 48, 361–367.
- Butzer, K.W., 2005. Environmental history in the Mediterranean world: cross-disciplinary investigation of cause-and-effect for degradation and soil erosion. *Journal of Archaeological Science* 32, 1773–1800. <https://doi.org/10.1016/j.jas.2005.06.001>
- Callow, J.N., Van Niel, K.P., Boggs, G.S., 2007. How does modifying a DEM to reflect known hydrology affect subsequent terrain analysis? *Journal of Hydrology* 332, 30.
- Calsamiglia, A., Fortesa, J., García-Comendador, J., Lucas-Borja, M.E., Calvo-Cases, A., Estrany, J., 2018. Spatial patterns of sediment connectivity in terraced lands: Anthropogenic controls of catchment sensitivity. *Land Degradation and Development* 29, 1198–1210. <https://doi.org/10.1002/ldr.2840>
- Camacho Olmedo, M.T., Pontius, R.G., Paegelow, M., Mas, J.-F., 2015. Comparison of simulation models in terms of quantity and allocation of land change. *Environmental Modelling & Software* 69, 214–221. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.03.003>
- Cambi, M., Certini, G., Neri, F., Marchi, E., 2015. The impact of heavy traffic on forest soils: A review. *Forest Ecology and Management* 338, 124–138. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.022>
- Camera, C., Djuma, H., Bruggeman, A., Zoumides, C., Eliades, M., Charalambous, K., Abate, D., Faka, M., 2018. Quantifying the effectiveness of mountain terraces on soil erosion protection with sediment traps and dry-stone wall laser scans. *CATENA* 171, 251–264. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.07.017>
- Cao, C., Jiang, D., Teng, X., Jiang, Y., Liang, W., Cui, Z., 2008. Soil chemical and microbiological properties along a chronosequence of *Caragana microphylla* Lam. plantations in the Horqin sandy land of Northeast China. *Applied Soil Ecology* 40, 78–85. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.03.008>
- Capolongo, D., Pennetta, L., Piccarreta, M., Fallacara, G., Boenzi, F., 2008. Spatial and temporal variations in soil erosion and deposition due to land-levelling in a semi-arid area of Basilicata (Southern Italy). *Earth Surface Processes and Landforms* 33, 364–379. <https://doi.org/10.1002/esp.1560>
- Casalí, J., Giménez, R., De Santisteban, L., Álvarez-Mozos, J., Mena, J., Del Valle de Lersundi, J., 2009. Determination of long-term erosion rates in vineyards of Navarre (Spain) using botanical benchmarks. *CATENA* 78, 12–19. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.02.015>

- Castillo, C., James, M.R., Redel-Macías, M.D., Pérez, R., Gómez, J.A., 2015. SF3M software: 3-D photo-reconstruction for non-expert users and its application to a gully network. *SOIL* 1, 583–594. <https://doi.org/10.5194/soil-1-583-2015>
- Castillo, C., Marín-Moreno, V.J., Pérez, R., Muñoz-Salinas, R., Taguas, E.V., 2018. Accurate automated assessment of gully cross-section geometry using the photogrammetric interface FreeXSapp. *Earth Surface Processes and Landforms* 43, 1726–1736. <https://doi.org/10.1002/esp.4341>
- Castillo, C., Taguas, E.V., Zarco-Tejada, P., James, M.R., Gómez, J.A., 2014. The normalized topographic method: an automated procedure for gully mapping using GIS. *Earth Surface Processes and Landforms* 39, 2002–2015. <https://doi.org/10.1002/esp.3595>
- Cavalli, M., Trevisani, S., Comiti, F., Marchi, L., 2013. Geomorphometric assessment of spatial sediment connectivity in small Alpine catchments. *Geomorphology* 188, 31–41. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.05.007>
- Cecchini, M., Zambon, I., Pontrandolfi, A., Turco, R., Colantoni, A., Mavrakis, A., Salvati, L., 2019. Urban sprawl and the 'olive' landscape: sustainable land management for 'crisis' cities. *GeoJournal* 84, 237–255. <https://doi.org/10.1007/s10708-018-9848-5>
- Celik, I., Günal, H., Acar, M., Gök, M., Bereket Barut, Z., Pamiralan, H., 2017. Long-term tillage and residue management effect on soil compaction and nitrate leaching in a Typic Haploxerert soil. *International Journal of Plant Production* 11, 131–149. <https://doi.org/10.22069/ijpp.2017.3314>
- Cerdà, A., 2002. The effect of season and parent material on water erosion on highly eroded soils in eastern Spain. *Journal of Arid Environments* 52, 319–337. <https://doi.org/10.1006/jare.2002.1009>
- Cerdà, A., 1999. Simuladores de lluvia y su aplicación a la Geomorfología: Estado de la cuestión. *Cuadernos de investigación geográfica* 45–84.
- Cerdà, Artemi, Daliakopoulos, I.N., Terol, E., Novara, A., Fatahi, Y., Moradi, E., Salvati, L., Pulido, M., 2021. Long-term monitoring of soil bulk density and erosion rates in two *Prunus Persica* (L) plantations under flood irrigation and glyphosate herbicide treatment in La Ribera district, Spain. *Journal of Environmental Management* 282, 111965. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111965>
- Cerdà, A., González-Pelayo, Ó., Giménez-Morera, A., Jordán, A., Pereira, P., Novara, A., Brevik, E.C., Prosdocimi, M., Mahmoodabadi, M., Keesstra, S., 2016. Use of barley straw residues to avoid high erosion and runoff rates on persimmon plantations in Eastern Spain under low frequency–high magnitude simulated rainfall events. *Soil Research* 54, 154–165.
- Cerdà, A., Jurgensen, M.F., Bodi, M.B., 2009. Effects of ants on water and soil losses from organically-managed citrus orchards in eastern Spain. *Biologia* 64, 527–531. <https://doi.org/10.2478/s11756-009-0114-7>
- Cerdà, A., Keesstra, S.D., Rodrigo-Comino, J., Novara, A., Pereira, P., Brevik, E., Giménez-Morera, A., Fernández-Raga, M., Pulido, M., di Prima, S., Jordán, A., 2017. Runoff initiation, soil detachment and connectivity are enhanced as a consequence of vineyards plantations. *J. Environ. Manage.* 202, 268–275. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.036>
- Cerdà, A., Novara, A., Dlapa, P., López-Vicente, M., Úbeda, X., Popovic, Z., Mekonnen, M., Terol, E., Janizadeh, S., Mbarkhi, S., Saldanha-Vogelmann, E., Hazrati, S., Sannigrahi, S., Parhizkar, M., Giménez-Morera, A., 2021. Rainfall and water yield in Macizo del Caroig, Eastern Iberian Peninsula. Event runoff at plot scale during a rare flash flood at the Barranco de Benacancil. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 0. <https://doi.org/10.18172/cig.4833>

- Cerdà, A., Rodrigo-Comino, J., 2021. Regional Farmers' Perception and Societal Issues in Vineyards Affected by High Erosion Rates. *Land* 10, 205. <https://doi.org/10.3390/land10020205>
- Cerdà, Artemi, Rodrigo-Comino, J., Giménez-Morera, A., Keesstra, S.D., 2017. An economic, perception and biophysical approach to the use of oat straw as mulch in Mediterranean rainfed agriculture land. *Ecological Engineering* 108, 162–171. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.028>
- Cerdà, A., Rodrigo-Comino, J., Giménez-Morera, A., Novara, A., Pulido, M., Kapović-Solomun, M., Keesstra, S.D., 2018. Policies can help to apply successful strategies to control soil and water losses. The case of chipped pruned branches (CPB) in Mediterranean citrus plantations. *Land Use Policy* 75, 734–745. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.052>
- Cerdà, Artemi, Rodrigo-Comino, J., Novara, A., Brevik, E.C., Vaezi, A.R., Pulido, M., Giménez-Morera, A., Keesstra, S.D., 2018. Long-term impact of rainfed agricultural land abandonment on soil erosion in the Western Mediterranean basin. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 42, 202–219. <https://doi.org/10.1177/0309133318758521>
- Cerdan, O., Govers, G., Le Bissonnais, Y., Van Oost, K., Poesen, J., Saby, N., Gobin, A., Vacca, A., Quinton, J., Auerswald, K., Klik, A., Kwaad, F.J.P.M., Raclot, D., Ionita, I., Rejman, J., Rousseva, S., Muxart, T., Roxo, M.J., Dostal, T., 2010. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. *Geomorphology* 122, 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.06.011>
- Chau, N.L., Chu, L.M., 2018. Revegetation of subtropical soil slopes: Groundcover performance and the implications of urban development and slope features on plant community. *Applied Vegetation Science* 21, 658–668. <https://doi.org/10.1111/avsc.12391>
- Chen, J., Xiao, H., Li, Z., Liu, C., Wang, D., Wang, L., Tang, C., 2019. Threshold effects of vegetation coverage on soil erosion control in small watersheds of the red soil hilly region in China. *Ecological Engineering* 132, 109–114. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.04.010>
- Chesworth, W., 1973. The parent rock effect in the genesis of soil. *Geoderma* 10, 215–225. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(73\)90064-5](https://doi.org/10.1016/0016-7061(73)90064-5)
- Claval, P., 2001. *Épistémologie de la géographie*. Nathan (Coll. « fac »), Paris, France.
- Cohen-Shacham, E., Janzen, C., Maginnis, S., Walters, G., 2016. Nature-based solutions to address global societal challenges.
- Comber, A., Collins, A.L., Haro-Monteagudo, D., Hess, T., Zhang, Y., Smith, A., Turner, A., 2019. A Generic Approach for Live Prediction of the Risk of Agricultural Field Runoff and Delivery to Watercourses: Linking Parsimonious Soil-Water-Connectivity Models With Live Weather Data APIs in Decision Tools. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 3. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2019.00042>
- Conacher, A.J., Dalrymple, J.B., 1977. The nine unit landsurface model and pedogeomorphic research. *Geoderma* 18, 1–154. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(77\)90087-8](https://doi.org/10.1016/0016-7061(77)90087-8)
- Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J., Wichmann, V., Böhner, J., 2015. System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. *Geoscientific Model Development* 8, 1991–2007. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-1991-2015>
- Cossart, É., Fressard, M., 2017. Assessment of structural sediment connectivity within catchments: insights from graph theory. *Earth Surface Dynamics* 5, 253–268. <https://doi.org/10.5194/esurf-5-253-2017>

- Cossart, É., Lissak, C., Viel, V., 2017. Geomorphic analysis of catchments through connectivity framework: old wine in new bottle or efficient new paradigm? *Géomorphologie : relief, processus, environnement* 23, 281–287.
- Crema, S., Cavalli, M., 2018. SedInConnect: a stand-alone, free and open source tool for the assessment of sediment connectivity. *Computers and Geosciences* 111, 39–45. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2017.10.009>
- Crema, S., Schenato, L., Goldin, B., Marchi, L., Cavalli, M., 2015. Toward the development of a stand-alone application for the assessment of sediment connectivity. *ROL* 34/2015. <https://doi.org/10.3301/ROL.2015.37>
- Davidson, S.E., Page, J.B., 1956. Factors Influencing Swelling and Shrinking in Soils. *Soil Science Society of America Journal* 20, 320–324. <https://doi.org/10.2136/sssaj1956.03615995002000030007x>
- De Alba, S., 2003. Simulating long-term soil redistribution generated by different patterns of mouldboard ploughing in landscapes of complex topography. *Soil & Tillage Research* 71, 71–86.
- De Alba, S., Lindstrom, M., Schumacher, T.E., Malo, D.D., 2004. Soil landscape evolution due to soil redistribution by tillage: a new conceptual model of soil catena evolution in agricultural landscapes. *Catena* 58, 77–100.
- de Sy, V., Schoorl, J.M., Keesstra, S.D., Jones, K.E., Claessens, L., 2013. Landslide model performance in a high resolution small-scale landscape. *Geomorphology* 190, 73–81. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.02.012>
- Defersha, M.B., Quraishi, S., Melesse, A., 2011. The effect of slope steepness and antecedent moisture content on interrill erosion, runoff and sediment size distribution in the highlands of ethiopia. *Hydrology and Earth System Sciences* 15, 2367–2375. <https://doi.org/10.5194/hess-15-2367-2011>
- Dent, D., Young, A., 1981. *Soil Survey and Land Evaluation*. George Allen & Unwin, London, UK.
- Di Prima, S., Rodrigo-Comino, J., Novara, A., Iovino, M., Pirastru, M., Keesstra, S.D., Cerdà, A., 2018. Soil Physical Quality of Citrus Orchards Under Tillage, Herbicide, and Organic Managements. *Pedosphere* 28, 463–477. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(18\)60025-6](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60025-6)
- Donkersley, P., Silva, F.W.S., Carvalho, C.M., Al-Sadi, A.M., Elliot, S.L., 2018. Biological, environmental and socioeconomic threats to citrus lime production. *J Plant Dis Prot* 125, 339–356. <https://doi.org/10.1007/s41348-018-0160-x>
- Driese, S.G., Jacobs, J.R., Nordt, L.C., 2003. Comparison of modern and ancient Vertisols developed on limestone in terms of their geochemistry and parent material. *Sedimentary Geology* 157, 49–69. [https://doi.org/10.1016/S0037-0738\(02\)00194-X](https://doi.org/10.1016/S0037-0738(02)00194-X)
- Duarte Alonso, A., Northcote, J., 2009. Wine, history, landscape: origin branding in Western Australia. *British Food Journal* 111, 1248–1259. <https://doi.org/10.1108/00070700911001068>
- Duchaufour, P., 1997. *Abrege de pedologie. Sol, végétation, environnement*, 5th ed. Elsevier Masson, Paris, France.
- Dzakpasu, M., Scholz, M., Harrington, R., McCarthy, V., Jordan, S., 2014. Groundwater Quality Impacts from a Full-Scale Integrated Constructed Wetland. *Groundwater Monit R* 34, 51–64. <https://doi.org/10.1111/gwmr.12059>
- Edeso, J.M., Merino, A., González, M.J., Marauri, P., 1998. Manejo de explotaciones forestales y pérdida de suelo en zonas de elevada pendiente del {País} {Vasco}. *Cuaternario y Geomorfología* 12, 105–116.

- Eldridge, D.J., Greene, R.S.B., 1994. Assessment of sediment yield by splash erosion on a semi-arid soil with varying cryptogam cover. *Journal of Arid Environments* 26, 221–232.
- Elías Castillo, F., Ruiz Beltrán, L., 1979. *Precipitaciones máximas en España*. Ministerio de Agricultura, Madrid.
- Eltner, A., Kaiser, A., Castillo, C., Rock, G., Neugirg, F., Abellán, A., 2016. Image-based surface reconstruction in geomorphometry &ndash; merits, limits and developments. *Earth Surface Dynamics* 4, 359–389. <https://doi.org/10.5194/esurf-4-359-2016>
- Esposito, G., Salvini, R., Matano, F., Sacchi, M., Danzi, M., Somma, R., Troise, C., 2017. Multitemporal monitoring of a coastal landslide through SfM-derived point cloud comparison. *The Photogrammetric Record* 32, 459–479. <https://doi.org/10.1111/phor.12218>
- Estrany, J., Ruiz, M., Calsamiglia, A., Carriquí, M., García-Comendador, J., Nadal, M., Fortesa, J., López-Tarazón, J.A., Medrano, H., Gago, J., 2019. Sediment connectivity linked to vegetation using UAVs: High-resolution imagery for ecosystem management. *Science of the Total Environment* 671, 1192–1205. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.399>
- Eyhorn, F., Muller, A., Reganold, J.P., Frison, E., Herren, H.R., Lutikholt, L., Mueller, A., Sanders, J., Scialabba, N.E.-H., Seufert, V., Smith, P., 2019. Sustainability in global agriculture driven by organic farming. *Nat Sustain* 2, 253–255. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0266-6>
- Fang, H., Horstemeyer, M.F., 2006. Global response approximation with radial basis functions. *Engineering Optimization* 38, 407–424. <https://doi.org/10.1080/03052150500422294>
- Fang, N.F., Wang, L., Shi, Z.H., 2017. Runoff and soil erosion of field plots in a subtropical mountainous region of China. *Journal of Hydrology* 552, 387–395. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.06.048>
- Feizi, Z., Ayoubi, S., Mosaddeghi, M.R., Besalatpour, A.A., Zeraatpisheh, M., Rodrigo-Comino, J., 2019. A wind tunnel experiment to investigate the effect of polyvinyl acetate, biochar, and bentonite on wind erosion control. *Archives of Agronomy and Soil Science* 65, 1049–1062. <https://doi.org/10.1080/03650340.2018.1548765>
- Fernández-Raga, M., Palencia, C., Keesstra, S., Jordán, A., Fraile, R., Angulo-Martínez, M., Cerdà, A., 2017. Splash erosion: A review with unanswered questions. *Earth-Science Reviews* 171, 463–477. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.06.009>
- Ferre Bueno, E.F., Senciales González, J.M.S., 1991. Estimaciones de la erosión por escorrentía superficial en la zona suroriental de la provincia de Málaga. *Baética: Estudios de arte, geografía e historia* 19–34.
- Ferreira, C.S.S., Keizer, J.J., Santos, L.M.B., Serpa, D., Silva, V., Cerqueira, M., Ferreira, A.J.D., Abrantes, N., 2018. Runoff, sediment and nutrient exports from a Mediterranean vineyard under integrated production: An experiment at plot scale. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 256. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.01.015>
- Ferreira, V., Panagopoulos, T., Cakula, A., Andrade, R., Arvela, A., 2015. Predicting soil erosion after land use changes for irrigating agriculture in a large reservoir of southern Portugal. *Agriculture and Agricultural Science Procedia* 4, 40–49. <https://doi.org/10.1016/j.aaspro.2015.03.006>
- Ferreras, C., Fidalgo, C., 1991. *Biogeografía y Edafogeografía*. Editorial Síntesis, S. A., Madrid, Spain.



- Ferrero, A., Usowicz, B., Lipiec, J., 2005. Effects of tractor traffic on spatial variability of soil strength and water content in grass covered and cultivated sloping vineyard. *Soil and Tillage Research* 84, 127–138. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.10.003>
- Fey, M.V., Mills, A.J., 2003. Declining soil quality in South Africa: effects of land use on soil organic matter and surface crusting. *South African Journal of Science* 99, 429–436.
- Fitzpatrick, E.A., 1980. *Soils: Their Formation, Classification and Distribution*. Longman, London, UK.
- Flaño, P.R., Vadillo, J.A., Martínez, T.L., Izquierdo, L.M.O., 2008. Procesos de erosión y pérdidas de suelo tras lluvias intensas en viñedos de La Rioja (España). *Zubía* 61–73.
- Florinsky, I.V., Kuryakova, G.A., 2000. Determination of grid size for digital terrain modelling in landscape investigations - exemplified by soil moisture distribution at a micro-scale. *International Journal of Geographical Information Science* 14, 815–832.
- Follain, S., Ciampalini, R., Crabit, A., Coulouma, G., Garnier, F., 2012. Effects of redistribution processes on rock fragment variability within a vineyard topsoil in Mediterranean France. *Geomorphology* 175–176, 45–53. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.06.017>
- Fornberg, B., Larsson, E., Flyer, N., 2011. Stable Computations with Gaussian Radial Basis Functions. *SIAM Journal on Scientific Computing* 33, 869–892. <https://doi.org/10.1137/09076756X>
- Fox, D.M., Bryan, R.B., Price, A.G., 1997. The influence of slope angle on final infiltration rate for interrill conditions. *Geoderma* 80, 181–194. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00075-X](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00075-X)
- Fraga, H., Pinto, J.G., Santos, J.A., 2019. Climate change projections for chilling and heat forcing conditions in European vineyards and olive orchards: a multi-model assessment. *Climatic Change* 152, 179–193. <https://doi.org/10.1007/s10584-018-2337-5>
- Fritsch, C., Cœurduassier, M., Giraudoux, P., Raoul, F., Douay, F., Rieffel, D., Vaufleury, A. de, Scheifler, R., 2011. Spatially Explicit Analysis of Metal Transfer to Biota: Influence of Soil Contamination and Landscape. *PLOS ONE* 6, e20682. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0020682>
- Fryirs, K.A., Brierley, G.J., Preston, N.J., Spencer, J., 2007. Catchment-scale (dis)connectivity in sediment flux in the upper Hunter catchment, New South Wales, Australia. *Geomorphology* 84, 297.
- Fu, B., Newham, L.T.H., Ramos-Scharrón, C.E., 2010. A review of surface erosion and sediment delivery models for unsealed roads. *Environmental Modelling & Software* 25, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.07.013>
- Furbish, D.J., Childs, E.M., Haff, P.K., Schmeeckle, M.W., 2009. Rain splash of soil grains as a stochastic advection-dispersion process, with implications for desert plant-soil interactions and land-surface evolution. *J. Geophys. Res.* 114, F00A03. <https://doi.org/10.1029/2009JF001265>
- Galati, A., Crescimanno, M., Gristina, L., Keesstra, S., Novara, A., 2016. Actual provision as an alternative criterion to improve the efficiency of payments for ecosystem services for C sequestration in semiarid vineyards. *Agricultural Systems* 144, 58–64. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2016.02.004>
- Galati, A., Gristina, L., Crescimanno, M., Barone, E., Novara, A., 2015. Towards more efficient incentives for agri-environment measures in degraded and eroded vineyards. *Land Degradation & Development* 26, 557–564. <https://doi.org/10.1002/ldr.2389>
- García Orenes, F., Guerrero, C., Mataix Solera, J., Navarro-Pedreño, J., Gómez, I., Mataix-Beneyto, J., 2005. Factors controlling the aggregate stability and bulk density in two different degraded soils amended with biosolids. *Soil & Tillage Research* 82, 65–76.

- García Ruiz, J.M., Lasanta, T., Alberto, F., 1997. Soil erosion by piping in irrigated fields. *Geomorphology* 20, 269–278.
- García-Carbonell, S., Yagüe, B., Bleiholder, H., Hack, H., Meier, U., Agustí, M., 2002. Phenological growth stages of the persimmon tree (*Diospyros kaki*). *Annals of Applied Biology* 141, 73–76. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.2002.tb00197.x>
- García-Díaz, A., Allas, R.B., Gristina, L., Cerdà, A., Pereira, P., Novara, A., 2016. Carbon input threshold for soil carbon budget optimization in eroding vineyards. *Geoderma* 271, 144–149. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.02.020>
- García-Díaz, A., Marqués, M.J., Sastre, B., Bienes, R., 2018. Labile and stable soil organic carbon and physical improvements using groundcovers in vineyards from central {Spain}. *Science of The Total Environment* 621, 387–397. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.240>
- García-Estringana, P., Alonso-Blázquez, N., Marques, M.J., Bienes, R., González-Andrés, F., Alegre, J., 2013. Use of Mediterranean legume shrubs to control soil erosion and runoff in central Spain. A large-plot assessment under natural rainfall conducted during the stages of shrub establishment and subsequent colonisation. *CATENA, Scales in Soil Erosion* 102, 3–12. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2011.09.003>
- García-Garizábal, I., Causapé, J., Merchán, D., 2017. Evaluation of alternatives for flood irrigation and water usage in Spain under Mediterranean climate. *CATENA* 155, 127–134. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.02.019>
- García-González, I., Hontoria, C., Gabriel, J.L., Alonso-Ayuso, M., Quemada, M., 2018. Cover crops to mitigate soil degradation and enhance soil functionality in irrigated land. *Geoderma* 322, 81–88. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.024>
- García-Ruiz, J.M., Nadal-Romero, E., Lana-Renault, N., Beguería, S., 2013. Erosion in Mediterranean landscapes: Changes and future challenges. *Geomorphology* 198, 20–36. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.05.023>
- Gaucher, G., 1981. *Traite de pédologie agricole. Tome II. Les facteurs de la pedogenèse.* Lelotte, Dison.
- Gaucher, G., 1968. *Traité de pédologie agricole. Le sol et ses caractéristiques agronomiques.* Dunod, Paris.
- Genet, M., Kokutse, N., Stokes, A., Fourcaud, T., Cai, X., Ji, J., Mickovski, S., 2008. Root reinforcement in plantations of *Cryptomeria japonica* D. Don: effect of tree age and stand structure on slope stability. *Forest Ecology and Management* 256, 1517–1526. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.050>
- Gerlach, T., 1967. Hillslope troughs for measuring sediment movement. *Revue de Geomorphologie Dynamique* 17, 173.
- Gessler, P.E., Chadwick, O.A., Chamran, F., Althouse, L., Holmes, K., 2000. Modeling soil–landscape and ecosystem properties using terrain attributes. *Soil Science Society of America Journal* 64, 2046–2056. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6462046x>
- Ghidey, F., Alberts, E., 1997. Plant root effects on soil erodibility, splash detachment, soil strength, and aggregate stability. *Transactions of the ASAE* 40, 129–135. <https://doi.org/10.13031/2013.21257>
- Gómez, J.A., Infante-Amate, J., de Molina, M.G., Vanwalleghem, T., Taguas, E.V., Lorite, I., 2014. Olive cultivation, its impact on soil erosion and its progression into yield impacts in Southern Spain in the past as a key to a future of increasing climate uncertainty. *Agriculture* 4, 170–198. <https://doi.org/10.3390/agriculture4020170>
- Gómez, J.A., Sobrinho, T.A., Giráldez, J.V., Fereres, E., 2009. Soil management effects on runoff, erosion and soil properties in a olive grove of Southern Spain. *Soil & Tillage Research* 102, 5–13.

- Gong, Z., Zhang, X., Chen, J., Zhang, G., 2003. Origin and development of soil science in ancient China. *Geoderma, Anthropogenic soils and their use in China: Anthropogenic soils and soil quality change under intensive management in China* 115, 3–13. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00071-5](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00071-5)
- Goodwell, A., Kumar, P., Fellows, A., Flerchinger, G., 2018. Dynamic process connectivity explains ecohydrologic responses to rainfall pulses and drought. *PNAS* 1–10. <https://doi.org/10.1073/pnas.1800236115>
- Goovaerts, P., 1999. Geostatistics in soil science: state-of-the-art and perspectives. *Geoderma* 89, 1–45. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(98\)00078-0](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(98)00078-0)
- Govaerts, A., Vervoort, A., 2010. Geostatistical Interpolation of Soil Properties in Boom Clay in Flanders, in: Atkinson, P.M., Lloyd, C.D. (Eds.), *GeoENV VII – Geostatistics for Environmental Applications, Quantitative Geology and Geostatistics*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 219–230. [https://doi.org/10.1007/978-90-481-2322-3\\_20](https://doi.org/10.1007/978-90-481-2322-3_20)
- Govers, G., Takken, I., Helming, K., 2000. Soil roughness and overland flow. *Agronomie* 20, 131–146. <https://doi.org/10.1051/agro:2000114>
- Govers, G., Vandaele, K., Desmet, P., Poesen, J., Bunte, K., 1994. The role of tillage in soil redistribution on hillslopes. *European Journal of Soil Science* 45, 469–478. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1994.tb00532.x>
- Grauso, S., Pasanisi, F., Tebano, C., 2018. Assessment of a Simplified Connectivity Index and Specific Sediment Potential in River Basins by Means of Geomorphometric Tools. *Geosciences* 8, 48. <https://doi.org/10.3390/geosciences8020048>
- Gribov, A., Krivoruchko, K., 2012. New Flexible Non-parametric Data Transformation for Trans-Gaussian Kriging, in: Abrahamsen, P., Hauge, R., Kolbjørnsen, O. (Eds.), *Geostatistics Oslo 2012, Quantitative Geology and Geostatistics*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 51–65. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-4153-9\\_5](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4153-9_5)
- Guerra, C.A., Maes, J., Geijzendorffer, I., Metzger, M.J., 2016. An assessment of soil erosion prevention by vegetation in Mediterranean Europe: Current trends of ecosystem service provision. *Ecological Indicators* 60, 213–222. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.043>
- Gumiere, S.J., Le Bissonnais, Y., Raclot, D., Cheviron, B., 2011. Vegetated filter effects on sedimentological connectivity of agricultural catchments in erosion modelling: a review. *Earth Surface Processes and Landforms* 36, 3–19. <https://doi.org/10.1002/esp.2042>
- Hacisalihoglu, S., 2007. Determination of soil erosion in a steep hill slope with different land-use types: a case study in Mertesdorf (Ruwertal/Germany). *J Environ Biol* 28, 433–438.
- Haddaway, N.R., Styles, D., Pullin, A.S., 2014. Evidence on the environmental impacts of farm land abandonment in high altitude/mountain regions: a systematic map. *Environmental Evidence* 3, 17. <https://doi.org/10.1186/2047-2382-3-17>
- Hamza, M.A., Anderson, W.K., 2005. Soil compaction in cropping systems. A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil & Tillage Research* 82, 121–145. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.08.009>
- Hänsel, P., Schindewolf, M., Eltner, A., Kaiser, A., Schmidt, J., 2016. Feasibility of high-resolution soil erosion measurements by means of rainfall simulations and SfM photogrammetry. *Hydrology* 3, 38. <https://doi.org/10.3390/hydrology3040038>
- Harrower, M.J., 2010. Geographic Information Systems (GIS) hydrological modeling in archaeology: an example from the origins of irrigation in Southwest Arabia (Yemen). *Journal of Archaeological Science* 37, 1447–1452. <https://doi.org/10.1016/j.jas.2010.01.004>

- He, J.-J., Cai, Q.-G., Liu, S.-B., 2012. [Effects of slope gradient on slope runoff and sediment yield under different single rainfall conditions]. *Ying Yong Sheng Tai Xue Bao* 23, 1263–1268.
- Hefner, M., Labouriau, R., Nørremark, M., Kristensen, H.L., 2019. Controlled traffic farming increased crop yield, root growth, and nitrogen supply at two organic vegetable farms. *Soil and Tillage Research* 191, 117–130. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.03.011>
- Herwitz, S.R., 1987. Raindrop impact and water flow on the vegetative surfaces of trees and the effects on stemflow and throughfall generation. *Earth Surface Processes and Landforms* 12, 425–432. <https://doi.org/10.1002/esp.3290120408>
- Hillel, D., Braimoh, A.K., Vlek, P.L.G., 2008. Soil Degradation Under Irrigation, in: Braimoh, A.K., Vlek, P.L.G. (Eds.), *Land Use and Soil Resources*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 101–119. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6778-5\\_6](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6778-5_6)
- Hope, A.L.B., Jones, C.R., 2014. The impact of religious faith on attitudes to environmental issues and Carbon Capture and Storage (CCS) technologies: A mixed methods study. *Technology in Society* 38, 48–59. <https://doi.org/10.1016/j.techsoc.2014.02.003>
- Hovius, N., Stark, C.P., Allen, P.A., 1997. Sediment flux from a mountain belt derived by landslide mapping. *Geology* 25, 231–234. [https://doi.org/10.1130/0091-7613\(1997\)025<0231:SFFAMB>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1130/0091-7613(1997)025<0231:SFFAMB>2.3.CO;2)
- Howard, J.L., Olszewska, D., 2011. Pedogenesis, geochemical forms of heavy metals, and artifact weathering in an urban soil chronosequence, Detroit, Michigan. *Environ Pollut* 159, 754–761. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.11.028>
- Hrabalíková, M., Janeček, M., 2017. Comparison of different approaches to LS factor calculations based on a measured soil loss under simulated rainfall. *Soil and Water Research* 12 (2017), 69–77. <https://doi.org/10.17221/222/2015-SWR>
- Ibáñez, J.J., Pérez-Gómez, R., Brevik, E.C., Cerdà, A., 2016. Islands of biogeodiversity in arid lands on a polygons map study: Detecting scale invariance patterns from natural resources maps. *Sci. Total Environ.* 573, 1638–1647. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.172>
- Ibáñez, J.J., Zinck, J.A., Dazzi, C., 2013. Soil geography and diversity of the European biogeographical regions. *Geoderma* 192, 142–153. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.07.024>
- Iserloh, T., Ries, J.B., Arnáez, J., Boix-Fayos, C., Butzen, V., Cerdà, A., Echeverría, M.T., Fernández-Gálvez, J., Fister, W., Geißler, C., Gómez, J.A., Gómez-Macpherson, H., Kuhn, N.J., Lázaro, R., León, F.J., Martínez-Mena, M., Martínez-Murillo, J.F., Marzen, M., Mingorance, M.D., Ortigosa, L., Peters, P., Regüés, D., Ruiz-Sinoga, J.D., Scholten, T., Seeger, M., Solé-Benet, A., Wengel, R., Wirtz, S., 2013. European small portable rainfall simulators: A comparison of rainfall characteristics. *Catena* 110, 100–112. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.05.013>
- IUSS Working Group WRB, 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. *World Soil Resources Reports No. 106*. FAO, Roma.
- Jain, V., Tandon, S.K., Sinha, R., 2012. Application of modern geomorphic concepts for understanding the spatio-temporal complexity of the large Ganga river dispersal system. *Current Science* 103, 1300–1319.
- Jardí, M., Cabanillas, M., Ferrando, C., Peña-Rabadán, J.C., 1996. Impacto de las pistas forestales en medios frágiles mediterráneos. El caso del Turó de Burriach (Maresme Barcelona-España).
- Jodar-Abellan, A., Fernández-Aracil, P., Melgarejo-Moreno, J., 2019. Assessing Water Shortage through a Balance Model among Transfers, Groundwater, Desalination,

- Wastewater Reuse, and Water Demands (SE Spain). *Water* 11, 1009.  
<https://doi.org/10.3390/w11051009>
- Jomaa, S., Barry, D.A., Brovelli, A., Heng, B.C.P., Sander, G.C., Parlange, J.-Y., Rose, C.W., 2012. Rain splash soil erosion estimation in the presence of rock fragments. *CATENA* 92, 38–48. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2011.11.008>
- Jordán, A., Martínez-Zavala, L., 2008. Soil loss and runoff rates on unpaved forest roads in southern Spain after simulated rainfall. *Forest Ecology and Management* 255, 913–919. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.002>
- Jourgholami, M., Ghassemi, T., Labelle, E.R., 2019. Soil physio-chemical and biological indicators to evaluate the restoration of compacted soil following reforestation. *Ecological Indicators* 101, 102–110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.009>
- Juárez Sánchez-Rubio, C., Rodríguez Cancho, M., 1996. Efectos de la política de colonización en el regadío de Extremadura: balance y perspectiva [Effects of the policy of colonization in the irrigation of Extremadura: balance and perspective]. *Investigaciones geográficas* 16, 35–59.
- Kalantari, Z., Ferreira, C.S.S., Keesstra, S., Destouni, G., 2018. Nature-based solutions for flood-drought risk mitigation in vulnerable urbanizing parts of East-Africa. *Current Opinion in Environmental Science and Health* 5, 73–78.  
<https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.06.003>
- Kasprzak, M., Jancewicz, K., Michniewicz, A., 2018. UAV and SfM in Detailed Geomorphological Mapping of Granite Tors: An Example of Starościńskie Skały (Sudetes, SW Poland). *Pure Appl. Geophys.* 175, 3193–3207.  
<https://doi.org/10.1007/s00024-017-1730-8>
- Kavian, A., Saleh, I., Habibnejad, M., Brevik, E.C., Jafarian, Z., Rodrigo-Comino, J., 2018. Effectiveness of vegetative buffer strips at reducing runoff, soil erosion, and nitrate transport during degraded hillslope restoration in northern Iran. *Land Degradation & Development* 29, 3194–3203. <https://doi.org/10.1002/ldr.3051>
- Keesstra, S., Mol, G., De Leeuw, J., Okx, J., Molenaar, C., De Cleen, M., Visser, S., 2018a. Soil-Related Sustainable Development Goals: Four Concepts to Make Land Degradation Neutrality and Restoration Work. *Land* 7, 133.  
<https://doi.org/10.3390/land7040133>
- Keesstra, S., Nunes, J., Novara, A., Finger, D., Avelar, D., Kalantari, Z., Cerdà, A., 2018b. The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystem services. *Science of The Total Environment* 610–611, 997–1009.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.077>
- Keesstra, S., Pereira, P., Novara, A., Brevik, E.C., Azorin-Molina, C., Parras-Alcántara, L., Jordán, A., Cerdà, A., 2016. Effects of soil management techniques on soil water erosion in apricot orchards. *Science of the Total Environment* 551–552, 357–366.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.182>
- Keesstra, S.D., Bouma, J., Wallinga, J., Tiftonell, P., Smith, P., Cerdà, A., Montanarella, L., Quinton, J.N., Pachepsky, Y., van der Putten, W.H., Bardgett, R.D., Moolenaar, S., Mol, G., Jansen, B., Fresco, L.O., 2016. The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals. *SOIL* 2, 111–128. <https://doi.org/10.5194/soil-2-111-2016>
- Keesstra, S.D., Rodrigo-Comino, J., Novara, A., Giménez-Morera, A., Pulido, M., Di Prima, S., Cerdà, A., 2019. Straw mulch as a sustainable solution to decrease runoff and erosion in glyphosate-treated clementine plantations in Eastern Spain. An assessment using rainfall simulation experiments. *Catena* 174, 95–103.  
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.11.007>

- Keshavarzi, A., Tuffour, H.O., Bagherzadeh, A., Vasu, D., 2018. Spatial and fractal characterization of soil properties across soil depth in an agricultural field, Northeast Iran. *Eurasian Journal of Soil Science* 7, 93–102.
- Khalili Moghadam, B., Jabarifar, M., Bagheri, M., Shahbazi, E., 2015. Effects of land use change on soil splash erosion in the semi-arid region of Iran. *Geoderma* 241–242, 210–220. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.11.025>
- Kim, J., Kasabov, N., 1999. HyFIS: adaptive neuro-fuzzy inference systems and their application to nonlinear dynamical systems. *Neural Networks* 12, 1301–1319. [https://doi.org/10.1016/S0893-6080\(99\)00067-2](https://doi.org/10.1016/S0893-6080(99)00067-2)
- Kirchhoff, M., Rodrigo-Comino, J., Seeger, M., Ries, J.B., 2017. Soil erosion in sloping vineyards under conventional and organic land use managements (Saar-Mosel Valley, Germany). *Cuadernos de Investigación Geográfica* 43. <https://doi.org/10.18172/cig.3161>
- Koluvék, P.K., Tanji, K.K., Trout, T.J., 1993. Overview of Soil Erosion from Irrigation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 119, 929–946. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(1993\)119:6\(929\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(1993)119:6(929))
- Köppen, W., Geiger, R., 1930. *Handbuch der klimatologie*. Gebrüder Borntraeger Berlin.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F., 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15, 259–263.
- Kozak, J.A., Ahuja, L.R., Green, T.R., Ma, L., 2007. Modelling crop canopy and residue rainfall interception effects on soil hydrological components for semi-arid agriculture. *Hydrological Processes* 21, 229–241. <https://doi.org/10.1002/hyp.6235>
- Kozłowski, T.T., 1999. Soil Compaction and Growth of Woody Plants. *Scandinavian Journal of Forest Research* 14, 596–619. <https://doi.org/10.1080/02827589908540825>
- Kraushaar, S., Herrmann, N., Ollesch, G., Vogel, H.-J., Siebert, C., 2014. Mound measurements — quantifying medium-term soil erosion under olive trees in Northern Jordan. *Geomorphology* 213, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.12.021>
- Krupenikov, I.A., Kothekekar, V.S., 1993. *History of Soil Science: From Its Inception to the Present: v. 98*. Rotterdam.
- Labelle, E.R., Poltorak, B.J., Jaeger, D., 2019. The role of brush mats in mitigating machine-induced soil disturbances: an assessment using absolute and relative soil bulk density and penetration resistance. *Can. J. For. Res.* 49, 164–178. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0324>
- Lal, R., 2019. Eco-intensification through soil carbon sequestration: Harnessing ecosystem services and advancing sustainable development goals. *Journal of Soil and Water Conservation* 74, 55A-61A. <https://doi.org/10.2489/jswc.74.3.55A>
- Lampurlanés, J., Cantero-Martínez, C., 2003. Soil Bulk Density and Penetration Resistance under Different Tillage and Crop Management Systems and Their Relationship with Barley Root Growth. *Agronomy Journal* 95, 526–536. <https://doi.org/10.2134/agronj2003.5260>
- Lesch, S.M., Corwin, D.L., 2003. Using the dual-pathway parallel conductance model to determine how different soil properties influence conductivity survey data. *Agronomy Journal* 95, 365–379. <https://doi.org/10.2134/agronj2003.3650>
- Leuning, R., Condon, A.G., Dunin, F.X., Zegelin, S., Denmead, O.T., 1994. Rainfall interception and evaporation from soil below a wheat canopy. *Agricultural and Forest Meteorology* 67, 221–238. [https://doi.org/10.1016/0168-1923\(94\)90004-3](https://doi.org/10.1016/0168-1923(94)90004-3)
- Li, J., Heap, A.D., 2011. A review of comparative studies of spatial interpolation methods in environmental sciences: Performance and impact factors. *Ecological Informatics* 6, 228–241. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2010.12.003>



- Li, L., Gao, X., Wu, P., Zhao, X., Li, H., Ling, Q., Sun, W., 2017. Soil Water Content and Root Patterns in a Rain-fed Jujube Plantation across Stand Ages on the Loess Plateau of China. *Land Degradation & Development* 28, 207–216. <https://doi.org/10.1002/ldr.2540>
- Li, X.H., Yang, J., Zhao, C.Y., Wang, B., 2014. Runoff and sediment from orchard terraces in Southeastern China. *Land Degrad. Develop.* 25, 184–192. <https://doi.org/10.1002/ldr.1160>
- Lieskovský, J., Kenderessy, P., 2014. Modelling the effect of vegetation cover and different tillage practices on soil erosion in vineyards: a case study in Vrábľe (Slovakia) using WATEM/SEDEM. *Land Degradation & Development* 25, 288–296. <https://doi.org/10.1002/ldr.2162>
- Lipiec, J., Usowicz, B., Ferrero, A., 2007. Impact of soil compaction and wetness on thermal properties of sloping vineyard soil. *International Journal of Heat and Mass Transfer* 50, 3837–3847. <https://doi.org/10.1016/j.ijheatmasstransfer.2007.02.008>
- Liu, H., Blagodatsky, S., Giese, M., Liu, F., Xu, J., Cadisch, G., 2016. Impact of herbicide application on soil erosion and induced carbon loss in a rubber plantation of Southwest China. *CATENA* 145, 180–192. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.06.007>
- Liu, X., Feike, T., Shao, L., Sun, H., Chen, S., Zhang, X., 2016. Effects of different irrigation regimes on soil compaction in a winter wheat–summer maize cropping system in the North China Plain. *CATENA* 137, 70–76. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.08.014>
- Liu, Y., Tao, Y., Wan, K.Y., Zhang, G.S., Liu, D.B., Xiong, G.Y., Chen, F., 2012. Runoff and nutrient losses in citrus orchards on sloping land subjected to different surface mulching practices in the Danjiangkou Reservoir area of China. *Agricultural Water Management* 110, 34–40. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.03.011>
- Llena, M., Vericat, D., Cavalli, M., Crema, S., Smith, M.W., 2019. The effects of land use and topographic changes on sediment connectivity in mountain catchments. *Science of The Total Environment* 660, 899–912. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.479>
- López Bermúdez, F., 1989. Evaluación de la erosión hídrica en las áreas receptoras de los embalses de la Cuenca del Segura. Aplicación de la USLE. Presented at the Estudios sobre geomorfología del Sur de España, pp. 93–100.
- López-Vicente, M., Álvarez, S., 2018. Stability and patterns of topsoil water content in rainfed vineyards, olive groves, and cereal fields under different soil and tillage conditions. *Agricultural Water Management* 201, 167–176. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.02.004>
- López-Vicente, M., Álvarez, S., 2018. Influence of DEM resolution on modelling hydrological connectivity in a complex agricultural catchment with woody crops. *Earth Surface Processes and Landforms* 43, 1403–1415. <https://doi.org/10.1002/esp.4321>
- López-Vicente, M., Poesen, J., Navas, A., Gaspar, L., 2013. Predicting runoff and sediment connectivity and soil erosion by water for different land use scenarios in the Spanish Pre-Pyrenees. *Catena* 102, 62–73. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2011.01.001>
- Louchart, X., Voltz, M., Andrieux, P., Moussa, R., 2001. Herbicide Transport to Surface Waters at Field and Watershed Scales in a Mediterranean Vineyard Area. *Journal of Environmental Quality* 30, 982–991. <https://doi.org/10.2134/jeq2001.303982x>
- Lozano-Baez, S.E., Cooper, M., Ferraz, S.F.B., Rodrigues, R.R., Pirastru, M., di Prima, S., 2018. Previous land use affects the recovery of soil hydraulic properties after forest restoration. *Water (Switzerland)* 10. <https://doi.org/10.3390/w10040453>
- Lozano-Baez, S.E., Cooper, M., Meli, P., Ferraz, S.F.B., Rodrigues, R.R., Sauer, T.J., 2019. Land restoration by tree planting in the tropics and subtropics improves soil infiltration, but some critical gaps still hinder conclusive results. *Forest Ecology and Management* 444, 89–95. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.046>

- Lundekvam, H.E., Romstad, E., Øygarden, L., 2003. Agricultural policies in Norway and effects on soil erosion. *Environmental Science & Policy, Socio-economic Factors in Soil Erosion and Conservation* 6, 57–67. [https://doi.org/10.1016/S1462-9011\(02\)00118-1](https://doi.org/10.1016/S1462-9011(02)00118-1)
- Marques, M.J., Bienes, R., Cuadrado, J., Ruiz-Colmenero, M., Barbero-Sierra, C., Velasco, A., 2015. Analysing perceptions attitudes and responses of winegrowers about sustainable land management in Central Spain. *Land Degradation & Development* 26, 458–467. <https://doi.org/10.1002/ldr.2355>
- Martínez-Casasnovas, J.A., Antón-Fernández, C., Ramos, M.C., 2003. Sediment production in large gullies of the Mediterranean area (NE Spain) from high-resolution digital elevation models and geographical information systems analysis. *Earth Surface Processes and Landforms* 28, 443–456. <https://doi.org/10.1002/esp.451>
- Martínez-Casasnovas, J.A., Concepcion Ramos, M., 2009. Soil alteration due to erosion, ploughing and levelling of vineyards in north east Spain. *Soil Use and Management* 25, 183–192.
- Martínez-Casasnovas, J.A., Ramos, M.C., 2006. The cost of soil erosion in vineyard fields in the Penedès–Anoia Region (NE Spain). *CATENA* 68, 194–199. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.04.007>
- Martínez-Hernández, C., Rodrigo-Comino, J., Romero-Díaz, A., 2017. Impact of lithology and soil properties on abandoned dryland terraces during the early stages of soil erosion by water in south-east Spain. *Hydrological Processes* 31, 3095–3109. <https://doi.org/10.1002/hyp.11251>
- Martínez-Casasnovas, J.A., Ramos, M.C., Ribes-Dasi, M., 2002. Soil erosion caused by extreme rainfall events: mapping and quantification in agricultural plots from very detailed digital elevation models. *Geoderma* 105, 125–140. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(01\)00096-9](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00096-9)
- Masselink, R., Keesstra, S.D., Temme, A.J. a. M., Seeger, M., Giménez, R., Casalí, J., 2016. Modelling discharge and sediment yield at catchment scale using connectivity components. *Land Degrad. Develop.* 27, 933–945. <https://doi.org/10.1002/ldr.2512>
- Masselink, R.J.H., Heckmann, T., Temme, A.J.A.M., Anders, N.S., Gooren, H.P.A., Keesstra, S.D., 2017a. A network theory approach for a better understanding of overland flow connectivity. *Hydrological Processes* 31, 207–220. <https://doi.org/10.1002/hyp.10993>
- Masselink, R.J.H., Temme, A.J.A.M., Giménez, R., Casalí, J., Keesstra, S.D., 2017b. Assessing hillslope-channel connectivity in an agricultural catchment using rare-earth oxide tracers and random forests models. *Cuadernos de Investigacion Geografica* 43. <https://doi.org/10.18172/cig.3169>
- Masters, B., Rohde, K., Gurner, N., Reid, D., 2013. Reducing the risk of herbicide runoff in sugarcane farming through controlled traffic and early-banded application. *Agriculture, Ecosystems & Environment, Catchments to Reef continuum: Minimising impacts of agriculture on the Great Barrier Reef* 180, 29–39. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.02.001>
- Mathys, N., Brochot, S., Meunier, M., Richard, D., 2003. Erosion quantification in the small marly experimental catchments of Draix (Alpes de Haute Provence, France). Calibration of the ETC rainfall-runoff-erosion model. *Catena* 50, 527–548.
- McBratney, A.B., Mendonca Santos, M.L., Minasny, B., 2003. On digital soil mapping. *Geoderma* 117, 3–52.
- McElroy, B., Willenbring, J., Mohrig, D., 2017. Addressing time-scale-dependent erosion rates from measurement methods with censorship. *GSA Bulletin* 130, 381–395. <https://doi.org/10.1130/B31644.1>

- Mekonnen, M., Keesstra, S.D., Ritsema, C.J., Stroosnijder, L., Baartman, J.E.M., 2016. Sediment trapping with indigenous grass species showing differences in plant traits in northwest Ethiopia. *Catena* 147, 755–763. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.08.036>
- Meshkat, M., Amanian, N., Talebi, A., Kiani-Harchegani, M., Rodrigo-Comino, J., 2019. Effects of Roughness Coefficients and Complex Hillslope Morphology on Runoff Variables under Laboratory Conditions. *Water* 11, 2550. <https://doi.org/10.3390/w11122550>
- Miller, B.A., Schaetzl, R.J., 2016. History of soil geography in the context of scale. *Geoderma* 264, Part B, 284–300. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.041>
- Minea, G., Ioana-Toroimac, G., Moro, G., 2019. The dominant runoff processes on grassland versus bare soil hillslopes in a temperate environment - An experimental study. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 67, 8. <https://doi.org/10.2478/johh-2019-0018>
- Mohammadkhan, S., Ahmadi, H., Jafari, M., 2011. Relationship between soil erosion, slope, parent material, and distance to road (Case study: Latian Watershed, Iran). *Arab J Geosci* 4, 331–338. <https://doi.org/10.1007/s12517-010-0197-z>
- Mol, G., Keesstra, S., 2012. Soil science in a changing world. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4, 473–477. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.10.013>
- Moradi, E., Rodrigo-Comino, J., Terol, E., Mora-Navarro, G., Marco da Silva, A., N. Daliakopoulos, I., Khosravi, H., Pulido Fernández, M., Cerdà, A., 2020. Quantifying Soil Compaction in Persimmon Orchards Using ISUM (Improved Stock Unearthing Method) and Core Sampling Methods. *Agriculture* 10, 266. <https://doi.org/10.3390/agriculture10070266>
- Moral, F.J., Rebollo, F.J., Paniagua, L.L., García, A., de Salazar, E.M., 2016a. Application of climatic indices to analyse viticultural suitability in {Extremadura}, south-western {Spain}. *Theoretical and Applied Climatology* 123, 277–289. <https://doi.org/10.1007/s00704-014-1363-0>
- Moral, F.J., Rebollo, F.J., Paniagua, L.L., García-Martín, A., 2016b. A GIS-based multivariate clustering for characterization and ecoregion mapping from a viticultural perspective. *Spanish Journal of Agricultural Research* 14, 206. <https://doi.org/10.5424/sjar/2016143-9323>
- Morgan, R.P.C., 1986. *Soil erosion and its control*. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Morgan, R.P.C., Nearing, M., 2010. *Handbook of Erosion Modelling*. Chichester, West Sussex, UK ; Hoboken, NJ.
- Morin, J., Van Winkel, J., 1996. The Effect of Raindrop Impact and Sheet Erosion on Infiltration Rate and Crust Formation. *Soil Science Society of America Journal* 60, 1223–1227. <https://doi.org/10.2136/sssaj1996.03615995006000040038x>
- Muhs, D.R., Bettis, E.A., Been, J., McGeehin, J.P., 2001. Impact of Climate and Parent Material on Chemical Weathering in Loess-derived Soils of the Mississippi River Valley. *Soil Science Society of America Journal* 65, 1761–1777. <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.1761>
- Mulder, V.L., de Bruin, S., Schaepman, M.E., Mayr, T.R., 2011. The use of remote sensing in soil and terrain mapping — A review. *Geoderma* 162, 1–19. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.12.018>
- Müller, K., Trolove, M., James, T.K., Rahman, A., 2004. Herbicide loss in runoff: effects of herbicide properties, slope, and rainfall intensity. *Soil Res.* 42, 17–27. <https://doi.org/10.1071/sr03090>
- Nadal-Romero, E., Petric, K., Verachtert, E., Bochet, E., Poesen, J., 2014. Effects of slope angle and aspect on plant cover and species richness in a humid Mediterranean badland. *Earth Surf. Process. Landforms* 39, 1705–1716. <https://doi.org/10.1002/esp.3549>

- Najafi, S., Sadeghi, S.H., Heckmann, T., 2017. Temporospatial variations of structural sediment connectivity patterns in Taham-Chi watershed in Zanjan province, Iran. *Journal of Soil and Water Conservation* 24, 131–147. <https://doi.org/10.22069/JWFST.2017.11220.2557>
- Nazari Samani, A., Tavakoli Rad, F., Azarakhshi, M., Reza Rahdari, M., Rodrigo-Comino, J., 2018. Assessment of the Sustainability of the Territories Affected by Gully Head Advancements through Aerial Photography and Modeling Estimations: A Case Study on Samal Watershed, Iran. *Sustainability* 10, 2909. <https://doi.org/10.3390/su10082909>
- Nearing, M.A., Polyakov, V.O., Nichols, M.H., Hernandez, M., Li, L., Zhao, Y., Armendariz, G., 2017. Slope–velocity equilibrium and evolution of surface roughness on a stony hillslope. *Hydrology and Earth System Sciences* 21, 3221–3229. <https://doi.org/10.5194/hess-21-3221-2017>
- NeSmith, D.S., Radcliffe, D.E., Hargrove, W.L., Clark, R.L., Tollner, E.W., 1987. Soil Compaction in Double-cropped Wheat and Soybeans on an Ultisol. *Soil Science Society of America Journal* 51, 183–186. <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100010038x>
- Nesshöver, C., Assmuth, T., Irvine, K.N., Rusch, G.M., Waylen, K.A., Delbaere, B., Haase, D., Jones-Walters, L., Keune, H., Kovacs, E., Krauze, K., Kylvik, M., Rey, F., van Dijk, J., Vistad, O.I., Wilkinson, M.E., Wittmer, H., 2017. The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective. *Science of The Total Environment* 579, 1215–1227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.106>
- Ni, J., Luo, D.H., Xia, J., Zhang, Z.H., Hu, G., 2015. Vegetation in karst terrain of southwestern China allocates more biomass to roots. *Solid Earth* 6, 799–810. <https://doi.org/10.5194/se-6-799-2015>
- Nigussie, Z., Tsunekawa, A., Haregeweyn, N., Adgo, E., Nohmi, M., Tsubo, M., Aklog, D., Meshesha, D.T., Abele, S., 2017. Factors influencing small-scale farmers' adoption of sustainable land management technologies in north-western Ethiopia. *Land Use Policy* 67, 57–64. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.05.024>
- Niu, Y.H., Wang, L., Wan, X.G., Peng, Q.Z., Huang, Q., Shi, Z.H., 2021. A systematic review of soil erosion in citrus orchards worldwide. *CATENA* 206, 105558. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105558>
- Novara, A., Cerda, A., Barone, E., Gristina, L., 2021. Cover crop management and water conservation in vineyard and olive orchards. *Soil and Tillage Research* 208, 104896. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104896>
- Novara, A., Cerdà, A., Dazzi, C., Lo Papa, G., Santoro, A., Gristina, L., 2015a. Effectiveness of carbon isotopic signature for estimating soil erosion and deposition rates in Sicilian vineyards. *Soil and Tillage Research* 152, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.03.010>
- Novara, A., Pisciotta, A., Minacapilli, M., Maltese, A., Capodici, F., Cerdà, A., Gristina, L., 2017. The impact of soil erosion on soil fertility and vine vigor. A multidisciplinary approach based on field, laboratory and remote sensing approaches. *Sci. Total Environ.* 622–623, 474–480. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.272>
- Novara, A., Pulido, M., Rodrigo-Comino, J., Prima, S.D., Smith, P., Gristina, L., Gimenez-Morera, A., Terol, E., Salesa, D., Keesstra, S., 2019. Long-term organic farming on a citrus plantation results in soil organic carbon recovery. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 45, 271–286. <https://doi.org/10.18172/cig.3794>
- Novara, A., Rühl, J., La Mantia, T., Gristina, L., La Bella, S., Tuttolomondo, T., 2015b. Litter contribution to soil organic carbon in the processes of agriculture abandon. *Solid Earth* 6, 425–432. <https://doi.org/10.5194/se-6-425-2015>

- Novara, Agata, Stallone, G., Cerdà, A., Gristina, L., 2019. The Effect of Shallow Tillage on Soil Erosion in a Semi-Arid Vineyard. *Agronomy* 9, 257. <https://doi.org/10.3390/agronomy9050257>
- Novara, Agata, Novara, Amelia, Comparetti, A., Santoro, A., Cerdà, A., Rodrigo-Comino, J., Gristina, L., 2022. Effect of Standard Disk Plough on Soil Translocation in Sloping Sicilian Vineyards. *Land* 11, 148. <https://doi.org/10.3390/land11020148>
- Olson, L., 1943. Columella and the Beginning of Soil Science. *Agricultural History* 17, 65–72.
- Orgill, S.E., Condon, J.R., Conyers, M.K., Morris, S.G., Murphy, B.W., Greene, R.S.B., 2017. Parent material and climate affect soil organic carbon fractions under pastures in south-eastern Australia. *Soil Res.* <https://doi.org/10.1071/SR16305>
- Ortega Valcárcel, J., 2000. *Los horizontes de la geografía: teoría de la geografía*. Ariel, Barcelona, Spain.
- Osher, L.J., Buol, S.W., 1998. Relationship of soil properties to parent material and landscape position in eastern Madre de Dios, Peru. *Geoderma* 83, 143–166. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00133-X](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00133-X)
- Ospitali, F., Smith, D.C., Lorblanchet, M., 2006. Preliminary investigations by Raman microscopy of prehistoric pigments in the wall-painted cave at Roucadour, Quercy, France. *Journal of Raman Spectroscopy* 37, 1063–1071. <https://doi.org/10.1002/jrs.1611>
- Ozpinar, S., Ozpinar, A., Cay, A., 2018. Soil management effect on soil properties in traditional and mechanized vineyards under a semiarid Mediterranean environment. *Soil and Tillage Research* 178, 198–208. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.01.004>
- Panagos, P., Ballabio, C., Borrelli, P., Meusburger, K., Klik, A., Rousseva, S., Tadić, M.P., Michaelides, S., Hrabalíková, M., Olsen, P., Aalto, J., Lakatos, M., Rymaszewicz, A., Dumitrescu, A., Beguería, S., Alewell, C., 2015a. Rainfall erosivity in Europe. *Science of The Total Environment* 511, 801–814. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.008>
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., 2015b. A New European Slope Length and Steepness Factor (LS-Factor) for Modeling Soil Erosion by Water. *Geosciences* 5, 117–126. <https://doi.org/10.3390/geosciences5020117>
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., Montanarella, L., 2015c. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy* 48, 38–50. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.021>
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., van der Zanden, E.H., Poesen, J., Alewell, C., 2015d. Modelling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion by water at European scale. *Environmental Science & Policy* 51, 23–34. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.03.012>
- Pappalardo, S.E., Gislimberti, L., Ferrarese, F., Marchi, M.D., Mozzi, P., 2019. Estimation of potential soil erosion in the Prosecco DOCG area (NE Italy), toward a soil footprint of bottled sparkling wine production in different land-management scenarios. *PLOS ONE* 14, e0210922. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210922>
- Paroissien, J.-B., Lagacherie, P., Le Bissonnais, Y., 2010. A regional-scale study of multi-decennial erosion of vineyard fields using vine-stock unearthing–burying measurements. *Catena* 82, 159–168. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.06.002>
- Parras-Alcántara, L., Lozano-García, B., Keesstra, S., Cerdà, A., Brevik, E.C., 2016. Long-term effects of soil management on ecosystem services and soil loss estimation in olive grove top soils. *Science of The Total Environment* 571, 498–506. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.016>

- Parsons, A.J., Bracken, L., Poepl, R.E., Wainwright, J., Keesstra, S.D., 2015. Introduction to special issue on connectivity in water and sediment dynamics. *Earth Surf. Process. Landforms* 40, 1275–1277. <https://doi.org/10.1002/esp.3714>
- Pears, N., 1985. *Basic Biogeography*. Longman Publishing Group, London, UK.
- Peel, M.C., Finlayson, B.L., McMahon, T.A., 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11, 1633–1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Pennock, D.J., Jong, E. de, Lemmen, D.S., 1995. Cesium-137-measured erosion rates for soils of five parent-material groups in southwestern Saskatchewan. *Can. J. Soil. Sci.* 75, 205–210. <https://doi.org/10.4141/cjss95-028>
- Pereira, P., Brevik, E., Trevisani, S., 2018. Mapping the environment. *Science of The Total Environment* 610–611, 17–23. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.001>
- Petit, C., Konold, W., Höchtel, F., 2012. Historic terraced vineyards: impressive witnesses of vernacular architecture. *Landscape History* 33, 5–28. <https://doi.org/10.1080/01433768.2012.671029>
- Philipponneau, P., 1999. *La Géographie appliquée. Du géographe universitaire au géographe professionnel*. Armand Colin, Paris, France.
- Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L., Grove, J.M., Groffman, P.M., Band, L.E., Boone, C.G., Burch, W.R., Grimmond, C.S.B., Hom, J., Jenkins, J.C., Law, N.L., Nilon, C.H., Pouyat, R.V., Szlavecz, K., Warren, P.S., Wilson, M.A., 2008. Beyond Urban Legends: An Emerging Framework of Urban Ecology, as Illustrated by the Baltimore Ecosystem Study. *BioScience* 58, 139–150. <https://doi.org/10.1641/B580208>
- Pijl, A., Barneveld, P., Mauri, L., Borsato, E., Grigolato, S., Tarolli, P., 2019. Impact of mechanisation on soil loss in terraced vineyard landscapes. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 45, 287–308. <https://doi.org/10.18172/cig.3774>
- Pižl, V., 1992. Effect of soil compaction on earthworms (lumbriidae) in apple orchard soil. *Soil Biology and Biochemistry* 24, 1573–1575. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(92\)90152-N](https://doi.org/10.1016/0038-0717(92)90152-N)
- Poepl, R.E., Keesstra, S.D., Maroulis, J., 2017. A conceptual connectivity framework for understanding geomorphic change in human-impacted fluvial systems. *Geomorphology* 277, 237–250. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.07.033>
- Porta i Casanellas, J., Ramos Martín, M.C., 1993. Erosió hídrica en vinya per a producció de vi d'alta qualitat en zona mediterrània (Anoia-Penedès): quantificació de les pèrdues de nutrients per erosió del sòl i implicacions. *Quaderns agraris*, 1993, núm. 16, p. 5-19.
- Potter, T.L., Truman, C.C., Strickland, T.C., Bosch, D.D., Webster, T.M., 2008. Herbicide incorporation by irrigation and tillage impact on runoff loss. *Journal of Environmental Quality* 37, 839–847.
- Poulenard, J., Podwojewski, P., Janeau, J.-L., Collinet, J., 2001. Runoff and soil erosion under rainfall simulation of Andisols from the Ecuadorian Páramo: effect of tillage and burning. *CATENA* 45, 185–207. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(01\)00148-5](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(01)00148-5)
- Prosdocimi, Massimo, Burguet, M., Di Prima, S., Sofia, G., Terol, E., Rodrigo Comino, J., Cerdà, A., Tarolli, P., 2016. Rainfall simulation and Structure-from-Motion photogrammetry for the analysis of soil water erosion in Mediterranean vineyards. *Sci. Total Environ.* 574, 204–215. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.036>
- Prosdocimi, M., Cerdà, A., Tarolli, P., 2016. Soil water erosion on Mediterranean vineyards: A review. *Catena* 141, 1–21. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.02.010>
- Pulido, M., Barrena-González, J., Alfonso-Torreño, A., Robina-Ramírez, R., Keesstra, S., 2019. The Problem of Water Use in Rural Areas of Southwestern Spain: A Local Perspective. *Water* 11, 1311. <https://doi.org/10.3390/w11061311>



- Qin, W., Guo, Q., Cao, W., Yin, Z., Yan, Q., Shan, Z., Zheng, F., 2018. A new RUSLE slope length factor and its application to soil erosion assessment in a Loess Plateau watershed. *Soil and Tillage Research* 182, 10–24. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.004>
- Quinn, N.W., Morgan, R.P.C., Smith, A.J., 1980. Simulation of soil erosion induced by human trampling. *Journal of environmental management* 10, 155–165.
- Quiquerez, A., Brenot, J., Garcia, J.-P., Petit, C., 2008. Soil degradation caused by a high-intensity rainfall event: Implications for medium-term soil sustainability in Burgundian vineyards. *Catena* 73, 89–97. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2007.09.007>
- Quiquerez, A., Chevigny, E., Allemand, P., Curmi, P., Petit, C., Grandjean, P., 2014. Assessing the impact of soil surface characteristics on vineyard erosion from very high spatial resolution aerial images (Côte de Beaune, Burgundy, France). *Catena* 116, 163–172. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.12.002>
- Raclot, D., Le Bissonnais, Y., Louchart, X., Andrieux, P., Moussa, R., Voltz, M., 2009. Soil tillage and scale effects on erosion from fields to catchment in a Mediterranean vineyard area. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 134, 201–210. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.06.019>
- Ramos, M.C., 2006. Soil water content and yield variability in vineyards of Mediterranean northeastern Spain affected by mechanization and climate variability. *Hydrological Processes* 20, 2271–2283. <https://doi.org/10.1002/hyp.5990>
- Ramos, M.C., Martínez-Casasnovas, J.A., 2007. Soil loss and soil water content affected by land levelling in Penedès vineyards, NE Spain. *Catena* 71, 210–217. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2007.03.001>
- Ramos, M.C., Porta, J., 1997. Analysis of design criteria for vineyard terraces in the mediterranean area of North East Spain. *Soil Technology* 10, 155–166. [https://doi.org/10.1016/S0933-3630\(96\)00006-2](https://doi.org/10.1016/S0933-3630(96)00006-2)
- Raper, R.L., 2005. Agricultural traffic impacts on soil. *Journal of Terramechanics, Assessing the Impacts of Military Vehicular Traffic on Natural Areas* 42, 259–280. <https://doi.org/10.1016/j.jterra.2004.10.010>
- Rawlins, B.G., Webster, R., Lister, T.R., 2003. The influence of parent material on topsoil geochemistry in eastern England. *Earth Surf. Process. Landforms* 28, 1389–1409. <https://doi.org/10.1002/esp.507>
- Remke, A., Rodrigo-Comino, J., Gyasi-Agyei, Y., Cerdà, A., Ries, J.B., 2018. Combining the Stock Unearthing Method and Structure-from-Motion Photogrammetry for a Gapless Estimation of Soil Mobilisation in Vineyards. *ISPRS International Journal of Geo-Information* 7, 461. <https://doi.org/10.3390/ijgi7120461>
- Remke, A.A., Rodrigo-Comino, J., Wirtz, S., Ries, J.B., 2020. Finding Possible Weakness in the Runoff Simulation Experiments to Assess Rill Erosion Changes without Non-Intermittent Surveying Capabilities. *Sensors* 20, 6254. <https://doi.org/10.3390/s20216254>
- Reubens, B., Poesen, J., Danjon, F., Geudens, G., Muys, B., 2007. The role of fine and coarse roots in shallow slope stability and soil erosion control with a focus on root system architecture: a review. *Trees* 21, 385–402. <https://doi.org/10.1007/s00468-007-0132-4>
- Richter, G., 1979. Bodenerosion in Reblagen des Moselgebietes: Ergebnisse quantitativer Untersuchungen 1974-1977. Universität Forschungsstelle Bodenerosion.
- Riquier, J., Bramao, D.L., Cornet, J.-P., 1970. A new system of soil appraisal in terms of actual and potential productivity (first approximation). FAO, Rome, Italy.

- Rodrigo-Comino, J., 2018. Five decades of soil erosion research in “terroir”. *The State-of-the-Art. Earth-Science Reviews* 179, 436–447.  
<https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.02.014>
- Rodrigo-Comino, J., 2013. Cuantificación de los gradientes térmicos a nivel superficial a lo largo del Rheinland-Pfalz (Renania-Palatinado, Alemania). *Baética: Estudios de arte, geografía e historia* 75–98.
- Rodrigo-Comino, Jesús, Barrena-González, J., Pulido-Fernández, M., Cerdà, A., 2019a. Estimating Non-Sustainable Soil Erosion Rates in the Tierra de Barros Vineyards (Extremadura, Spain) Using an ISUM Update. *Applied Sciences* 9, 3317.  
<https://doi.org/10.3390/app9163317>
- Rodrigo-Comino, J., Brings, C., Casper, M.C., Seeger, M., Senciales González, J.M., Brevik, E.C., Ruiz Sinoga, J.D., Ries, J.B., 2017a. Temporal changes in soil water erosion on sloping vineyards in the Ruwer-Mosel Valley. The impact of age and plantation works in young and old vines. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 65.  
<https://doi.org/10.1515/johh-2017-0022>
- Rodrigo-Comino, J., Brings, C., Lassu, T., Iserloh, T., Senciales, J., Martínez Murillo, J., Ruiz Sinoga, J., Seeger, M., Ries, J., 2015a. Rainfall and human activity impacts on soil losses and rill erosion in vineyards (Ruwer Valley, Germany). *SE* 6, 823–837.  
<https://doi.org/10.5194/se-6-823-2015>
- Rodrigo-Comino, J., Davis, J., Keesstra, S.D., Cerdà, A., 2018. Updated Measurements in Vineyards Improves Accuracy of Soil Erosion Rates. *Agronomy Journal* 110, 411–417.  
<https://doi.org/10.2134/agronj2017.07.0414>
- Rodrigo-Comino, J., Ferre Bueno, E., Senciales, J.M., 2016. Los suelos de Casapalma (Valle del Guadalhorce, Málaga). *Análisis edafogeográfico aplicado a la ordenación del territorio. Estudios Geográficos* 77, 275–310. <https://doi.org/10.3989/estgeogr.201610>
- Rodrigo-Comino, J., García-Díaz, A., Brevik, E.C., Keesstra, S.D., Pereira, P., Novara, A., Jordán, A., Cerdà, A., 2017. Role of rock fragment cover on runoff generation and sediment yield in tilled vineyards. *European Journal of Soil Science* 68, 864–872.  
<https://doi.org/10.1111/ejss.12483>
- Rodrigo-Comino, J., Giménez-Morera, A., Panagos, P., Pourghasemi, H.R., Pulido, M., Cerdà, A., 2020a. The potential of straw mulch as a nature-based solution for soil erosion in olive plantation treated with glyphosate: A biophysical and socioeconomic assessment. *Land Degradation & Development* 31, 1877–1889.  
<https://doi.org/10.1002/ldr.3305>
- Rodrigo-Comino, J., Iserloh, T., Lassu, T., Cerdà, A., Keesstra, S.D., Prosdocimi, M., Brings, C., Marzen, M., Ramos, M.C., Senciales, J.M., Ruiz Sinoga, J.D., Seeger, M., Ries, J.B., 2016a. Quantitative comparison of initial soil erosion processes and runoff generation in Spanish and German vineyards. *Science of The Total Environment* 565, 1165–1174. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.163>
- Rodrigo-Comino, J., Iserloh, T., Morvan, X., Malam Issa, O., Naisse, C., Keesstra, S.D., Cerdà, A., Prosdocimi, M., Arnáez, J., Lasanta, T., Ramos, M.C., Marqués, M.J., Ruiz Colmenero, M., Bienes, R., Ruiz Sinoga, J.D., Seeger, M., Ries, J.B., 2016. Soil erosion processes in European vineyards: A qualitative comparison of rainfall simulation measurements in Germany, Spain and France. *Hydrology* 3, 6.  
<https://doi.org/10.3390/hydrology3010006>
- Rodrigo-Comino, J., Keesstra, S., Cerdà, A., 2018a. Soil Erosion as an Environmental Concern in Vineyards: The Case Study of Celler del Roure, Eastern Spain, by Means of Rainfall Simulation Experiments. *Beverages* 4, 31.  
<https://doi.org/10.3390/beverages4020031>

- Rodrigo-Comino, J., Keesstra, S.D., Cerdà, A., 2018b. Connectivity assessment in Mediterranean vineyards using improved stock unearthing method, LiDAR and soil erosion field surveys. *Earth Surface Processes and Landforms* 43, 2193–2206. <https://doi.org/10.1002/esp.4385>
- Rodrigo-Comino, J., Keshavarzi, A., Bagherzadeh, A., Brevik, E.C., 2019. The use of multivariate statistical analysis and soil quality indices as tools to be included in regional management plans. A case study from the Mashhad Plain, Iran. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 45, 687–708. <https://doi.org/10.18172/cig.3640>
- Rodrigo-Comino, Jesús, Keshavarzi, A., Zeraatpisheh, M., Gyasi-Agyei, Y., Cerdà, A., 2019b. Determining the best ISUM (Improved stock unearthing Method) sampling point number to model long-term soil transport and micro-topographical changes in vineyards. *Computers and Electronics in Agriculture* 159, 147–156. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2019.03.007>
- Rodrigo-Comino, J., Lassu, T., González, J.M.S., Sinoga, J.D.R., Seeger, K.M., Ries, J.B., 2015b. Estudio de procesos geomorfodinámicos en campos cultivados de viñedos sobre laderas en pendientes en el valle del Ruwer (Alemania). *Cuadernos Geográficos* 54, 6–26.
- Rodrigo-Comino, Jesus, Lucas Borja, M., Bertalan, L., Cerdà, A., 2020. Integrating in situ measurements of an index of connectivity to assess soil erosion processes in vineyards. *Hydrological Sciences Journal*. <https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1711914>
- Rodrigo-Comino, J., Novara, A., Gyasi-Agyei, Y., Terol, E., Cerdà, A., 2018c. Effects of parent material on soil erosion within Mediterranean new vineyard plantations. *Engineering Geology* 246, 255–261. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2018.10.006>
- Rodrigo-Comino, J., Ponsoda-Carreres, M., Salesa, D., Terol, E., Gyasi-Agyei, Y., Cerdà, A., 2020b. Soil erosion processes in subtropical plantations (*Diospyros kaki*) managed under flood irrigation in Eastern Spain. *Singapore Journal of Tropical Geography* 41, 120–135. <https://doi.org/10.1111/sjtg.12307>
- Rodrigo-Comino, J., Quiquerez, A., Follain, S., Raclot, D., Le Bissonnais, Y., Casalí, J., Giménez, R., Cerdà, A., Keesstra, S.D., Brevik, E.C., Pereira, P., Senciales, J.M., Seeger, M., Ruiz Sinoga, J.D., Ries, J.B., 2016b. Soil erosion in sloping vineyards assessed by using botanical indicators and sediment collectors in the Ruwer-Mosel valley. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 233, 158–170. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.009>
- Rodrigo-Comino, J., Senciales González, J.M., 2013. La Edafogeografía: la quinta rama olvidada de la Geografía Física. *Cuadernos Geográficos* 52, 6–28.
- Rodrigo-Comino, J., Senciales, J.M., Cerdà, A., Brevik, E.C., 2018d. The multidisciplinary origin of soil geography: A review. *Earth-Science Reviews* 177, 114–123. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.11.008>
- Rodrigo-Comino, J., Senciales, J.M., Ramos, M.C., Martínez-Casasnovas, J.A., Lasanta, T., Brevik, E.C., Ries, J.B., Ruiz Sinoga, J.D., 2017b. Understanding soil erosion processes in Mediterranean sloping vineyards (Montes de Málaga, Spain). *Geoderma* 296, 47–59. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.02.021>
- Rodrigo-Comino, Jesús, Silva, A.M. da, Moradi, E., Terol, E., Cerdà, A., 2020a. Improved Stock Unearthing Method (ISUM) as a tool to determine the value of alternative topographic factors in estimating inter-row soil mobilisation in citrus orchardssion in orchards. 1 10. <https://doi.org/10.3232/SJSS.2020.V10.N1.05>
- Rodrigo-Comino, Jesús, Terol, E., Mora, G., Giménez-Morera, A., Cerdà, A., 2020b. *Vicia sativa* Roth. Can Reduce Soil and Water Losses in Recently Planted Vineyards (*Vitis*

- vinifera L.). *Earth Syst Environ* 4, 827–842. <https://doi.org/10.1007/s41748-020-00191-5>
- Ruiz-Colmenero, M., 2012. Influencia del empleo de cubiertas vegetales en viñedos en pendiente sobre el control de la erosión.
- Ruiz-Colmenero, M., Bienes, R., Marques, M.J., 2011. Soil and water conservation dilemmas associated with the use of green cover in steep vineyards. *Soil and Tillage Research* 117, 211–223. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.10.004>
- Rukhovich, D.I., Wagner, V.B., Vil'chevskaya, E.V., Kalinina, N.V., Koroleva, P.V., 2011. Problems of using digitized thematic maps on the territory of the former soviet union upon the creation of the "Soils of Russia" geographic information system. *Eurasian Soil Sc.* 44, 957. <https://doi.org/10.1134/S1064229311090110>
- Sabatier, P., Poulenard, J., Fanget, B., Reyss, J.-L., Develle, A.-L., Wilhelm, B., Ployon, E., Pignol, C., Naffrechoux, E., Dorioz, J.-M., Montuelle, B., Arnaud, F., 2014. Long-term relationships among pesticide applications, mobility, and soil erosion in a vineyard watershed. *PNAS* 111, 15647–15652. <https://doi.org/10.1073/pnas.1411512111>
- Sabato, D., Peña-Chocarro, L., Uccesu, M., Sarigu, M., Del Vais, C., Sanna, I., Bacchetta, G., 2019. New insights about economic plants during the 6th–2nd centuries bc in Sardinia, Italy. *Veget Hist Archaeobot* 28, 9–16. <https://doi.org/10.1007/s00334-018-0680-0>
- Sadeghi, S.H.R., Seghaleh, M.B., Rangavar, A.S., 2013. Plot sizes dependency of runoff and sediment yield estimates from a small watershed. *Catena* 102, 55–61. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2011.01.003>
- Salvati, L., Zitti, M., 2009. The Environmental "Risky" Region: Identifying Land Degradation Processes Through Integration of Socio-Economic and Ecological Indicators in a Multivariate Regionalization Model. *Environmental Management* 44, 888. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9378-5>
- Samsonova, V.P., Blagoveshchenskii, Yu.N., Meshalkina, Yu.L., 2017. Use of empirical Bayesian kriging for revealing heterogeneities in the distribution of organic carbon on agricultural lands. *Eurasian Soil Sc.* 50, 305–311. <https://doi.org/10.1134/S1064229317030103>
- Santoro, A., Venturi, M., Agnoletti, M., 2020. Agricultural Heritage Systems and Landscape Perception among Tourists. The Case of Lamole, Chianti (Italy). *Sustainability* 12, 3509. <https://doi.org/10.3390/su12093509>
- Sastre, B., Barbero-Sierra, C., Bienes, R., Marques, M.J., García-Díaz, A., 2016. Soil loss in an olive grove in Central Spain under cover crops and tillage treatments, and farmer perceptions. *J Soils Sediments* 1–16. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1589-9>
- Schaefer, F.K., 1953. Exceptionalism in Geography: A Methodological Examination. *Annals of the Association of American Geographers* 43, 226–249. <https://doi.org/10.2307/2560876>
- Schmidt, S., Alewell, C., Meusburger, K., 2019. Monthly {RUSLE} soil erosion risk of {Swiss} grasslands. *Journal of Maps* 15, 247–256. <https://doi.org/10.1080/17445647.2019.1585980>
- Schmiedel, U., Kruspe, M., Kayser, L., Oettlé, N., 2017. The Ecological and Financial Impact of Soil Erosion and its Control – A Case Study from the Semiarid Northern Cape Province, South Africa. *Land Degradation & Development* 28, 74–82. <https://doi.org/10.1002/ldr.2513>
- Schnabel, S., 1990. Using exposed tree roots for the determination of soil erosion rates in semi-arid tropical areas, in: Gutiérrez, M., Peña, J.L., Lozano, M.V. (Eds.), *Actas 1 Reunión Nacional de Geomorfología: 17-20 Septiembre 1990*. pp. 653–662.

- Serrato, F.B., Diaz, A.R., 1998. A simple technique for measuring rainfall interception by small shrub: "interception flow collection box." *Hydrological Processes* 12, 471–481. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(19980315\)12:3<471::AID-HYP586>3.0.CO;2-E](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(19980315)12:3<471::AID-HYP586>3.0.CO;2-E)
- Sharma, N.K., Singh, R.J., Mandal, D., Kumar, A., Alam, N.M., Keesstra, S., 2017. Increasing farmer's income and reducing soil erosion using intercropping in rainfed maize-wheat rotation of Himalaya, India. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 247, 43–53. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.026>
- Shaw, D.J.B., Oldfield, J.D., 2015. Soviet geographers and the Great Patriotic War, 1941–1945: Lev Berg and Andrei Grigor'ev. *Journal of Historical Geography* 47, 40–49. <https://doi.org/10.1016/j.jhg.2014.06.002>
- Shiri, J., Keshavarzi, A., Kisi, O., Iturraran-Viveros, U., BAGHERZADEH, A., Mousavi, S.R., Karimi, S., 2017. Modeling Soil Cation Exchange Capacity Using Soil Parameters: Assessing the Heuristic Models. *Computers and Electronics in Agriculture* 135, 242–251. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2017.02.016>
- Shojaei, Saeed, Jafarpour, A., Shojaei, Siroos, Gyasi-Agyei, Y., Rodrigo-Comino, J., 2021. Heavy metal uptake by plants from wastewater of different pulp concentrations and contaminated soils. *Journal of Cleaner Production* 126345. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126345>
- Siart, C., Bubenzer, O., Eitel, B., 2009. Combining digital elevation data (SRTM/ASTER), high resolution satellite imagery (Quickbird) and GIS for geomorphological mapping: A multi-component case study on Mediterranean karst in Central Crete. *Geomorphology* 112, 106–121. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.05.010>
- Silva, A.M. da, Alvares, C.A., Watanabe, C.H., 2011. Natural Potential for Erosion for Brazilian Territory, in: Godone, D., Stanchi, S. (Eds.), *Soil Erosion*. IntechOpen, Rijeka. <https://doi.org/10.5772/23163>
- Singer, M.J., Shainberg, I., 2004. Mineral soil surface crusts and wind and water erosion. *Earth Surf. Process. Landforms* 29, 1065–1075. <https://doi.org/10.1002/esp.1102>
- Sivarajan, S., Maharlooei, M., Bajwa, S.G., Nowatzki, J., 2018. Impact of soil compaction due to wheel traffic on corn and soybean growth, development and yield. *Soil and Tillage Research* 175, 234–243. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.09.001>
- Smith, P., Keesstra, S.D., Silver, W.L., Adhya, T.K., 2021. The role of soils in delivering Nature's Contributions to People. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 376, 20200169. <https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0169>
- Snapir, B., Hobbs, S., Waive, T.W., 2014. Roughness measurements over an agricultural soil surface with Structure from Motion. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 96, 210–223. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.07.010>
- Snaveley, N., Seitz, S.M., Szeliski, R., 2008. Modeling the World from Internet Photo Collections. *Int J Comput Vis* 80, 189–210. <https://doi.org/10.1007/s11263-007-0107-3>
- Snedecor, G.W., 1989. *Statistical Methods*. Ames, Iowa.
- Soil Survey Division Staff, 1993. *Soil survey manual*. Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook 18, Washington D.C., Estados Unidos.
- Soil Survey Staff, 2014. *Keys to soil taxonomy*, 12th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington DC.
- Soto, B., Benito, E., Díaz-Fierros, F., 1991. Heat-induced degradation processes in forest soils. *International Journal of Wildland Fire* 1, 147–152.
- Stoessel, F., Sonderegger, T., Bayer, P., Hellweg, S., 2018. Assessing the environmental impacts of soil compaction in Life Cycle Assessment. *Science of The Total Environment* 630, 913–921. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.222>

- Tabor, J.A., O'rourke, M.K., Lebowitz, M.D., Harris, R.B., 2011. Landscape-epidemiological study design to investigate an environmentally based disease. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 21, 197–211. <https://doi.org/10.1038/jes.2009.67>
- Taguas, E.V., Ayuso, J.L., Pérez, R., Giráldez, J.V., Gómez, J.A., 2013. Intra and inter-annual variability of runoff and sediment yield of an olive micro-catchment with soil protection by natural ground cover in Southern Spain. *Geoderma* 206, 49–62. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.04.011>
- Tarolli, P., Cavalli, M., Masin, R., 2019. High-resolution morphologic characterization of conservation agriculture. *CATENA* 172, 846–856. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.08.026>
- Tarolli, P., Sofia, G., Calligaro, S., Prosdociami, M., Preti, F., Dalla Fontana, G., 2015. Vineyards in terraced landscapes: New opportunities from Lidar data. *Land Degradation & Development* 26, 92–102. <https://doi.org/10.1002/ldr.2311>
- Taylor, J.A., 1984. *Themes in biogeography*. Croom Helm, London.
- Taylor, J.A., Coulouma, G., Lagacherie, P., Tisseyre, B., 2009. Mapping soil units within a vineyard using statistics associated with high-resolution apparent soil electrical conductivity data and factorial discriminant analysis. *Geoderma* 153, 278–284. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.08.014>
- Telak, L.J., Bogunovic, I., 2020. Tillage-induced impacts on the soil properties, soil water erosion, and loss of nutrients in the vineyard (Central Croatia). *Journal of Central European Agriculture* 21, 589–601. <https://doi.org/10.5513/JCEA01/21.3.2810>
- Tetsumura, T., Yukinaga, H., 2000. Comparative Rooting of Shoot Tips of Four Japanese Persimmon Cultivars vs. Shoots Regenerated from Roots Cultured In Vitro. *HortScience* 35, 940–944. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.35.5.940>
- Thomaz, E.L., Vestena, L.R., 2012. Measurement of runoff and soil loss from two differently sized plots in a subtropical environment (Brazil). *Earth Surf. Process. Landforms* 37, 363–373. <https://doi.org/10.1002/esp.2242>
- Trudgill, S.T., 1983. Soil geography: spatial techniques and geomorphic relationships. *Progress in Physical Geography* 7, 345–360. <https://doi.org/10.1177/030913338300700303>
- Trujillo-González, J.M., Mahecha-Pulido, J.D., Torres-Mora, M.A., Brevik, E.C., Keesstra, S.D., Jiménez-Ballesta, R., 2017. Impact of potentially contaminated river water on agricultural irrigated soils in an equatorial climate. *Agriculture (Switzerland)* 7. <https://doi.org/10.3390/agriculture7070052>
- Tugel, A.J., Herrick, J.E., Brown, J.R., Mausbach, M.J., Puckett, W., Hipple, K., 2006. Soil Change, Soil Survey, and Natural Resources Decision Making. *Soil Science Society of America Journal* 70, 1416. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0163er>
- Ulrich, A., Becker, R., 2006. Soil parent material is a key determinant of the bacterial community structure in arable soils. *FEMS Microbiol Ecol* 56, 430–443. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2006.00085.x>
- Unwin, T., 1991. *Wine and the Vine: An Historical Geography of Viticulture and the Wine Trade*. London ; New York.
- Usmanov, B., Nicu, I.C., Gainullin, I., Khomyakov, P., 2018. Monitoring and assessing the destruction of archaeological sites from Kuibyshev reservoir coastline, Tatarstan Republic, Russian Federation. A case study. *Journal of Coastal Conservation* 22, 417.
- van Dijck, S.J.E., van Asch, Th.W.J., 2002. Compaction of loamy soils due to tractor traffic in vineyards and orchards and its effect on infiltration in southern France. *Soil and Tillage Research* 63, 141–153. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00237-9](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00237-9)



- van Hall, R.L., Cammeraat, L.H., Keesstra, S.D., Zorn, M., 2016. Impact of secondary vegetation succession on soil quality in a humid Mediterranean landscape. *Catena*. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.05.021>
- van Westen, C.J., Lulie Getahun, F., 2003. Analyzing the evolution of the Tessina landslide using aerial photographs and digital elevation models. *Geomorphology, Studies on Large Volume Landslides* 54, 77–89. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(03\)00057-6](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(03)00057-6)
- Vanwalleghem, T., Laguna, A., Giráldez, J.V., Jiménez-Hornero, F.J., 2010. Applying a simple methodology to assess historical soil erosion in olive orchards. *Geomorphology* 114, 294–302. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.07.010>
- Vaudour, E., Leclercq, L., Gilliot, J.M., Chaignon, B., 2017. Retrospective 70 y-spatial analysis of repeated vine mortality patterns using ancient aerial time series, Pléiades images and multi-source spatial and field data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 58, 234–248. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.02.015>
- Verheijen, F.G.A., Jones, R.J.A., Rickson, R.J., Smith, C.J., 2009. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth-Science Reviews* 94, 23–38. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2009.02.003>
- Vianello, A., Cavalli, M., Tarolli, P., 2009. LiDAR-derived slopes for headwater channel network analysis. *Catena* 76, 97–106.
- Vinci, A., Brigante, R., Todisco, F., Mannocchi, F., Radicioni, F., 2015. Measuring rill erosion by laser scanning. *Catena* 124, 97–108. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.09.003>
- Vršič, S., Breznik, M., Pulko, B., Rodrigo-Comino, J., 2021. Earthworm Abundance Changes Depending on Soil Management Practices in Slovenian Vineyards. *Agronomy* 11, 1241. <https://doi.org/10.3390/agronomy11061241>
- Wagai, R., Mayer, L.M., Kitayama, K., Knicker, H., 2008. Climate and parent material controls on organic matter storage in surface soils: A three-pool, density-separation approach. *Geoderma* 147, 23–33. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.07.010>
- Wahba, G., 1990. *Spline Models for Observational Data*. Presented at the CBMS-NSF Regional Conference Series in Applied Mathematics, University of Wisconsin, University of Wisconsin, Madison, Wisconsin, p. xvi + 161. <https://doi.org/10.1137/1.9781611970128>
- Walkley, A., Black, I.A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37, 29–38.
- Wang, L., Tang, L., Wang, X., Chen, F., 2010. Effects of alley crop planting on soil and nutrient losses in the citrus orchards of the Three Gorges Region. *Soil and Tillage Research* 110, 243–250. <https://doi.org/10.1016/j.still.2010.08.012>
- Wang, S., Li, T., Zheng, Z., 2017. Distribution of microbial biomass and activity within soil aggregates as affected by tea plantation age. *CATENA* 153, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.01.029>
- Wang, Y., Zhang, J.H., Zhang, Z.H., Jia, L.Z., 2016. Impact of tillage erosion on water erosion in a hilly landscape. *Science of The Total Environment* 551, 522–532. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.045>
- Wang, Z.-J., Jiao, J.-Y., Rayburg, S., Wang, Q.-L., Su, Y., 2016. Soil erosion resistance of “Grain for Green” vegetation types under extreme rainfall conditions on the Loess Plateau, China. *CATENA* 141, 109–116. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.02.025>
- Weaver, A. van B., 1991. The distribution of soil erosion as a function of slope aspect and parent material in Ciskei, Southern Africa. *GeoJournal* 23, 29–34. <https://doi.org/10.1007/BF00204406>

- Williams, M., 1994. The relations of environmental history and historical geography. *Journal of Historical Geography* 20, 3–21. <https://doi.org/10.1006/jhge.1994.1002>
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1978. Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. USDA Agriculture Handbook. U.S. Government Printing Office, Washington, USA.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1965. Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains: guide for selection of practices for soil and water conservation planning. USDA Agriculture Handbook. U.S. Government Printing Office, Washington, USA.
- Wu, D.-M., Yu, Y.-C., Xia, L.-Z., Yin, S.-X., Yang, L.-Z., 2011. Soil Fertility Indices of Citrus Orchard Land Along Topographic Gradients in the Three Gorges Area of China. *Pedosphere* 21, 782–792. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(11\)60182-3](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(11)60182-3)
- Yavitt, J.B., 2000. Nutrient Dynamics of Soil Derived from Different Parent Material on Barro Colorado Island, Panama. *BIOTROPICA* 32, 198–207. [https://doi.org/10.1646/0006-3606\(2000\)032\[0198: NDOSDF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1646/0006-3606(2000)032[0198: NDOSDF]2.0.CO;2)
- Yesilonis, I.D., Pouyat, R.V., Neerchal, N.K., 2008. Spatial distribution of metals in soils in Baltimore, Maryland: Role of native parent material, proximity to major roads, housing age and screening guidelines. *Environmental Pollution* 156, 723–731. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.06.010>
- Yin, X., Song, B., Dong, W., Xin, W., Wang, Y., 2010. A review on the eco-geography of soil fauna in China. *J. Geogr. Sci.* 20, 333–346. <https://doi.org/10.1007/s11442-010-0333-4>
- Young, A., Goldsmith, P.F., 1977. Soil Survey and Land Evaluation in Developing Countries a Case Study in Malawi. *The Geographical Journal* 143, 407–431. <https://doi.org/10.2307/634710>
- Zeraatpisheh, M., Bakhshandeh, E., Hosseini, M., Alavi, S.M., 2020. Assessing the effects of deforestation and intensive agriculture on the soil quality through digital soil mapping. *Geoderma* 363, 114139. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114139>
- Ziegler, A.D., Sutherland, R.A., Giambelluca, T.W., 2001. Acceleration of Horton overland flow and erosion by footpaths in an upland agricultural watershed in northern Thailand. *Geomorphology* 41, 249–262.
- Zinck, J.A., 2012. *Geopedología. Elementos de geomorfología para estudios de suelos y de riesgos naturales*. ITC, Enschede, the Netherlands.
- Zinck, J.A., Valenzuela, C.R., 1990. Soil geographic database: structure and application examples. *ITC Journal* 1990, 270–294.
- Zornoza, R., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., Mataix-Beneyto, J., 2009. Comparison of Soil Physical, Chemical, and Biochemical Properties Among Native Forest, Maintained and Abandoned Almond Orchards in Mountainous Areas of Eastern Spain. *Arid Land Research and Management* 23, 267–282.
- Zuecco, G., Penna, D., Borga, M., 2018. Runoff generation in mountain catchments: Long-term hydrological monitoring in the rio vauz catchment, Italy. *Geographical Research Letters* 44, 397–428. <https://doi.org/10.18172/cig.3327>