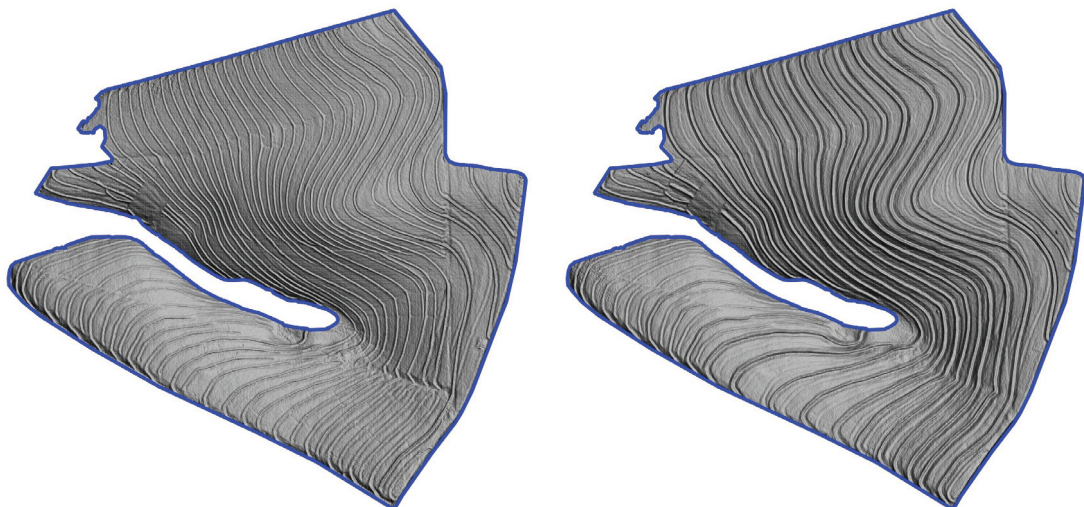


Londrina, PR / Dezembro, 2025

Geotecnologias e infiltração de água no solo aplicadas ao redimensionamento de terraços em uma bacia hidrográfica na região oeste do Paraná



***Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Soja
Ministério da Agricultura e Pecuária***

ISSN 2176-2937

Documentos 480

Dezembro, 2025

Geotecnologias e infiltração de água no solo aplicadas ao redimensionamento de terraços em uma bacia hidrográfica na região oeste do Paraná

*Julio Cezar Franchini
Hudson Carlos Lissoni Leonardo
Alvadi Antonio Balbinot Junior
Henrique Debiasi
Esmael Lopes do Santos*

***Embrapa Soja
Londrina, PR
2025***

Embrapa Soja

Rod. Carlos João Strass, s/n
Acesso Orlando Amaral, Distrito da Warta
CEP 86065-981
Caixa Postal 4006
Londrina, PR
Fone: (43) 3371 6000
www.embrapa.br/soja

www.embrapa.br/fale-conosco/sac

Comitê Local de Publicações da Embrapa Soja

Presidente

Roberta Aparecida Carnevali

Secretária-executiva

Regina Maria Villas Bôas de Campos Leite

Membros

*Adonis Moreira, Clara Beatriz Hoffmann-
Campo, Claudine Dinali Santos Seixas, Claudio
Guilherme Portela de Carvalho, Fernando
Augusto Henning, Leandro Eugênio Cardamone
Diniz, Liliane Márcia Mertz-Henning, Maria
Cristina Neves de Oliveira*

Edição executiva

Vanessa Fuzinatto Dall' Agnol

Revisão de texto

Regina Maria Villas Bôas de Campos Leite

Normalização

Valéria de Fátima Cardoso

Projeto gráfico

Leandro Sousa Fazio

Diagramação

Marisa Yuri Horikawa

Imagens da capa

Julio Cezar Franchini

Publicação digital: PDF

Todos os direitos reservados

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte,
constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Embrapa Soja

Geotecnologias e infiltração de água no solo aplicadas ao redimensionamento de
terraços em uma bacia hidrográfica na região oeste do Paraná / Júlio Cezar Franchini
... [et al.]. – Londrina : Embrapa Soja, 2025.

66 p. (Documentos / Embrapa Soja, ISSN 2176-2937 ; n. 480).

1. Conservação do solo. 2. Manejo do solo. 3. Terraceamento. I. Franchini, Júlio
Cezar. II. Leonardo, Hudson Carlos Lissoni. III. Balbinot Junior, Alvadi Antonio. IV.
Debiasi, Henrique. V. Santos, Esmael Lopes do Santos. VI. Série.

CDD: 631.455 (21. ed.)

Valéria de Fátima Cardoso (CRB 9/1188)

© Embrapa 2025

Autores

Julio Cezar Franchini

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciências, pesquisador da Embrapa Soja, Londrina, PR.

Hudson Carlos Lissoni Leonardo

Engenheiro-agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, engenheiro-sênior III da Itaipu Binacional, Foz do Iguaçu, PR.

Alvadi Antonio Balbinot Junior

Engenheiro-agrônomo, doutor em Produção Vegetal, pesquisador da Embrapa Trigo, Passo Fundo, RS.

Henrique Debiasi

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciências do Solo, pesquisador da Embrapa Soja, Londrina, PR.

Esmael Lopes do Santos

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia, professor do Centro Universitário Assis Gurgacz (FAG), Cascavel, PR.

Apresentação

Nas últimas décadas, o avanço da agricultura brasileira foi acompanhado por importantes desafios relacionados à conservação do solo e da água. Eventos de chuva de alta intensidade, cada vez mais frequentes, têm provocado expressivos prejuízos econômicos e ambientais, evidenciando a necessidade de aperfeiçoar as práticas conservacionistas e de manejo do solo.

O Paraná, historicamente referência nacional em conservação de solos e desenvolvimento de tecnologias agrícolas, enfrenta atualmente o desafio de compatibilizar a mecanização moderna e intensiva com a manutenção de sistemas de terraceamento eficientes. Em diversas regiões, a retirada ou a degradação dos terraços reduziu sua funcionalidade, aumentando a vulnerabilidade das áreas agrícolas à erosão hídrica e à perda de produtividade, afetando a sustentabilidade dos sistemas agrícolas.

Nesse contexto, o trabalho apresenta os resultados do uso integrado de ferramentas inovadoras que possibilitaram o dimensionamento de um sistema de terraceamento seguro e eficiente, em conformidade com as realidades agrícola e climática atuais. A abordagem combinou o uso de modelos digitais de elevação obtidos por drones, a taxa de infiltração estável do solo e ferramentas digitais.

A metodologia adotada mostrou-se eficaz para o planejamento, a execução e a avaliação de sistemas conservacionistas, permitindo maior precisão na adequação dos terraços às condições locais de solo, relevo e infiltração. Além disso, os resultados obtidos confirmam que o aumento da altura dos terraços e do espaçamento vertical, aliado à melhoria da capacidade de infiltração do solo, promove ganhos significativos na capacidade de armazenamento de água e na eficiência do controle da erosão hídrica.

A área de estudo representa condições edáficas e de uso agrícola semelhantes às de, aproximadamente, dois milhões de hectares no Paraná, o que reforça o potencial de replicação da metodologia em larga escala. Nessas condições, a aplicação integrada de ferramentas

digitais e parâmetros hidrológicos contribui para o manejo sustentável do solo e para o aumento da resiliência dos sistemas produtivos frente às mudanças climáticas e à intensificação dos eventos extremos.

Roberta Aparecida Carnevali

Gerente-adjunta de Pesquisa e Desenvolvimento

Embrapa Soja

Sumário

Introdução	7
Objetivos	14
Referencial teórico sobre o dimensionamento de terraços	15
Material e Métodos	18
Localização.....	18
Obtenção de orthomosaico e modelo digital de elevação (MDE)	19
Uso e funcionamento do Software Terraço 4.1	22
Monitoramento do talhão usando imagens aéreas	30
Resultados	31
Caracterização inicial da área	31
Estimativa de perdas de solo na microbacia	33
Simulação de projetos de terraceamento.....	34
Execução do projeto	41
Avaliação comparativa das condições em 2017 e 2024	45
Índice de conectividade (IC).....	51
Índice de Umidade Topográfica (TWI).....	56
Capacidade de armazenamento de água	60
Considerações finais	61
Agradecimentos	62
Referências	62

Introdução

A ocorrência de eventos pluviométricos extremos tem causado prejuízos econômicos e ambientais significativos às áreas de produção de grãos no estado do Paraná, principalmente devido às perdas de água, solo e nutrientes provocadas pela erosão hídrica e reduções de produtividade em função do déficit hídrico. Estudos recentes evidenciam que o aumento na frequência e na intensidade destes eventos, devido ao aquecimento global, tem intensificado os processos erosivos em diversas regiões brasileiras (Brazil, 2024). Essas alterações climáticas agravam as perdas de solos, especialmente em áreas vulneráveis - solos com alta erodibilidade e desprovidos, total ou parcialmente, de práticas conservacionistas. Nessas áreas, chuvas de alta intensidade e/ou volume têm provocado deslizamento de solo e vegetação, erosão, inundação, assoreamento, eutrofização e contaminação de corpos de água. A intensificação da erosão compromete a produtividade agrícola, degrada ecossistemas e eleva os custos econômicos, sociais e ambientais. Diante desse cenário, é notória a urgência de utilização de práticas conservacionistas, como sistemas de terraceamento funcionais e manejo adequado do solo e das culturas, aliados a políticas públicas indutoras da conservação do solo e da água.

A erosão hídrica é um fenômeno que ocorre em três etapas distintas: desprendimento, transporte e deposição, que são controlados por fatores naturais e antrópicos, que determinam o particionamento da água proveniente das chuvas, na complexa interação dessas com a superfície do terreno ou com o dossel da vegetação em uma área específica, abrangendo desde um talhão em uma propriedade rural até bacias hidrográficas em escala regional. Entre esses fatores, destacam-se: a) as características da **chuva**, fundamentalmente a sua erosividade. Os dois principais tipos de chuva causadores de erosão são aqueles de alta intensidade e curta duração, em que a capacidade de infiltração de água no solo é excedida e, aqueles com grandes volumes precipitados em baixa intensidade, mas por longo

período de tempo, levando à saturação do solo (Morgan, 2005); b) a erodibilidade do **solo**, explicada preponderantemente pela textura, estabilidade de agregados, resistência ao cisalhamento, capacidade de infiltração de água, mineralogia, elementos químicos adsorvidos à sua CTC (capacidade de troca de cátions) e teor de matéria orgânica (Morgan, 2005); c) o **relevo**, incluindo variáveis como declividade e comprimento de rampa, ambas influenciando de forma diretamente proporcional a velocidade e o volume do escoamento, duas variáveis que determinam a energia cinética do fluxo. Quanto mais íngreme e mais longa a rampa, maiores a velocidade, o volume e, consequentemente, a energia do fluxo. As nove formas geométricas de rampa (Huggett, 1975), por sua vez, podem concentrar, divergir ou favorecer a manutenção de um fluxo relativamente laminar, podendo agravar, atenuar ou pouco influenciar a energia do fluxo; d) a conformidade ou desconformidade do **uso da área** à sua aptidão, seja para agricultura, pecuária, culturas anuais ou perenes; e e) o **sistema de conservação do solo e da água**, que abrange práticas vegetativas, edáficas e mecânicas destinadas à proteção do solo contra o impacto direto das gotas de chuva e à redução, ao controle e ao ordenamento do escoamento superficial, retendo-o, via infiltração, ou conduzindo-o de pontos de maiores cotas altimétricas às posições com menores cotas e condições hidrologicamente estáveis. Dentre essas práticas, destaca-se o **manejo do sistema de produção**, visando maior eficiência no uso da água, como semeadura em nível, o Sistema de Plantio Direto (SPD), integração lavoura-pecuária-floresta e manejo adequado de pastagens.

É relevante mencionar que, no planejamento conservacionista, a seguinte hierarquia deve ser observada: 1) adequação do uso à aptidão dos solos; 2) manejo do sistema de produção com práticas vegetativas e edáficas; e 3) dimensionamento e execução de práticas mecânicas.

Historicamente, o estado do Paraná desempenhou um papel de destaque no desenvolvimento de tecnologias voltadas ao aprimoramento de sistemas de produção agrícola, buscando a máxima eficiência nos aspectos econômico, social e ambiental. Na década de

1980, o Paraná implementou um modelo pioneiro de conservação de solos e água, baseado no manejo de bacias hidrográficas, que se tornou referência nacional e internacional (Fuentes-Llanillo et al., 2021; Telles et al., 2023). Essa estratégia incluiu a introdução de terraços agrícolas, destinados primordialmente ao seccionamento do comprimento de rampa e à retenção ou condução controlada do escoamento superficial.

Paralelamente, o SPD, introduzido no Brasil na década de 1970, revolucionou a agricultura tropical ao eliminar o revolvimento do solo, manter a superfície do terreno coberta por palha ou por plantas vivas e promover a sustentabilidade agrícola (Franchini et al., 2012; Fuentes-Llanillo et al., 2021; Telles et al., 2023). Essas práticas foram fundamentais para reduzir a erosão hídrica, aumentar a retenção de água no solo e melhorar a qualidade física e química do solo ao longo do tempo, além de proporcionar estabilidade na produtividade e rentabilidade dos sistemas produtivos (Franchini et al., 2012; Moraes et al., 2016; Garbelini et al., 2022). Desde então, o sistema de produção agrícola, especialmente de grãos, passou por um expressivo processo de intensificação. Essa evolução resultou em um aumento significativo da produtividade por área, mas também exerceu maior pressão sobre a qualidade da estrutura do solo, comprometendo a sua capacidade de manter o potencial produtivo a longo prazo. Um exemplo claro dessa transformação é o crescimento da área cultivada com soja no Paraná, que passou de 2,27 milhões de hectares em 1990 para 5,76 milhões de hectares em 2023 (IBGE, 2023).

A modernização da agricultura ao longo das últimas três décadas foi observada em diversos níveis, destacando-se as mudanças ocorridas no setor de máquinas e equipamentos agrícolas. Durante esse período, as máquinas evoluíram substancialmente, permitindo ganhos expressivos na produtividade do trabalho e na qualidade das operações. No entanto, esse avanço tecnológico também trouxe desafios significativos. O aumento das dimensões e do peso das máquinas, incluindo tratores, pulverizadores, semeadoras e colhedoras, gerou um desafio de coexistência entre esse tipo de maquinário e a presença de terraços nas áreas agrícolas. Essa questão precisa ser

analisada em dois aspectos. Primeiramente, a compactação do solo pelo uso de maquinários de grande porte, sem a adoção dos critérios e das boas práticas inerentes à mecanização agrícola, ao deformar os agregados e reduzir a macroporosidade do solo, restringe a infiltração e aumenta a parcela da chuva que irá formar o escoamento superficial, favorecendo, portanto, o processo erosivo. Para uma área já terraceada e que a compactação venha a reduzir a TIE, em relação aos valores adotados no projeto, o risco de transbordamento dos terraços será aumentado, comparativamente ao risco projetado. O segundo aspecto diz respeito à compatibilidade entre as dimensões dos taludes dos terraços e das máquinas, cabendo o registro de que essa adequação dos terraços aos maquinários é tecnicamente viável no dimensionamento e operacionalmente exequível na implantação.

Esse cenário contribuiu para a disseminação de um movimento que ganhou força ao longo do tempo, favorecendo a remoção ou redução dos terraços. A principal justificativa é a falsa convicção de que o SPD, por si, é suficiente para garantir a conservação do solo e da água nas áreas agrícolas. Contudo, estudos como o de Silva e De Maria (2011) refutam essa visão, mostrando que, embora o SPD seja eficiente no controle da erosão, ele não elimina completamente o escoamento superficial, especialmente em áreas de declividade acentuada e com baixa taxa de infiltração. O trabalho evidencia que a formação de sulcos e ravinas pode ocorrer mesmo em SPD, ressaltando a necessidade de práticas mecânicas complementares, como o terraceamento. Adicionalmente, ainda no final da década de 1990, Schick et al. (2000a, 2000b) já haviam observado perdas significativas de água, sedimentos, carbono orgânico e nutrientes via erosão hídrica em um Cambissolo húmico aluminico, manejado em SPD, indicando a necessidade de estruturas hidráulicas de contenção de enxurrada, mesmo em SPD.

A manutenção de terraços em áreas sob SPD reduz significativamente as perdas de solo e água, mesmo onde o espaçamento entre terraços foi ampliado (Silva; De Maria, 2011). Em contrapartida, a remoção dessas estruturas aumenta a vulnerabilidade do solo, especialmente em rampas mais longas, onde o escoamento se concentra

e intensifica os processos erosivos. Esses achados se alinham com outros estudos, como os de Moraes et al. (2016) e Bertollo et al. (2021), que reforçam a necessidade de práticas complementares para otimizar a infiltração de água e reduzir a lâmina de escoamento superficial (LES).

A taxa de infiltração estável (TIE) é um parâmetro fundamental para determinar a LES, representando a capacidade máxima do solo de absorver água após atingir a saturação. Quando a intensidade da precipitação instantânea supera a TIE, a água excedente dá início a formação da LES. Esse processo é especialmente significativo em solos tropicais, onde a variabilidade na TIE, influenciada por características do solo, manejo agrícola e cobertura vegetal, desempenha um papel crucial no controle da erosão e na sustentabilidade hídrica (Pruski et al., 1997). Solos compactados ou com baixa TIE são mais vulneráveis ao escoamento superficial, enquanto práticas conservacionistas, como o SPD e o uso de culturas de cobertura, têm aumentado a TIE e reduzido os riscos associados (Debiasi et al., 2023).

A LES é influenciada por diversos fatores, como a intensidade, a duração e a frequência das chuvas. Solos manejados inadequadamente, como os que sofreram compactação por maquinário agrícola, apresentam redução significativa na TIE, agravando os processos erosivos. Estudos de Moraes et al. (2016) mostram que a compactação do solo reduz a macroporosidade e a capacidade de drenagem, limitando a infiltração de água e favorecendo o escoamento superficial. Essa condição é mais crítica em solos agrícolas intensivamente manejados, em que o tráfego de máquinas pesadas compromete a estrutura do solo, dificultando a recuperação de sua funcionalidade. Além disso, a menor TIE observada nos solos compactados está diretamente associada a uma maior formação de LES durante eventos de chuvas intensas, aumentando as perdas de solo e agravando a erosão hídrica. Os resultados enfatizam que a compactação não reduz apenas a infiltração, mas também aumenta a vulnerabilidade do solo aos impactos de eventos climáticos extremos, como seca, tornando indispensável o uso de práticas de manejo que restauram

a porosidade funcional do solo (Moraes et al., 2016; Bertollo et al., 2021).

Práticas como a rotação de culturas e a cobertura do solo com espécies de alto crescimento de raízes e parte aérea, como espécies de braquiária, aumentam a TIE, melhorando a estrutura do solo por meio da formação de bioporos contínuos e da maior agregação das partículas do solo, aumentando a estabilidade produtiva (Deuschle et al., 2019; Debiasi et al., 2023; Balbinot Junior et al., 2024). Essas melhorias são importantes para reduzir a LES, controlando o escoamento superficial e mitigando a erosão hídrica, mesmo durante eventos extremos de precipitação. Bertollo et al. (2021) destacam que a braquiária é especialmente eficiente em criar bioporos longos e contínuos que aliviam o impacto da compactação, proporcionando maior infiltração de água e maior resiliência do solo a forças disruptivas. Conforme observado por Didoné et al. (2019), solos manejados com práticas conservacionistas, como o SPD combinado com rotação de culturas, apresentaram até 84% menos perda de solo em comparação com sistemas convencionais, evidenciando a importância da TIE no manejo de recursos hídricos.

O método de cálculo da LES, como detalhado por Pruski et al. (1997), enfatiza a necessidade de considerar a TIE como parâmetro essencial no planejamento de sistemas conservacionistas. Em áreas com relevo propício à erosão, a inclusão da TIE no cálculo do volume máximo de escoamento superficial (MSR) permite projetar terraços mais eficientes, otimizando sua capacidade de retenção de água e reduzindo os impactos do escoamento superficial. Além disso, Bertollo et al. (2021) ressaltam que o uso de culturas de cobertura, como a braquiária, melhora a resistência do solo a forças mecânicas, contribuindo para maior estabilidade estrutural sem aumentar a densidade aparente, o que é essencial para reduzir a LES de forma sustentável.

Portanto, a TIE é um indicador chave para o planejamento e o dimensionamento de sistemas conservacionistas, especialmente em cenários de chuvas extremas e manejo intensivo. Incorporar a TIE no planejamento hidrológico e no manejo agrícola permite minimizar a LES e controlar a erosão, garantindo a resiliência do solo frente às

mudanças climáticas e aos impactos do uso intensivo. A retirada ou a redução da quantidade de terraços, sem critérios, associada à falta de manutenção e à compatibilização de sistemas de conservação em áreas incorporadas ao sistema de produção, contribui para a vulnerabilidade das propriedades.

Atualmente, uma possibilidade promissora para o aprimoramento e a modernização do planejamento e do dimensionamento de sistemas de terraceamento em áreas agrícolas é a utilização de ferramentas digitais integradas com Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e Modelos Digitais de Elevação (MDE). Essas tecnologias permitem integrar dados topográficos, hidrológicos e edáficos, fornecendo análises precisas e otimizadas para a implementação de práticas conservacionistas adaptadas às condições específicas de cada área.

O MDE fornece uma representação tridimensional do terreno, fundamental para o dimensionamento de terraços. A análise do MDE permite identificar variáveis topográficas, como declividade, comprimento de rampa e direção do fluxo, que influenciam diretamente a formação de escoamento superficial e erosão. Os MDE podem ser gerados a partir de imagens obtidas por veículos aéreos não tripulados (VANTs), com precisão que pode atingir poucos centímetros, dependendo das características do sensor e dos parâmetros utilizados na definição do plano de voo.

Os SIGs integram e processam os dados do MDE, combinando informações sobre uso do solo, características do solo e padrões de precipitação. Por meio de análises espaciais, como delineamento de microbacias e identificação de áreas suscetíveis à erosão, usando índices hidrológicos, os SIGs auxiliam na definição das melhores localizações e dimensões para os terraços. Ferramentas como QGIS e ArcGIS oferecem módulos específicos para modelagem hidrológica e análise de escoamento, que são cruciais no planejamento de sistemas de conservação do solo e água.

Em geral, o estado do Paraná apresenta características de relevo, solo e chuva que maximizam os processos de erosão hídrica, exigindo práticas de manejo do solo, em SPD, e terraceamento funcional para mitigar a erosão. Estima-se que os custos anuais da erosão no

estado atinjam 242 milhões de dólares, destacando a urgência de práticas conservacionistas integradas (Telles et al., 2011). Uma das regiões do Paraná mais suscetíveis à erosão hídrica em áreas agrícolas é o oeste do estado, onde predominam sistemas de produção de grãos e de pecuária altamente intensivos no uso da terra, refletindo-se, em muitos casos, na degradação das propriedades físicas do solo. Nessa região, a retomada do terraceamento em nível de microbacia, com base em métodos modernos de planejamento, dimensionamento e execução, é fundamental para ampliar a conservação do solo e da água.

Objetivos

O trabalho tem como objetivo principal avaliar e aprimorar o dimensionamento do sistema de terraceamento em uma microbacia de primeira ordem na região oeste do Paraná, com foco na integração da taxa de infiltração estável (TIE), modelos digitais de elevação (MDE) e sistemas de informações geográficas (SIG), visando reduzir os impactos da erosão hídrica promovida por eventos extremos de chuva. O trabalho ainda apresenta como objetivos específicos:

1. Avaliar a influência da TIE sobre a formação da lâmina de escoamento superficial (LES), usando o software Terraço 4.1.
2. Elaborar e validar projetos de redimensionamento de terraços, utilizando MDEs e SIGs, com base nas condições hidrológicas e topográficas locais.
3. Analisar os impactos ambientais do redimensionamento de sistemas de terraceamento na microbacia, usando índices topográficos.
4. Propor recomendações técnicas para o uso de ferramentas digitais no planejamento e no monitoramento de sistemas conservacionistas em áreas agrícolas.

Referencial teórico sobre o dimensionamento de terraços

Atualmente, no Paraná o dimensionamento de terraços, em geral, é determinado pelos critérios definidos por Rufino (1994), que são baseados no declive do terreno e três classes texturais de solo. Outro método referendado é aquele baseado nas recomendações do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) (Lombardi Neto et al., 1994), que utiliza fatores relacionados ao declive, às classes de solos, ao tipo de manejo do solo e dos restos culturais.

Em função da crescente retirada dos terraços em áreas agrícolas no Paraná, na década de 1990, Caviglione et al. (2010) utilizaram a RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) como modelo matemático para a estimativa de perdas de solo por erosão e a comparação de diferentes cenários de manejo de solo. O método RUSLE ou Equação Revisada de Perda Universal de Solo, foi desenvolvido como uma evolução da USLE (Universal Soil Loss Equation), que foi originalmente criada por Wischmeier e Smith (1978), como parte de pesquisas conduzidas pelo Serviço de Conservação de Solo dos Estados Unidos. A RUSLE foi desenvolvida na década de 1990 por uma equipe de cientistas do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) (Renard et al., 1997).

Caviglione et al. (2010) usando a RUSLE e os critérios definidos por Rufino (1994) e Lombardi Neto et al. (1994), estimaram as perdas anuais de solo por geoprocessamento, em uma bacia hidrográfica com diferentes cenários de espaçamento entre terraços, manejo de solo e erosividade de chuvas. Os cenários avaliados incluíram espaçamentos recomendados, retirada parcial e total de terraços. Os resultados demonstraram que a remoção total ou parcial de terraços compromete a conservação do solo. Os espaçamentos recomendados por Rufino (1994) e Lombardi Neto et al. (1994) apresentaram perdas de solo semelhantes, sendo ambos considerados adequados para o controle da erosão. Além disso, esses métodos de dimensionamento são de fácil aplicação no campo devido às tabelas práticas. Por outro lado, tem limitações técnicas, em razão da dependência

de critérios empíricos, com ajustes limitados para condições locais específicas, como não levar em consideração as características de chuvas intensas.

Com base nos resultados do trabalho, usando simulações de diferentes cenários, recomenda-se que os terraços no SPD devem ser mantidos na quantidade indicada pelos métodos de referência avaliados, principalmente, em condições de maior erosividade. A prática de remoção de terraços não foi recomendada para cultura anuais. Os métodos avaliados foram considerados semelhantes entre si em relação às perdas de solo estimadas e eficientes para o controle da erosão.

A eficiência no controle da erosão dos projetos foi associada a valores reduzidos de espaçamento vertical e horizontal entre os terraços, o que tem sido relatado como um dos maiores entraves ao rendimento operacional nas execuções de semeadura, controle fitossanitário e colheita. Na semeadura e na colheita, a proximidade entre os terraços aumenta o número de manobras e o número de passadas adicionais, refletindo em tráfego adicional, aumento no gasto de combustível e atraso na realização das atividades. Na prática, as recomendações de Caviglione et al. (2010), não têm sido utilizadas pelos produtores de forma geral, prevalecendo a falta de manutenção nas estruturas existentes e a retirada parcial ou total de terraços e consequente aumento do risco de perdas de solo e água.

Por outro lado, Pruski et al. (1997) propuseram um método para dimensionar a capacidade de armazenamento de água em terraços em nível, considerando a LES e a TIE. O método baseia-se no balanço hídrico e nas propriedades hidráulicas do solo. No estudo foram desenvolvidas equações para calcular a LES com base nas características locais da precipitação, utilizando a equação de intensidade, duração e frequência de chuvas (IDF). Além disso, o modelo hidrológico, fundamentado no equilíbrio hídrico da superfície do solo, estabelece uma relação direta entre a TIE e a LES. Essa dinâmica contribui para diminuir o risco de erosão, com a melhoria do manejo do sistema de produção, além de reduzir o número de terraços. Dessa forma, o manejo adequado do solo e do sistema de produção

pode melhorar a qualidade estrutural do solo, minimizando o risco de erosão e viabilizando sistemas de terraceamento com maior espaçamento entre os terraços.

O modelo também apresenta maior sensibilidade às variações na TIE e nos parâmetros climáticos, proporcionando maior precisão no cálculo do armazenamento de água em condições específicas. Ele leva em conta a compatibilidade com as condições locais e as diferenças entre práticas conservacionistas, oferecendo uma abordagem técnica e quantitativa. Um dos principais componentes desse método é o cálculo da LES, obtido a partir do balanço hídrico entre a precipitação total e a taxa de infiltração.

A equação de IDF da chuva é usada para determinar a precipitação de projeto e o tempo de duração da chuva que maximiza o escoamento. No método, considera-se a infiltração constante após a saturação do solo, que influencia diretamente no espaçamento e na profundidade do canal do terraço. O espaçamento entre os terraços é determinado pelo volume de água que o canal pode armazenar, relacionando a profundidade máxima de água acumulada. Dessa forma, as características do terraço, como forma, área da seção e a sua relação com a altura do terraço passam a ser variáveis que compõem o projeto. Sua conceituação teórica é precisa, com capacidade de adaptação a condições climáticas e de solo específicas. Por outro lado, exige mais dados (infiltração, curva IDF, período de retorno) e cálculos complexos, dificultando a aplicação em campo sem suporte técnico.

Os métodos propostos por Rufino (1994) e Lombardi Neto et al. (1994) são adequados para aplicações práticas em larga escala, com uso simplificado e foco na conservação de solo em SPD. Por isso, são recomendadas para técnicos de campo e agricultores, devido à simplicidade de execução. Por sua vez, o método proposto por Pruski et al. (1997) seria mais adequado para o dimensionamento técnico e estrutural de terraços, permitindo maiores precisão e adaptação a condições locais específicas e aplicação a projetos estruturais avançados. Requer maior suporte técnico e é voltada para projetos detalhados. Ambos os métodos são complementares.

Devido à maior complexidade do método descrito por Pruski et al. (1997), em 2007 foi disponibilizado o software 4.1 (Pruski, 2018). O Terraço 4.1 foi desenvolvido pelo GPRH (Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos) do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (DEA - UFV). O software tem como objetivo racionalizar o uso das principais práticas utilizadas para o controle da erosão em áreas agrícolas, bem como selecionar, dimensionar e otimizar a implantação de sistemas de conservação de solos, considerando as condições da área agrícola analisada. Nesse sentido, a integração de geotecnologias e dados de TIE em projetos para dimensionar ou redimensionar os terraços de determinada área agrícola, é uma evolução significativa em projetos de conservação do solo e da água.

Material e Métodos

Localização

O trabalho foi conduzido em uma microbacia hidrográfica de primeira ordem, localizada no município de Toledo, PR (24° 49" S e 53° 33' O). A área de estudo, em 2017, fazia parte do projeto de monitoramento de perda de solo e água em microbacias hidrográficas, Solo Vivo, conduzido em parceria pela Embrapa, UEL, Febrapdp e Itaipu Binacional. Atualmente, a área faz parte do projeto AISA (Ação Integrada de Solo e Água), conduzido em parceria pela Embrapa, IDR-Paraná, Esalq, Faped e Itaipu Binacional. A propriedade foi composta pela associação de vários talhões ao longo dos anos, totalizando 115 ha (Figura 1).

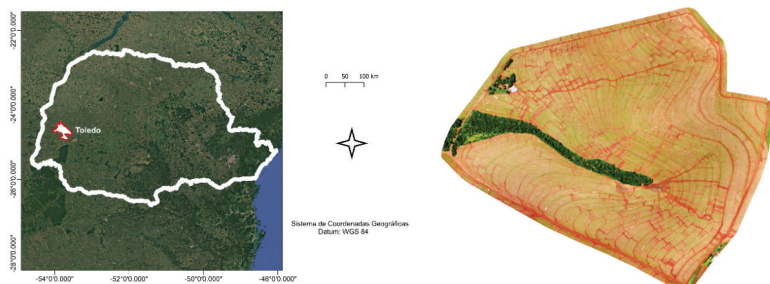


Figura 1. Localização geográfica da área de estudo e orthomosaico obtido em 27/11/2017.

Entre os dias 29 e 30 de outubro de 2017 ocorreu um evento contínuo de chuvas que totalizaram 159,3 mm no período de 18 horas e 10 minutos, com volume acumulado de 240 mm nos dez dias antecedentes, causando grande movimentação de solo e transbordamento de pontos específicos dos terraços, conforme pode ser visualizado na imagem aérea obtida em 27/11/2017 (Figura 1).

Obtenção de orthomosaico e modelo digital de elevação (MDE)

Para a utilização do módulo de locação de sistemas de terraceamento em nível no software Terraço 4.1 são solicitadas, além das informações requeridas no dimensionamento, imagens contendo informações de elevação e de declividade da área na qual se deseja implantar o sistema.

As imagens utilizadas neste trabalho foram obtidas em 2017 e 2024, utilizando equipamentos e técnicas diferentes. A imagem do dia 27/11/2017 foi obtida por um VANT do tipo quadricóptero, modelo Phantom 4 pro, da marca DJI®, quando a cultura da soja estava com quatro trifólios. O plano de voo foi elaborado no software Pix4D®, considerando uma altura de voo de 250 metros, 80% de sobreposição longitudinal e 60% na lateral. Foram obtidas 172 fotos que foram

processadas no software Agisoft PhotoScan Professional®. Como resultado do processamento foi obtido o orthomosaico.

O modelo digital de elevação foi obtido pela Itaipu, utilizando um drone do tipo asa fixa da marca eBee. Para correção do sinal GNSS (Sistema Global de Navegação por Satélite), foi utilizado o método PPK (Post-Processed Kinematic). O PPK é um método de posicionamento baseado na utilização de dois receptores coletando dados simultaneamente, a Base e o Rover. A correção do posicionamento das fotos foi obtida após o processamento conjunto dos dados do Rover e da Base. O modelo digital de elevação foi reprojetado para 1 m de resolução. Os produtos obtidos em 2017 foram utilizados para caracterizar a área após o evento climático.

Em 19/07/2024, quando a área estava coberta com palhada pós-colheita de milho, foi realizado um plano de voo para coleta de imagens na área de estudo. As imagens foram obtidas por um VANT do tipo quadricóptero, modelo Mavic 3 Multispectral, da marca DJI®. O plano de voo foi elaborado no software do próprio fabricante, DJI Pilot, considerando uma altura de voo de 200 metros, 80% de sobreposição longitudinal e 70% na lateral. Foram obtidas 242 fotos que foram processadas no software Agisoft PhotoScan Professional®. Como resultado do processamento foram obtidos o orthomosaico e o modelo digital de elevação. Para correção do sinal GNSS foi utilizado o método RTK (Real Time Kinematic). A técnica baseia-se na medição de fase da onda portadora dos sinais dos satélites (ao invés das informações transmitidas por esses sinais) e sua correção utilizando dados oriundos de estações de referência. Desta forma, os efeitos de interferências nos sinais (como erro do relógio do satélite, erros de efemérides e erros decorrentes da propagação do sinal na atmosfera, que produzem os erros na pseudodistância) são minimizados.

Para o uso da técnica é necessário um receptor GNSS equipado com tecnologia RTK, uma estação de referência, acesso à uma rede de internet, para comunicação entre o receptor GNSS e a estação de referência, e que a distância entre o receptor e a estação de referência não ultrapasse 60 km. Como base, foi utilizado um receptor da marca Emlid Reach RS3, enquanto o Rover foi representado pelo

drone Mavic 3M e seu receptor GNSS. A real posição da base foi determinada usando a Rede Brasileira de Monitoramento Contínuo (RBMC) dos Sistemas GNSS e um protocolo NTRIP. Por meio do software Emlid Flow, foi estabelecida uma conexão entre um dispositivo móvel (celular) e o Reach RS3 para acesso à internet. Na propriedade há sinal de internet no formato 4G. O protocolo NTRIP permite que o receptor GNSS, nesse caso atuando como rover (Reach RS3), receba correções da base da RBMC, uma estação de referência de funcionamento contínuo. Para obter correções NTRIP, o Reach foi conectado à internet pelo hotspot do modem celular incorporado. Para configurar o Reach RS3 como um rover para o modo RTK com NTRIP, as configurações GNSS e a entrada de correção no Emlid Flow foram ajustadas. Detalhes da configuração podem ser obtidos no manual do Reach RS3¹. Para receber as correções via internet foi utilizada a base da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste), localizada em Cascavel, a 20 km do local do trabalho. O código da RBMC é 48097M0021. Após a conexão com a base e o posicionamento preciso do GNSS Reach RS3, a posição foi registrada e armazenada. A seguir, a posição do Reach RS3 foi estabelecida de forma manual e então ele foi configurado para atuar como base, para enviar correções ao drone durante a execução do plano de voo. Para isso, foi usado um protocolo NTRIP local estabelecendo uma conexão entre o Reach RS3 e o controlador do drone via rede Wi-Fi. O drone DJI Mavic 3M, com o módulo RTK, usa um protocolo NTRIP para receber correções, o que permite usar o Reach RS3 como uma estação base. O Reach RS3 pode enviar correções NTRIP pela opção Local NTRIP no Emlid Flow, sem conexão à internet. Para isso, foi conectado o controlador ao drone, selecionada a opção de RTK de rede personalizada (Custom network RTK) nas configurações e preenchido o formulário de credenciais NTRIP. Ao configurar corretamente a comunicação entre o Reach RS3 e o controlador do drone, o voo foi realizado com correção RTK e precisão aproximada de 0,02 m.

¹ <https://docs.emlid.com/reachrs3/pt-BR/rtk-quickstart/reachrs3-as-rover/rtk-over-ntrip-service>

O orthomosaico obtido em 27/11/2017 também foi utilizado para quantificar as áreas atingidas pela erosão por meio do cálculo de um índice espectral. Foi utilizado um índice normalizado das bandas Vermelha e Azul $[(\text{Vermelho} - \text{Azul}) / (\text{Vermelho} + \text{Azul})]$. O limiar do índice foi ajustado para representar as áreas atingidas por inspeção visual do orthomosaico de 2017. A imagem foi reprojeta para um pixel de 1 m. Após o ajuste do limiar, a imagem foi classificada e o número de pixels com valor acima do limiar foi considerada como atingida pelo transporte e/ou deposição dos sedimentos. O número total de pixels foi então dividido por 10.000 para se obter a área em hectares.

Os modelos digitais de elevação obtidos em 2017 e 2024 foram utilizados em etapas de avaliação e redimensionamento dos sistemas de terraceamento original e redimensionado.

Uso e funcionamento do Software Terraço 4.1

Para o dimensionamento dos terraços em nível, foi utilizado o módulo de locação do software Terraço 4.1. O software utiliza cinco grupos de parâmetros; i) módulo precipitação; ii) tipo do terraço e forma de construção do canal de escoamento; iii) método de espaçamento; iv) taxa de infiltração estável; e v) características geoespaciais do terreno.

O módulo Precipitação requer informações sobre os parâmetros da equação de chuvas intensas (IDF), que no caso do Paraná, foram aqueles obtidos por Fendrich (1998) e são ajustados de acordo com o período de retorno selecionado. Neste trabalho, as simulações foram realizadas utilizando os períodos de retorno de 10 anos e 25 anos, presumindo que a ocorrência de eventos de precipitação pluvial de maior intensidade tende a aumentar nos próximos anos.

O módulo Canal é utilizado para o dimensionamento dos canais dos terraços em nível e leva em consideração a declividade do terreno (St), em metros por metro, que na forma utilizada neste trabalho foi extraída diretamente da imagem de declividade inserida no módulo Terreno, como será descrito a seguir e a inclinação da parede do

terraço (Sm), em metros por metro. A inclinação da parede depende do tipo de terraço e do implemento agrícola utilizado para a construção, sendo selecionado de exemplos fornecidos pelo software. Nesse módulo, também deve ser atribuído um valor para o coeficiente de desuniformidade, que diz respeito à qualidade do processo construtivo do terraço. Esse parâmetro procura corrigir possíveis falhas no processo construtivo, uma vez que a seção transversal do terraço não apresenta geometria tão bem definida, em função das máquinas utilizadas não permitirem um controle rigoroso. No caso dos projetos apresentados neste trabalho, foi atribuído o valor de 1,45 para esse atributo, que representa valores intermediários em termos de qualidade construtiva para terraços de base larga.

O módulo Espaçamento é utilizado para determinar o espaçamento entre os terraços (vertical e horizontal). Neste trabalho foi utilizado o método da altura arbitrada. Nesse método se define a altura do terraço e, por consequência, isso determinará a necessidade de variação no espaçamento vertical, para que a altura permaneça constante. Esse método foi selecionado tendo em vista que um dos objetivos principais da reforma dos terraços era reduzir sua quantidade na área de estudo. Dessa forma, optou-se pelo aumento da altura, o que, consequentemente, ocasionaria um aumento na seção do terraço, aumentando sua capacidade de armazenamento de água. Com isso, menos terraços por área, com maior capacidade de armazenamento, seriam suficientes para contenção da LES estimada para o local. Essa é uma das hipóteses mais importantes deste trabalho e que os dados mostraram ser exequível, sem causar erosão entre terraços devido ao aumento do espaçamento horizontal entre eles. O software também tem a opção de utilizar o método de espaçamento de Rufino (1994) (definido como Paraná) e de Lombardi Neto et al. (1994) que foram utilizados para elaborar projetos de referência.

No módulo Tipo de Terraço são apresentados critérios de seleção baseados nas classes de declividade do terreno. Lombardi et al. (1994), por exemplo, define os tipos de terraço segundo a declividade da seguinte forma; 0% a 8% - base larga; 8% a 12% - base média; 12% a 18% - embutido; 20% a 45% - patamar. Com base nos valores

médios de declividade observados na área de 6,85% (variando de 2,23% a 13,26%), o tipo de terraço escolhido foi o de base larga, construído com inclinação da parede de 0,213 m/m.

No módulo Solo, a informação requerida se refere a TIE. Para a área do estudo, se adotou o valor de 30 mm/h, sendo esse valor o mais próximo aos menores valores medidos no conjunto de pontos avaliados na área, em agosto de 2017, usando permeâmetro de Guelph. Com base nas informações de precipitação e TIE, o software Terraço 4.1 realiza uma estimativa da lâmina de LES, com base no método proposto por Pruski et al. (1997). A TIE foi medida previamente ao evento extremo, entre 28 e 31 de agosto de 2017, após a colheita do milho 2ª safra, em 30 pontos distribuídos ao longo de seis transectos. A TIE foi avaliada em duas repetições por ponto, utilizando-se permeâmetro do tipo Guelph, modelo IAC (infiltrômetro de pressão em profundidade), disposto junto a um orifício de 0,065 m de diâmetro aberto no solo até a profundidade de 0,1 m, com o auxílio de trado do tipo de caneca, conforme método descrito por Vieira (1998). O permeâmetro foi ajustado de forma a manter uma carga hidráulica constante de 5 cm acima do fundo do orifício, sendo as leituras realizadas até a obtenção de valores constantes. A TIE foi então calculada com o auxílio do programa computacional ONEHEAD.EXE, que utiliza a equação básica para a condição de fluxo sob carga constante, dentro de orifício cilíndrico, conforme descrito por Villela (2007).

No módulo Terreno foram utilizadas as imagens de elevação e declividade obtidas a partir dos MDEs. Infelizmente, os MDEs não podem ser utilizados no formato original diretamente no Terraço 4.1, basicamente devido ao excesso de detalhamento da informação e a necessidade de adequação do formato dos dados para leitura no software. Para uso no Terraço 4.1 os mapas de altitude e declividade foram submetidos a um processo de suavização e adequação de escala. O processo consiste em várias etapas que foram realizadas utilizando os softwares Qgis (QGIS, 2024) e Vesper (Minasny et al., 2005). As etapas são descritas de forma resumida na Tabela 1.

Tabela 1. Etapas resumidas para adequação do modelo digital de elevação para uso no software Terraço 4.1.

Etapa	Software	Procedimento
Downscale de dados de altimetria MDE original	Qgis	Reprojetar raster de 1 m/pixel para 10 m/pixel
Extrair dados no formato XYZ	Qgis	Converter formato de raster para formato de texto XYZ
Modelar os dados de altimetria	Vesper	Usar o modelo gaussiano, distância máxima de 200 m e 9 lags; ajustar distância e lags para obter menores RMSE (raiz quadrada do desvio padrão) e AIC para o modelo ajustado
Usar valores krigados para gerar raster MDE suavizado	Qgis	Selecionar dados por localização, usando o contorno do talhão e converter formato de vetor para raster
Gerar a declividade a partir do raster MDE suavizado	Qgis	Análise de raster; declividade em %
Modelar os dados de declividade	Vesper	Usar o modelo gaussiano, distância máxima de 200 m e 9 lags; ajustar distância e lags para obter menor RMSE (raiz quadrada do desvio padrão) e AIC para o modelo ajustado.
Usar valores krigados para gerar raster declividade	Qgis	Selecionar dados por localização, usando o contorno do talhão e converter formato de vetor para raster.
Reprojetar raster	Qgis	Reprojetar raster suavizado de 10 m/pixel para 1 m/pixel
Converter formato	Qgis	Converter formato do raster de .tif para .asc (formato compatível com Terraço 4.1)
Utilizar mapas de altimetria e declividade no Terraço 4.1	Terraço 4.1	Usar o módulo de locação de terraços e carregar as imagens .asc no módulo terreno

Os MDEs suavizados e as declividades derivadas foram utilizados para simulação de projetos de terraceamento com a variação da taxa de infiltração e do tempo de retorno da chuva no software Terraço 4.1. Foram utilizados períodos de retorno de 10 anos e 25 anos e TIE de 5 mm/h, 10 mm/h, 20 mm/h, 30 mm/h, 40 mm/h, 50 mm/h, 60 mm/h e 70 mm/h. Para as simulações foi mantida a altura dos terraços constante em 0,5 m.

As simulações tiveram o objetivo de observar qual a combinação de parâmetros conferiria a melhor relação custo-benefício para o produtor, pensando no aproveitamento do sistema de terraceamento já existente e no atendimento das características hidrológicas e topográficas da área. Para comparação também foram feitas simulações usando os parâmetros indicados por Rufino (1994) e Lombardi Neto et al. (1994).

As alturas dos terraços foram medidas nos terraços originais e nos terraços reformados, utilizando os MDEs originais de 2017 e 2024, com auxílio do QGIS. Foram selecionados os 14 principais terraços alterados pela reforma. Foram definidos 420 pontos distribuídos aleatoriamente no talhão (Figura 2). Os pontos de medida foram definidos no MDE dos terraços reformados (2024), sendo medidos os terraços de posição equivalente no MDE original (2017). Em cada ponto foram definidas, manualmente, três posições equivalentes ao canal (1), à crista (2) e à região entre terraços (3). As posições foram monitoradas com auxílio do plugin Terrain profile do QGIS (Figura 3).

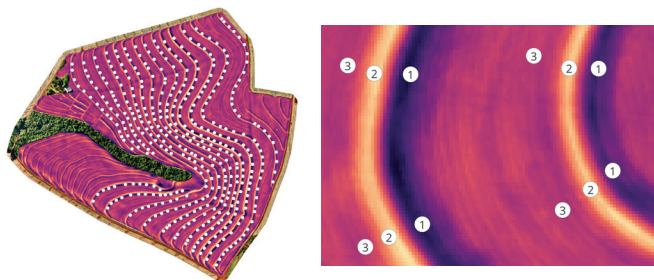


Figura 2. Distribuição dos pontos de amostragem (420), ao longo de 14 terraços e recorte da imagem mostrando a estratégia de amostragem nas posições do canal (1), crista (2) e entre terraços (3). As figuras representam a diferença entre o MDE original e suavizado de 2024, após a reforma dos terraços.

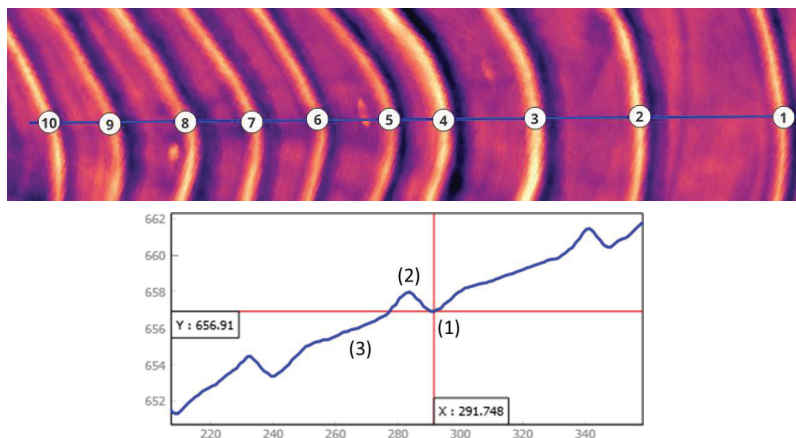


Figura 3. Representação gráfica de terraços ao longo de um transecto. Na parte inferior, gráfico gerado usando o plugin Terrain profile do QGIS, que permite acompanhar a variação das cotas dos terraços ao longo do transecto. As posições identificadas como (1), (2) e (3) se referem ao canal, à crista e entre terraços, respectivamente.

Os valores das cotas em cada posição foram extraídos dos MDEs de 2017 e 2024. A altura dos terraços foi determinada pela diferença entre as cotas da crista e do canal, usando a calculadora raster do QGIS (Figura 3). O número de observações por terraço variou de 8 a 69, de acordo com o comprimento dos terraços.

A distância entre os terraços no sistema original (2017) e redimensionado (2024) foi estimada a partir do sistema de terraceamento ajustado aos terraços presentes na área, usando o Terraço 4.1. A partir dos parâmetros do projeto foi estimado o espaçamento vertical médio e geradas linhas de contorno no QGIS, com base no MDE suavizado para o ajuste aproximado aos terraços em cada área. Após, foram definidos transectos paralelos espaçados em 20 metros, cruzando perpendicularmente os terraços. Por meio da ferramenta “linhas com quebra” no QGIS, os transectos foram cortados, usando as linhas de contorno. Após a limpeza dos dados, foram gerados 1.135 e 601 segmentos, para o projeto original e o projeto reformado,

respectivamente. Os dados foram analisados e gerados parâmetros de estatística descritiva. Os MDE também foram utilizados para determinar índices topográficos com o objetivo de avaliar o comportamento do talhão antes e depois da reforma dos terraços, em relação à ocorrência de processos erosivos. Para isso, foram utilizados dois índices topográficos: o índice de conectividade (IC) e o índice topográfico de umidade (TWI).

Neste estudo, aplicou-se o índice de conectividade (IC), conforme proposto por Cavalli et al. (2013), para avaliar o potencial efeito da conectividade de sedimentos antes e depois do redimensionamento dos terraços. Inicialmente, Borselli et al. (2008) desenvolveram o IC, que foi atualizado por Cavalli et al. (2013) para avaliar os componentes a montante e a jusante com base no MDE, além de incorporar pesos nos componentes da paisagem, de acordo com a variabilidade topográfica em escala fina, calculada com base na rugosidade da superfície (Cavalli et al., 2008).

O IC considera as características da área de drenagem (componente a montante, Dup) e o comprimento do caminho de fluxo que uma partícula precisa percorrer até chegar ao sumidouro mais próximo (componente a jusante, Ddn).

$$IC = \log_{10} \left(\frac{D_{up}}{D_{dn}} \right) = \log_{10} \left(\frac{WS\sqrt{A}}{\sum_i \frac{d_i}{W_i S_i}} \right)$$

Onde:

- W é o fator médio de ponderação da rugosidade da superfície;
- S é o gradiente médio de declividade da área de contribuição a montante (m/m),
- A é a área de contribuição a montante (m²),
- di é o comprimento do caminho de fluxo ao longo da célula i, seguindo a direção de maior declividade a jusante (m),
- Wi e Si são, respectivamente, o fator de ponderação e o gradiente de declividade da célula i.

Os parâmetros foram determinados usando os MDEs originais e o SAGA (System for Automated Geoscientific Analyses), que é um Sistema de Informação Geográfica (SIG) de código aberto projetado para análise e modelagem geocientífica, com foco em ferramentas para processamento de dados raster e análise espacial. As ferramentas e os parâmetros utilizados são indicados na Tabela 2.

Tabela 2. Ferramentas do SAGA (System for Automated Geoscientific Analyses) para a determinação de variáveis utilizadas para o cálculo dos componentes Dup e Ddn do índice de conectividade (IC) dos MDEs. Os valores de (A) e (S) também foram utilizados para o cálculo do TWI.

Ferramentas	Variável	Objetivo
Fill Sinks (Wang & Liu)	DEM preenchido	Correção do MDE
Flow Accumulation (Qm of ESP).	Área de contribuição (A)	Calcula a área upslope
Slope, Aspect, Curvature	Inclinação média (S)	Deriva a inclinação local
Terrain Ruggedness Index	Fator de ponderação (W)	Estima a rugosidade da superfície
Flow Path Length	Comprimento do Caminho (di)	Cálculo dos comprimentos de fluxo

A variação do IC é diretamente proporcional à conectividade das encostas. Os dados do IC foram classificados de forma a distribuir os valores em três classes equivalentes em área. A divisão em classes baixa, média e alta teve como objetivo identificar pontos de ruptura que melhor diferenciassem as situações antes e depois da reforma dos terraços.

O TWI é amplamente utilizado em hidrologia e modelagem ambiental para avaliar a propensão de uma área em acumular água com base em características topográficas (Beven; Kirkby, 1979; Moore et al., 1991). De forma geral, valores mais elevados indicam áreas onde o acúmulo de água é maior, como o canal de terraços, por exemplo. Por outro lado, valores mais baixos indicam áreas onde a capacidade de retenção de água é menor, como em encostas mais inclinadas e áreas mais planas na parte alta do terreno.

Para classificar e interpretar os valores do Índice Topográfico de Umidade (TWI) na área de estudo foram gerados mapas de distribuição espacial do índice com bases nos valores de área de contribuição (A) e declividade (S) dos MDEs de 2017 e 2024. Os métodos de determinação da área de contribuição (A) e declividade (S) foram os mesmos definidos para o cálculo do índice de conectividade (IC), conforme descrito anteriormente (Tabela 2). Também foram criadas quatro classes de interpretação baseada em percentis, variando de 25 a 100.

Para os índices topográficos foram gerados mapas de variabilidade espacial em todo o talhão. Os mapas também foram amostrados, utilizando-se os 420 pontos de medida definidos anteriormente, sendo amostradas as posições equivalentes ao canal (1), à crista (2) e à região entre terraços (3).

Monitoramento do talhão usando imagens aéreas

De 27/11/2017 a 04/10/2024 foram executados 15 planos de voos para acompanhamento do talhão, repetindo a configuração e o processamento descrito para 2017. Os orthomosaicos gerados registraram etapas do processo construtivo, a fase de estabilização dos terraços e a ocorrência de processos erosivos.

Resultados

Caracterização inicial da área

A microbacia apresentava 43 terraços do tipo base larga, verificados por meio de contagem visual no orthomosaico e MDEs obtidos em 2017. Em algumas regiões do talhão os terraços não estavam interligados, principalmente nos pontos de contato entre os antigos talhões (Figura 4).

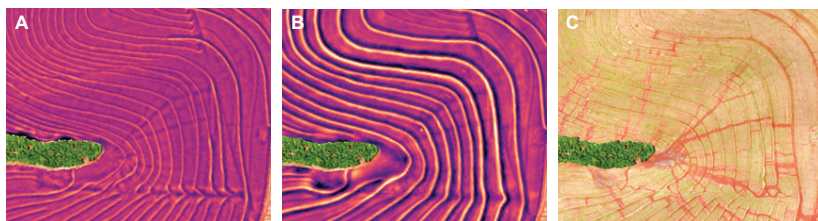


Figura 4. Exemplos de áreas do talhão onde a descontinuidade de terraços era visível em 2017 (A) e configuração após a reforma dos terraços em 2024 (B). Imagens (A) e (B): MDEs obtidos pela diferença entre MDE original e suavizado de 2017 e 2024, respectivamente. (C) Recorte do orthomosaico de 2017.

Em 2017, a altura dos terraços apresentou mediana de 0,26 m, primeiro quartil de 0,18 m e terceiro quartil de 0,35 m (Figura 5), indicando que os terraços poderiam estar comprometidos em relação à sua capacidade de armazenamento de água. A distância horizontal entre os terraços apresentou mediana de 28 m, primeiro quartil de 20 m e terceiro quartil de 33 m, o que, como relatado pelo próprio produtor, trazia dificuldades para o ordenamento do tráfego de máquinas, em especial das operações de colheita, gerando tráfego adicional em vários pontos do talhão.

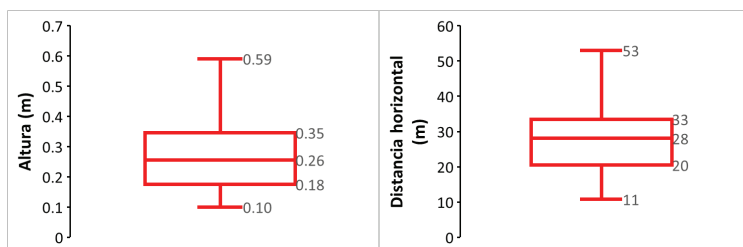


Figura 5. Distribuição por quartis dos valores de altura e distância horizontal entre terraços, em 2017, na área estudada.

A altimetria da área variou de 598 m a 672 m, com um desnível máximo de 74 m. A declividade média da área foi de aproximadamente 7%, com poucos pontos apresentando valores maiores do que 12%. Em termos de área, apenas 8 ha apresentaram declividade entre 12% e 14%. Segundo a classificação de Santos et al. (2006), o talhão apresenta declividade, predominantemente, suave ondulada (3%-8%) a ondulada (8%-20%).

A TIE média do talhão foi de 68 mm/h, com mediana de 53 mm/h e valores máximos e mínimos de 210 mm/h e 23 mm/h, respectivamente (Figura 6). As regiões de menor infiltração foram aquelas associadas com as menores cotas e maiores declividades, coincidindo com o ambiente de transição entre a classe do Latossolo para o Nitossolo. Os dados demonstram que apenas 17% dos pontos amostrados apresentaram TIE menor do que 30 mm/h.

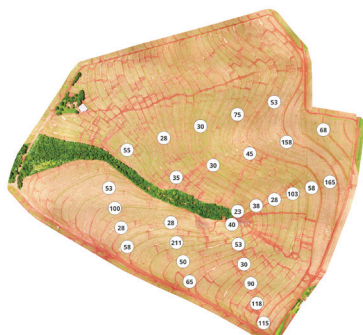


Figura 6. Variabilidade espacial da taxa de infiltração estável (TIE), avaliada em agosto de 2017.

Estimativa de perdas de solo na microbacia

A área total do talhão foi de 115 ha e a área atingida pelos processos de transporte e deposição representaram, aproximadamente, 15 ha, ou 13% da área (Figura 7). Inspeções no local após a ocorrência do evento de chuva intensa sugerem que houve perda de uma camada superficial de, no mínimo, 0,05 m, uma vez que era visível a presença do fundo do sulco de semeadura. A profundidade atingida pelo sulco de semeadura pode chegar a 0,08 m, quando se utiliza o facão de corte na semeadora, como é o caso na propriedade. Com base na área atingida e a espessura da camada perdida, estima-se que houve o transporte de, aproximadamente, 7.500 m³ de solo. As perdas mais importantes foram concentradas em áreas com formatos côncavos convergentes. As vertentes côncavas convergentes são as mais suscetíveis à erosão devido à concentração e à aceleração do fluxo de água.



Figura 7. Imagem aérea utilizada para a estimativa da área atingida pelo transporte e pela deposição de sedimentos. Limiar definido a partir do índice normalizado das bandas vermelha e azul.

Simulação de projetos de terraceamento

Com base no conjunto de dados coletados em 2017, Orthomosaico, MDE e TIE, foi realizada uma série de simulações de sistemas de terraceamento com o objetivo de entender a forma de trabalho do software Terraço 4.1 e obter subsídios para tomada de decisão. Para as simulações foram selecionados dois tempos de retorno para o módulo precipitação; 10 anos e 25 anos.

O tipo de canal e o tipo de terraço foram definidos considerando as características topográficas da área e do tipo de terraço já implantado na área, optando pelo terraço de base larga construído com terraceador ou retroescavadeira, com valor de S_m (declividade a montante) de 0,213 m/m, conforme exemplo fornecido pelo software. Uma vez que o objetivo final das simulações seria a reforma do sistema de terraceamento, optou-se pela definição do módulo de espaçamento dos terraços como sendo o método da altura arbitrada com definição de uma altura fixa de 0,5 m para todos os projetos. No módulo solo, que considera a TIE, foram utilizados valores crescentes de 5 mm/h, 10 mm/h, 20 mm/h, 30 mm/h, 40 mm/h, 50 mm/h, 60 mm/h e 70 mm/h, os quais cobriram boa parte da variabilidade observada no talhão. Finalmente, no módulo terreno foram utilizados o MDE e a declividade suavizados de 2017.

A partir dos relatórios dos projetos produzidos pelo Terraço 4.1, foram extraídos os valores calculados da lâmina de escoamento superficial (LES), da precipitação total (PT) e do espaçamento vertical (EV). Com a fixação do valor da altura, os valores de EV variaram ao longo da encosta, porém foi calculado um valor médio para o talhão. O número de terraços definido para cada projeto foi contabilizado após conferência visual dos vetores gerados e exportados para o QGIS.

Na Tabela 3 são sumarizados os parâmetros obtidos dos projetos simulados. Os detalhes do método de cálculo foram descritos por Pruski et al. (1997). De forma resumida, o modelo demonstra que a formação de LES somente acontece a partir do momento em que a precipitação instantânea supera a TIE. Isso significa que, quando a

TIE aumenta também é necessário que a precipitação instantânea aumente para que ocorra a LES. Por outro lado, conforme prevê a equação de chuvas intensas, quanto maior a intensidade da chuva menor é o tempo de duração. Isso significa que embora sendo de alta intensidade, a chuva terá um tempo menor de duração, reduzindo a precipitação total. Por outro lado, chuvas de baixa intensidade tem tempos de duração maiores o que aumenta a precipitação total (PT).

Tabela 3. Número de terraços, lâmina de escoamento superficial (LES), espaçamento vertical de terraços de base larga (EV) e precipitação total (PT), obtidos para períodos de retorno de 10 anos e 25 anos e com altura dos terraços arbitrada em 0,5 m.

TIE (mm/h)	Número		LES (mm)		EV (m)		PT (mm)	
	10 anos	25 anos	10 anos	25 anos	10 anos	25 anos	10 anos	25 anos
5	53	61	61,5	69,0	1,68	1,49	83	93
10	42	50	46,9	58,1	2,26	1,80	66	80
20	31	38	37,0	44,7	2,87	2,38	55	64
30	26	31	30,5	37,2	3,46	2,84	48	57
40	23	27	26,0	32,1	4,08	3,33	43	51
50	19	23	21,1	26,6	5,07	4,02	39	47
60	16	20	18,4	23,5	5,80	4,41	36	44
70	13	17	16,1	20,9	6,51	5,15	34	41

Os dados da Tabela 3, mostram que existem relações inversas da TIE com o número de terraços, a LES e a precipitação total (PT). Por outro lado, a relação da TIE é diretamente proporcional com o EV. Dessa forma, fica evidente que o modelo é bastante influenciado pela TIE e que pequenos aumentos desse parâmetro trazem grande impacto sobre o resultado final dos projetos de dimensionamento, principalmente para valores de TIE abaixo de 30 mm/h (Figuras 8 e 9). Deve-se ressaltar que o período de retorno também teve impacto sobre todos os parâmetros avaliados, implicando em aumento do número de terraços quando se passou de 10 anos para 25 anos, logicamente devido aos aumentos proporcionados na PT e na LES

(Figuras 8 e 9). Os maiores incrementos no número de terraços, associados com o aumento no período de retorno, também ocorreram para valores de TIE abaixo de 30 mm/h, chegando a aumentar em até oito terraços com a TIE de 5 mm/h. Estrategicamente, observa-se que aumentos da TIE conferem grandes benefícios do ponto de vista do balanço hidrológico do solo, contribuindo para redução do risco de erosão hídrica.

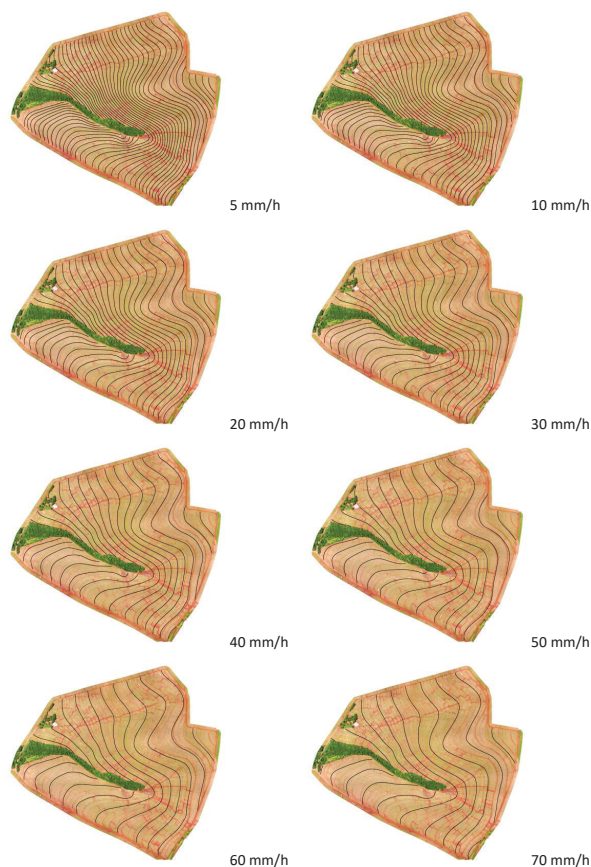


Figura 8. Simulações de alocação de terraços na área estudada em função de diferentes taxas de infiltração estável (TIE) (5 mm/h, 10 mm/h, 20 mm/h, 30 mm/h, 40 mm/h, 50 mm/h, 60 mm/h e 70 mm/h) e período de retorno de 10 anos. Altura dos terraços: 0,5 m.

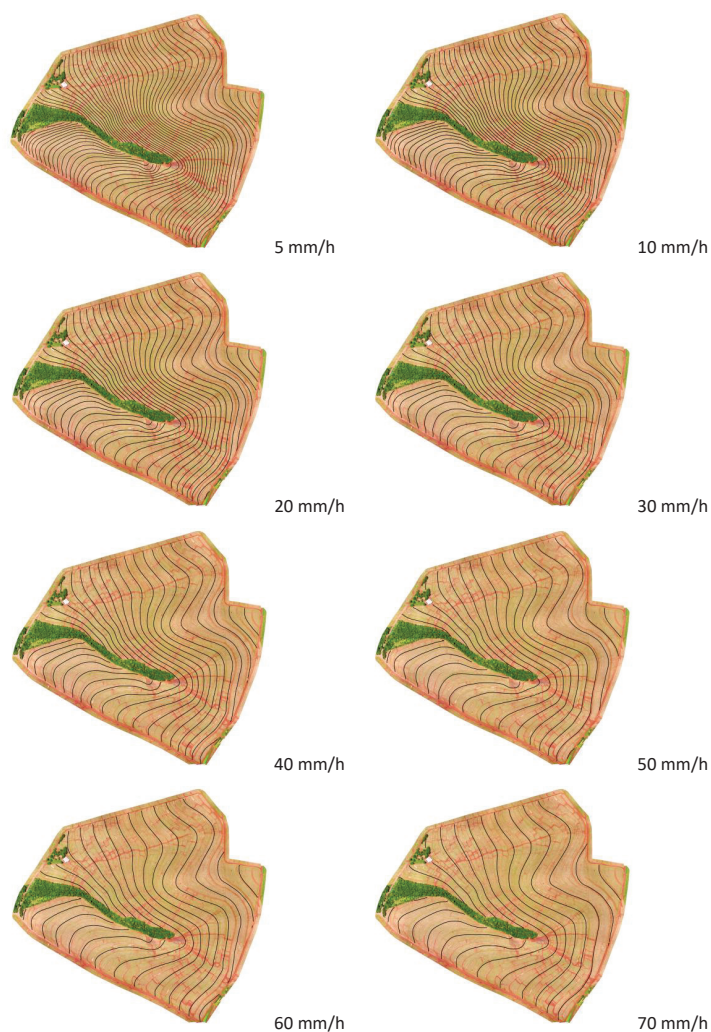


Figura 9. Simulações de alocação de terraços na área estudada em função de diferentes taxas de infiltração estável (TIE) (5 mm/h, 10 mm/h, 20 mm/h, 30 mm/h, 40 mm/h, 50 mm/h, 60 mm/h e 70 mm/h) e período de retorno de 25 anos. Altura dos terraços: 0,5 m.

A partir dos resultados das simulações, o próximo passo foi selecionar os critérios para definição do projeto de recuperação dos terraços da área estudada. Como observado nas simulações, a TIE tem papel fundamental na configuração final dos projetos. As maiores modificações nos parâmetros foram observadas próximas a TIE de 30 mm/h. Dessa forma, qual seria o valor da TIE a ser considerado no projeto definitivo? A TIE apresentou valores superiores a 30 mm/h em 83% dos pontos avaliados, o que indica a possibilidade de reduzir o número de terraços, já que os projetos com esse valor de TIE apresentaram menos terraços (26 e 31, para 10 anos e 25 anos, respectivamente), do que a configuração original do talhão em 2017, que era de 43 terraços. Outro ponto importante foi a preocupação com a redução dos custos de recuperação, considerando que o produtor havia sofrido prejuízos significativos com a perda de produtividade da área como um todo e, especialmente, nas áreas diretamente impactadas (15 ha) pelo transporte de solo, fertilizantes e sementes. Portanto, foi priorizado o aproveitamento dos terraços já implantados, o que contribuiria para a redução dos custos. Nesse cenário, considerando o aproveitamento dos terraços já existentes e TIE mínima de 30 mm/h, foram avaliadas configurações de projeto com redução no número de terraços. As configurações mais promissoras foram associadas com valores de TIE de 40 mm/h e 50 mm/h, devido à redução do número de terraços se aproximar da relação 2:1, permitindo o aproveitamento de, pelo menos, metade dos terraços implantados. No entanto, para que essa configuração fosse atingida para a TIE de 30 mm/h, seria necessário aumentar a altura dos terraços.

Foi realizada uma segunda rodada de simulações, fixando a TIE em 30 mm/h, o período de retorno em 25 anos e a altura em 50 cm, 55 cm, 60 cm, 65 cm e 70 cm de altura para os terraços. O período de retorno de 25 anos foi selecionado, considerando a tendência de aumento na ocorrência de eventos extremos, caracterizados por chuvas de alta intensidade em intervalos curtos de tempo (Yilmaz et al., 2014), como o evento registrado na área de estudo em 28/10/2017. Nessa etapa foi incluído um fator que não havia sido considerado anteriormente: o coeficiente de uniformidade, que leva em consideração

as imperfeições do processo construtivo, principalmente, relevantes em um processo de reforma de terraços. Para o projeto final foi atribuído o valor de 1,45 para esse atributo, que representa valores intermédios em termos de qualidade construtiva para terraços de base larga.

Após as simulações, foi selecionada a altura de 60 cm para os terraços, por ser a que mais se aproximou da relação 2:1 em relação ao número de terraços existentes (Figura 10). Além disso, foram utilizados como referência, projetos simulados com os critérios de Rufino (1994) e Lombardi Neto et al. (1994) (Figura 11).

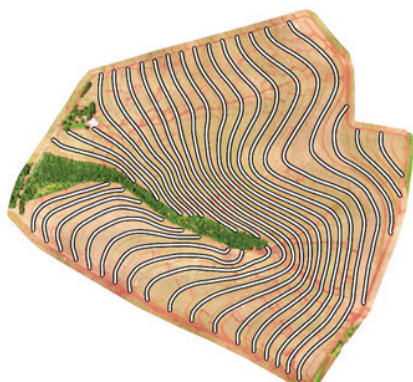


Figura 10. Projeto executado na reforma dos terraços. Período de retorno = 25 anos; coeficiente de desuniformidade = 1,45; declividade da parede do canal = 0,213 m/m; TIE = 30 mm/h; área = 115 ha; declividade média da área = 0,07 m/m; LES (mm) = 37,2; tipo de terraço = terraço de base larga; espaçamento vertical médio = 3,15 m; altura do terraço = 0,60 m.

De acordo com o projeto selecionado, a área estudada teria 29 terraços, aproveitando, em sua maioria, as estruturas já implantadas, principalmente na face norte do talhão. Mesmo assim, em algumas regiões foi necessária a reconstrução e o reposicionamento de terraços. Os projetos obtidos com os critérios definidos por Rufino (1994) e Lombardi Neto et al. (1994) (Figura 11), indicaram o número de terraços de 58 e 36, respectivamente, sendo o primeiro mais próximo da configuração dos terraços em 2017 e o segundo mais próximo do projeto implantado. Embora os métodos não utilizem a TIE como critério, a LES foi calculada pelo Terraço 4.1, utilizando a mesma TIE definida para o projeto implantado. O menor número de terraços também pode ter efeitos positivos sobre a operacionalidade da área no longo prazo, com a otimização do tráfego e redução do consumo de combustível devido a maior distância horizontal entre os terraços.

De forma complementar, outras práticas de manejo do solo que promovam o aumento da TIE podem ser adotadas para ampliar a margem de segurança do projeto. O aumento da TIE reduz a LES e, conseqüentemente, o volume de água a ser retido pelos terraços. Entre essas práticas, destaca-se o uso de plantas de cobertura, além do consórcio de milho com forrageiras tropicais. Essas medidas não apenas contribuem para a melhoria contínua da qualidade do solo, mas também para a manutenção da capacidade do sistema de terraceamento em suportar a ocorrência de eventos extremos (Debiasi et al., 2023; Bertollo et al., 2021).

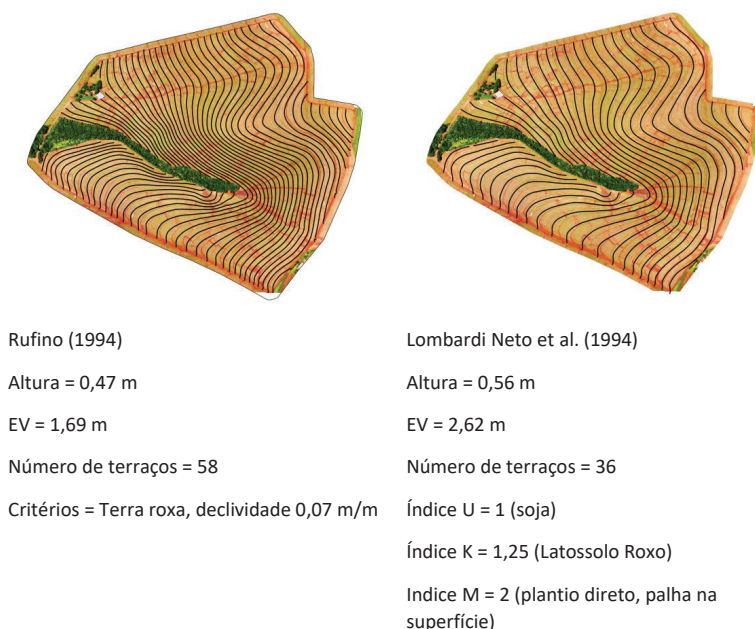


Figura 11. Projetos de dimensionamento de terraços para a microbacia de primeira ordem no município de Toledo, PR, usando os critérios definidos por Rufino (1994) e Lombardi Neto et al. (1994). Parâmetros: tempo de retorno de 25 anos; TIE 30 mm/h; LES 32,7 mm.

Execução do projeto

Para implantação do projeto selecionado foi contratada uma empresa de topografia para alocar as cotas dos terraços na posição real no talhão. Após a alocação dos terraços, o processo construtivo foi realizado com o uso de trator de esteira e retroescavadeiras, considerando os volumes expressivos de solo a serem deslocados, como evidenciado pelas imagens apresentadas na Figura 12. Uma questão prática considerada, durante a construção, foi a necessidade de garantir que, após o período de consolidação e estabilização, com duração média de um ano, os terraços alcançassem a altura final de 0,6 m. Para atender a essa condição, a altura inicial de construção foi definida em 0,8 m.

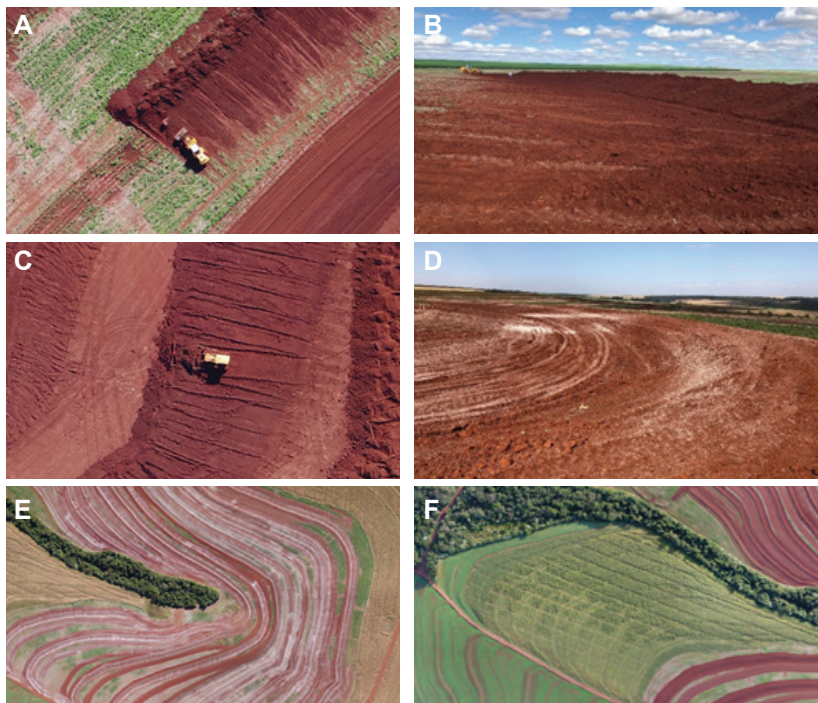


Figura 12. Processo de construção dos terraços usando retroescavadeira (A e B) e trator de esteira (C); aplicação de calcário após a finalização dos terraços (D e E); e detalhe da área não alterada pelo projeto (F).

A área foi monitorada por imageamento aéreo por drone no período de 27/11/2017 a 04/10/2024 (Figura 13). Na Tabela 4 são apresentados comentários sobre os aspectos relevantes dos processos de reforma retratados nas imagens.

Tabela 4. Histórico de imagens e observações extraídas das imagens no período de 27/11/2017 a 04/10/2024.

Data	Observações
27/11/2017	30 dias após o evento extremo que causou erosão hídrica intensa no talhão
15/03/2018	Colheita da soja precoce e liberação da área para o início dos trabalhos de redimensionamento dos terraços
21/06/2018	Marcação e reforma de 14 terraços
04/07/2018	Reforma dos 14 terraços principais concluída
23/07/2018	Aplicação de calcário e escarificação das áreas revolvidas
26/09/2018	Escarificação das áreas revolvidas e acabamento dos terraços
06/12/2018	Primeira semeadura de soja após a reforma dos terraços
23/02/2022	Colheita da soja, sem sinais aparentes de erosão
22/12/2022	Cultivo de soja, sem sinais aparentes de erosão
25/01/2023	Cultivo de soja, sem sinais aparentes de erosão
25/07/2023	Cultivo de milho sem sinais aparentes de erosão na fase final de desenvolvimento
07/11/2023	Cultivo da soja sem sinais aparentes de erosão na fase inicial de desenvolvimento,
06/02/2024	Colheita da soja e semeadura de milho, sem sinais aparentes de erosão
19/07/2024	Colheita de milho, sem sinais aparentes de erosão
04/10/2024	Semeadura da soja, sem sinais aparentes de erosão

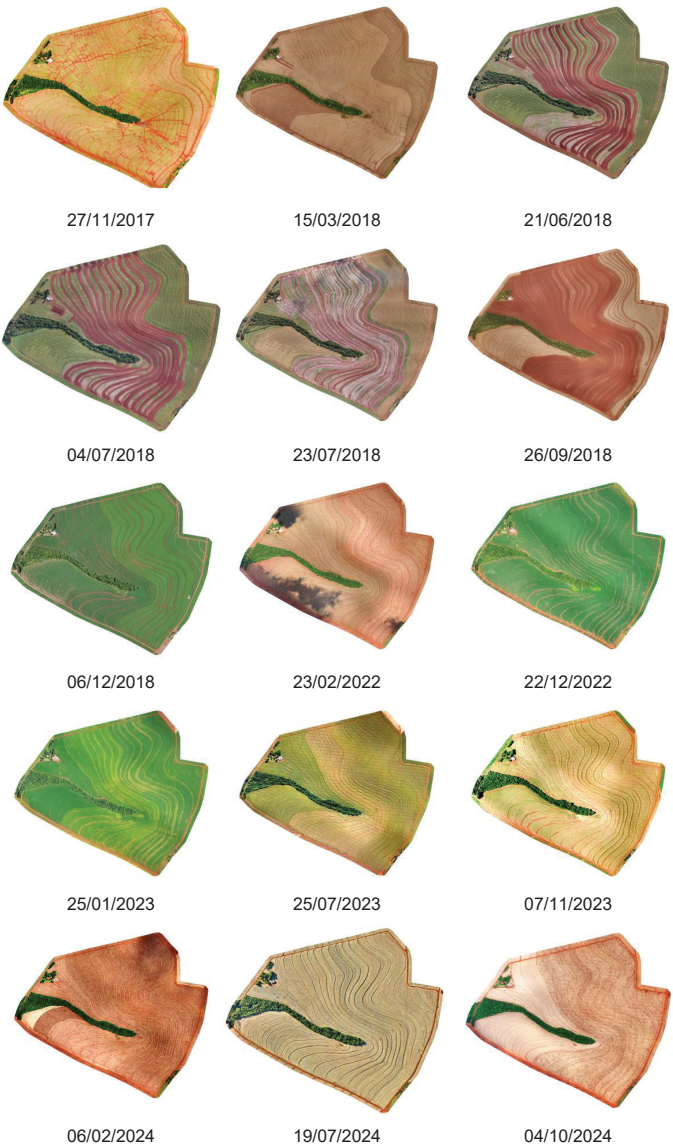


Figura 13. Orthomosaicos para monitoramento da área estudada durante o período de 27/11/2017 a 04/10/2024.

O período de 2019 a 2024 foi caracterizado pela ocorrência de 54 eventos de precipitação superiores a 30 mm em 24 h, dos quais 10 ultrapassaram 90 mm, configurando episódios de alto potencial erosivo (Tabela 5). Apesar dessa elevada frequência e da intensidade de chuvas, as imagens obtidas por drones e as inspeções presenciais realizadas no talhão não evidenciaram quaisquer indícios de erosão, como formação de sulcos, acúmulo de sedimentos ou deslocamento da cobertura de palha.

A ausência de danos erosivos, mesmo sob eventos de chuva de alta intensidade, indica evidências iniciais da eficiência estrutural e funcional do sistema de terraceamento reformado, aspecto que será mais bem caracterizado a partir das análises subsequentes.

Tabela 5. Eventos de precipitação pluvial com volumes superiores a 30 mm em 24 horas observados na área agrícola estudada. Dados coletados com estação automática instalada no local do estudo.

Data de ocorrência	Precipitação (mm)	Data de ocorrência	Precipitação (mm)
07/12/2024	136,5	18/08/2020	48,3
25/02/2020	120,1	10/12/2019	48,1
19/12/2024	114,1	02/10/2021	46,9
11/04/2022	112,4	25/12/2024	46,5
14/02/2023	110,4	22/05/2020	45,8
19/10/2022	98,3	30/01/2021	45,7
02/12/2020	97,9	04/04/2022	45,1
06/03/2019	90,9	06/11/2024	43,5
14/10/2021	84,7	17/08/2022	43,2
09/11/2019	84,6	16/12/2020	43
27/05/2019	77,6	07/11/2019	41,2
19/01/2021	76,9	06/10/2021	40,4
15/12/2019	75,4	08/03/2019	39,5
16/01/2021	72,2	15/08/2022	39,2

... continua

Tabela 5. Continuação

27/01/2022	62,8	23/05/2019	38,9
26/11/2019	62,5	23/10/2024	38,6
04/02/2022	61,9	09/12/2024	38,5
25/11/2021	61,7	13/10/2021	38,2
14/08/2020	61,1	18/06/2021	36,7
23/10/2021	60,6	07/01/2019	33,5
22/04/2022	57,9	27/04/2019	32,5
25/09/2022	57,8	25/04/2023	32,2
19/02/2023	54,5	04/12/2020	32,2
08/12/2019	54,1	23/02/2023	32
30/05/2019	53,5	02/02/2019	31,7
06/12/2024	52,3	04/12/2019	31,2
29/01/2021	49,1	24/01/2021	31

Avaliação comparativa das condições em 2017 e 2024

Desde a finalização dos 14 terraços efetivamente alterados pela reforma, em julho de 2018, já se passaram, aproximadamente, sete anos. Esse período de tempo foi suficiente para a consolidação dos terraços. Esses 14 terraços ocupam aproximadamente 81% da área do talhão. Dos 14 terraços, oito atravessam o talhão em sua maior dimensão, com um comprimento aproximado de 1.500 m, sendo, portanto, representativos para caracterizar as mudanças ocorridas. Os terraços são identificados em transectos ilustrados na Figura 14. Na caracterização inicial da área foram apresentadas algumas variáveis extraídas dos produtos gerados com a imagem de 2017. A partir desse momento utilizaremos os produtos de 2017 e 2024 para fazer comparações relacionadas à condição original e à modificada pela reforma.

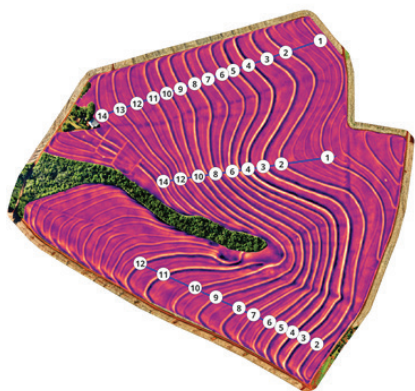


Figura 14. Transectos indicando os 14 terraços reformados em 2017 e monitorados de 2017 a 2024. A imagem foi produzida pela diferença entre o modelo digital de elevação (MDE) original e o suavizado de 19/07/2024.

Para melhor visualização dos terraços presentes na área nos diferentes momentos, foi obtida a diferença do MDE original do MDE suavizado (Figura 15). Dessa forma, as partes mais altas (valores positivos) correspondem à crista dos terraços e as partes mais baixas (valores negativos) aos canais dos terraços. Visualmente é possível observar que a altura dos terraços foi aumentada significativamente após a reforma.

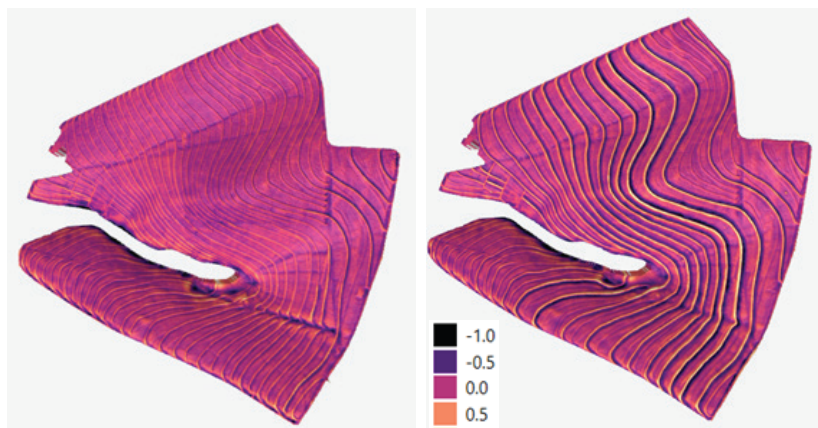


Figura 15. Produtos da diferença entre o modelo digital de elevação (MDE) original e o suavizado. Os MDE foram produzidos a partir de imagens obtidas em 27/11/2017 (à esquerda) e 19/04/2024 (à direita).

A comparação dos dados de altura dos terraços mostra que a mediana passou de 0,26 m em 2017 (Figura 5) para 0,72 m em 2024 (Figura 16), o que está coerente com o redimensionamento dos terraços, devido à necessidade de aumentar a capacidade de armazenamento de água com a redução do número de terraços de 43 para 29. A Figura 17 mostra as alterações da configuração de terraços em função dos valores das medianas de altura observadas em 2017 e 2024. A área da seção dos terraços na configuração apresentada passou de 0,6 m² para 5,1 m².

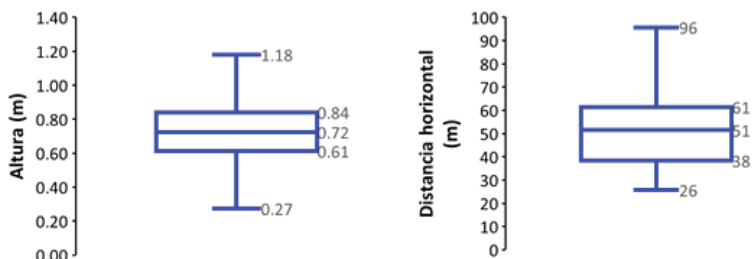


Figura 16. Distribuição por quartis dos valores de altura e distância horizontal no talhão em 2024.

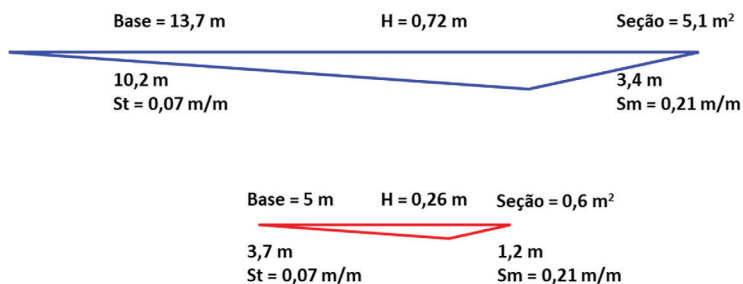


Figura 17. Proporção em escala de terraços de base larga de acordo com a declividade e mediana da altura (H) determinados para 2017 (vermelho) e 2024 (azul), considerando um terraço de seção triangular. St = declividade do terreno, m/m; Sm = declividade da parede a montante do terraço, m/m; H = altura de água acumulada no canal do terraço, m; A = área da seção do canal, m².

A distância entre os terraços passou de 28 m, em 2017, para 51 m, em 2024, em concordância com a redução do número de terraços de 43 para 29 em 2018, com a reforma do sistema (Figura 16). Existe variabilidade das distâncias em ambas as avaliações, em decorrência da característica da variável que é influenciada pela declividade do terreno, sendo as distâncias maiores observadas em declividades menores. Ressalta-se que as distâncias maiores que 70 metros, em 2024, foram observadas em áreas de declividade inferior a 5%.

A altura e a distribuição por classes de altura (Figuras 18 e 19), mostram que em 2017, 64% dos terraços tinham altura menor do que 0,3 m, reforçando que, apesar da quantidade de terraços presentes na área, sua eficiência estava limitada, devido à falta de manutenção e consequente baixa capacidade de armazenamento de água. De acordo com a simulação, utilizando os critérios definidos por Rufino (1994) e a mesma taxa de infiltração utilizada para o projeto implantado em 2024 (30 mm/h), prevê-se uma altura de terraços de 0,47 m. Por outro lado, a distribuição de classes por altura para 2024, mostra que 88% dos terraços tiveram altura superior a 0,6 m, prevista como a altura final no projeto após a consolidação. Na prática, após seis anos da reforma, 56% dos terraços têm altura mínima de 0,8 m, estando, portanto, superdimensionados em relação ao que estava previsto no projeto.

Para melhor entendimento das mudanças na altura, os dados obtidos foram separados por terraço, considerando o conjunto dos 14 principais terraços (Figura 18). Os dados mostram que existe uma variabilidade maior para a altura nos terraços mais altos, medidos em 2024. Isso pode estar associado aos equipamentos usados para a construção (retroescavadeira e trator de esteira) que, mesmo após o acabamento dos terraços, causam variabilidade de altura ao longo do talhão. Dessa forma, na média por terraço, o excesso de altura indicado anteriormente é minimizado e os valores finais se aproximam dos valores previstos, com apenas dois terraços tendo diferenças maiores do que 0,2 m acima da altura prevista de 0,6 m. Em 2017, apenas dois terraços tiveram altura próxima de 0,47 m, que seria desejável, segundo os critérios definidos no dimensionamento dos terraços

existentes. Os demais terraços tiveram valores médios variando entre 0,16 m e 0,25 m.

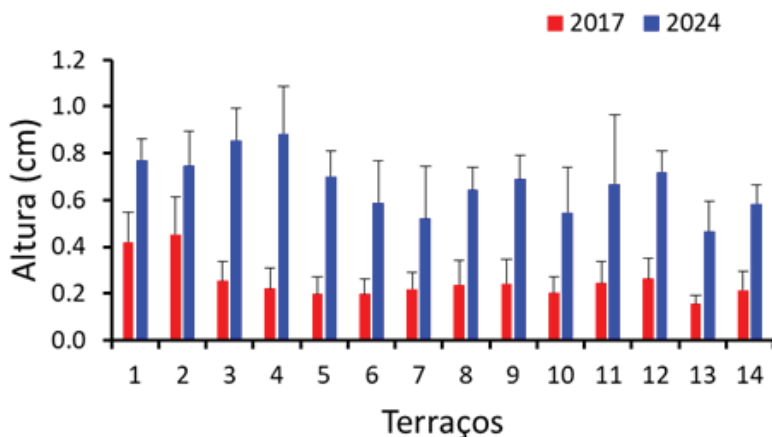


Figura 18. Altura média em 14 terraços monitorados em 2017 e 2024, com seus respectivos desvios padrão da média.

Em relação à distância horizontal, a distribuição por classes mostra que, em 2017, 61% dos terraços tinham valores menores do que 30 m (Figura 20), reforçando uma das críticas dos produtores em relação aos critérios atuais de dimensionamento de terraços, que é a excessiva proximidade entre os terraços. No caso dos terraços reformados, 63% dos terraços estavam nas classes entre 50 m e 80 m de distância horizontal. Além disso, como observado na Figura 17, mesmo com o aumento da altura dos terraços, a declividade do talude a montante ainda permite as operações de semeadura e colheita com equipamentos de grande porte, como os que predominam atualmente.

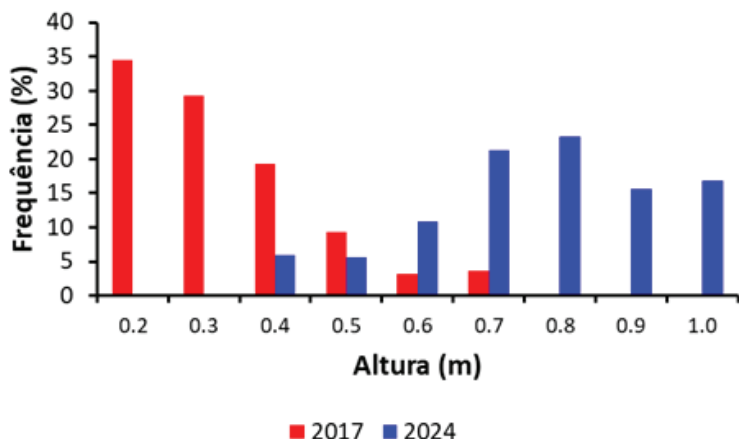


Figura 19. Frequência relativa da altura dos terraços em 2017 e 2024.

Uma preocupação importante do ponto de vista técnico é o aumento demasiado da distância entre os terraços, acarretando erosão entre as estruturas de contenção da enxurrada, conforme alertado por Silva e De Maria (2011). Em 2024, apenas 8% dos terraços apresentaram distâncias maiores do que 90 m (Figura 20), que obviamente foram concentradas em áreas de declividade inferior a 3%.

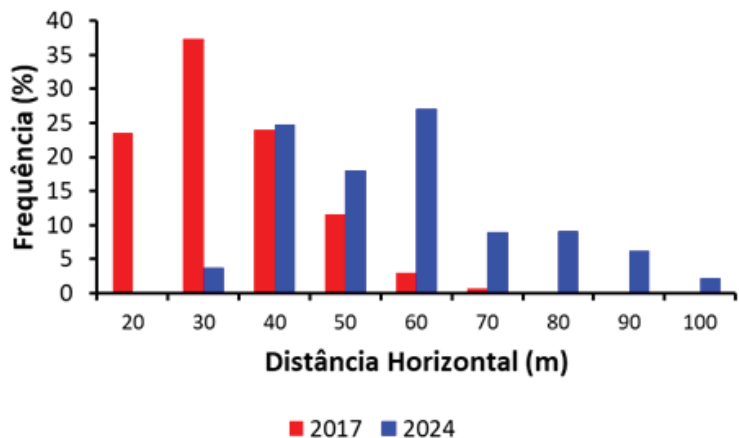


Figura 20. Frequência relativa da distância horizontal entre terraços em 2017 e 2024.

Índice de conectividade (IC)

Áreas agrícolas com terraços apresentam valores de IC mais negativos, comparativamente às áreas sem terraços. Os terraços também criam um padrão fragmentado no mapa do IC, com áreas de alta desconexão (canais) intercaladas com áreas de conectividade mais alta (crista e entre os terraços). Os terraços diminuem a conectividade ao interceptar e desacelerar o fluxo de água e sedimentos, resultando em valores de IC mais negativos de acordo com sua efetividade nesses processos. Incorporar terraços no cálculo do IC ajuda a avaliar a eficácia de práticas conservacionistas e a planejar intervenções para a gestão do solo e da água.

O valor da mediana do IC foi -2,90 em 2017, sendo reduzido para -4,01 em 2024, indicando que a reforma dos terraços foi efetiva em interceptar e desacelerar os fluxos de água e solo (Tabela 6). Valores mais negativos de IC caracterizam áreas de baixa conectividade, o que seria esperado em uma área com a presença de terraços. Mesmo os terraços presentes na área em 2017 foram efetivos para reduzir a conectividade da área, embora apresentando altura limitada.

Tabela 6. Distribuição em quartis do índice de conectividade (IC) e seus componentes em 2017 e 2024.

	d		S		W		A		Dup		Ddn		IC	
	2017	2024	2017	2024	2017	2024	2017	2024	2017	2024	2017	2024	2017	2024
Q1	5,83	7,00	0,19	0,04	0,19	0,17	4,27	5,32	0,10	0,02	73,5	220	-3,47	-4,88
Q2	12,0	14,3	0,24	0,07	0,24	0,25	10,9	13,3	0,20	0,07	194,9	773	-2,90	-4,01
Q3	19,75	24,1	0,32	0,13	0,32	0,38	27,5	32,8	0,43	0,16	439,1	2426	-2,34	-3,20

Unidades: d = m; S = m/m; W = adimensional; A = m²; Dup = m; Ddn = m; IC = adimensional.

Independentemente do momento de avaliação, os valores mais negativos de IC foram relacionados com as áreas mais planas, enquanto os valores menos negativos foram associados com as áreas de maior declividade (Figura 21 e 22). A reforma dos terraços produziu uma redução na conectividade, reduzindo o índice, principalmente, na região dos canais dos terraços.

A espacialização do IC nas regiões do canal, da crista e entre canais, permitiu um melhor entendimento do processo de terraceamento. Fica claro, pelos dados observados, que o IC na região do canal foi o mais alterado pela reforma dos terraços (Figura 21 e 22). Os valores médios nessa posição passaram de -4,89 em 2017 para -8,69 em 2024. As demais posições, crista e entre terraços, foram praticamente mantidas constantes. Esse comportamento se refletiu em todos os terraços avaliados.

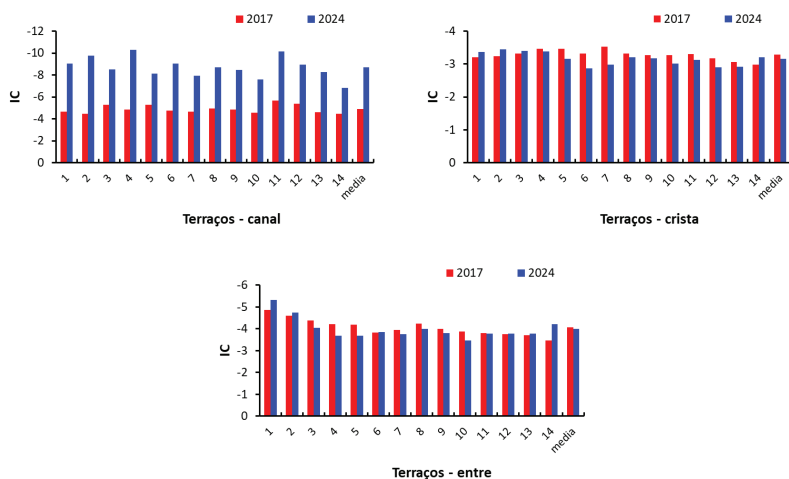


Figura 21. Valores médios do índice de conectividade (IC) nas posições do canal, da crista e entre terraços, para 14 terraços, em 2017 e 2024. Número de amostras por posição = 420. As amostras por terraço variaram entre 15 a 41 em função do comprimento do terraço.

A redução do IC frente à diminuição do número de terraços, com o aumento da altura de terraços, é um resultado interessante e pode ser explicado pelas alterações nos seus componentes, que são os fatores de conectividade a montante (Dup) e a jusante (Ddn). Aparentemente, terraços maiores alteraram a conectividade hidrossedimentar por criarem barreiras físicas que desaceleraram o fluxo de água e sedimentam as partículas antes que elas desçam a encosta. Isso pode estar associado ao aumento do comprimento ponderado do caminho de fluxo (Ddn), resultando em menores valores de IC.

Os dados medidos mostram um aumento da ordem de quatro vezes no valor da mediana (Q2) do componente Ddn de 2017 para 2024 (Tabela 6).

Adicionalmente, os terraços maiores podem aumentar a interceptação do fluxo, aumentando o tempo de residência da água acumulada e permitindo maior tempo de infiltração. Esse comportamento pode estar associado à redução do parâmetro S da área em 2024, reduzindo o potencial de transporte calculado em Dup. Os dados mostram uma redução de três vezes na mediana do componente Dup de 2017 para 2024, uma ordem de grandeza aproximada a redução da mediana de S do talhão no mesmo período. Essa redução de S pode estar associada à suavização da área na região entre terraços em 2024, devido à elevada mobilização de solo para a construção dos terraços mais altos.

O componente Dup representa a área de contribuição (A) e sua ponderação, considerando o fluxo acumulado acima de cada célula. A diminuição no número de terraços em 2024 reduziu a segmentação da encosta, aumentando a conectividade da área a montante. Realmente, os valores da mediana do fator (A) aumentaram discretamente de 10,9 para 13,3 m² com a redução no número de terraços (Tabela 6). Porém, o aumento na altura dos terraços criou barreiras mais efetivas, reduzindo a área efetivamente conectada para transporte de sedimentos. O efeito de suavização da declividade parece ter sido mais importante do que o aumento da área de contribuição para a definição do valor de Dup.

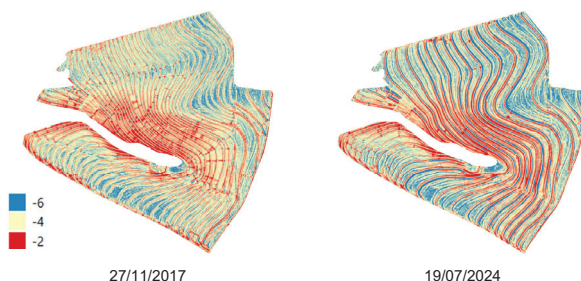


Figura 22. Índices de conectividade obtidos a partir dos MDEs de alta resolução. As imagens que deram origem aos MDEs foram obtidas por imageamento aéreo em 27/11/2017 e 19/07/2024.

O componente Ddn considera o comprimento do fluxo até o sumidouro mais próximo, ponderado pelo gradiente de declividade (S). A menor quantidade de terraços pode aumentar o comprimento do fluxo e reduzir a o gradiente de declividade entre os sumidouros remanescentes. O valor da mediana do parâmetro d foi aumentado de 12,0 para 14,3 metros com a redução do número de terraços, enquanto o valor da mediana de S foi reduzido de 0,24 para 0,07 m m⁻¹ (Tabela 6). Para a construção de terraços mais altos foi necessária a mobilização de maior quantidade de solo o que pode ter produzido valores de declividade localmente menores na área entre os terraços. Desta forma terraços mais altos podem reduzir o gradiente médio nas encostas, especialmente se os terraços são construídos em nível ou com declividades menores, o que reduz a energia disponível para transporte de sedimentos.

Os dados de IC foram classificados de forma a distribuir os valores em três classes equivalentes em área (Figura 23 e Tabela 7). De forma geral, as classes foram distribuídas em concordância com a presença dos terraços, considerando a crista, o canal e a declividade da área. A classe de baixo IC foi localizada nas áreas mais planas e no canal dos terraços, enquanto a classe de alta conectividade se concentrou nas áreas com maior declividade, inclusive aquelas associadas à parede a jusante dos terraços. Esse padrão de distribuição foi mantido nos mapas de 2017 e 2024. No entanto, a área da classe de baixo IC aumentou com a ampliação da altura e a redução do número de terraços, passando de 24 ha em 2017 para 33 ha em 2024 (Tabela 7). A classe média também foi reduzida, passando de 45 em 2017 para 38 ha em 2024. A área da classe alta foi praticamente inalterada se mantendo estável entre as avaliações. Se considerarmos que a redução no IC está associada com a redução do risco de erosão, no somatório das áreas de baixa e média conectividade com status alterado entre 2017 e 2024, aproximadamente 16 ha tiveram seu risco reduzido com as modificações promovidas no sistema de terraceamento do talhão.

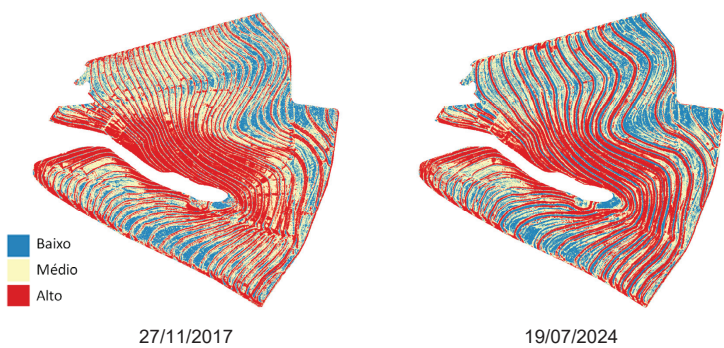


Figura 23. Classes do índice de conectividade (IC). As classes foram definidas de acordo com os seguintes limiares = baixa < -4,7; média = -4,7 a -3,7 e alta = > -3,7. As imagens que deram origem aos MDEs foram obtidas por imageamento aéreo em 27/11/2017 e 19/07/2024.

Tabela 7. Distribuição da área (ha) nas classes baixa, média e alta, referentes ao índice de conectividade (IC) na área de estudo para as avaliações de 2017 e 2024

Intervalo	Classe	2017	2024
<-4.7	Baixa	24	33
-4.7 a -3.7	Média	45	38
> -3.7	Alta	43	42

De forma geral, os resultados sugerem que houve impacto positivo do aumento na altura dos terraços e que esse superou os possíveis impactos negativos associados à diminuição do número de terraços, resultando na redução da conectividade. Terraços mais altos criaram barreiras eficazes para retenção de sedimentos e aumentaram o comprimento dos caminhos de fluxo, desacelerando o transporte.

Deve ser ressaltado que a diminuição no número de terraços pode aumentar a conectividade se os terraços remanescentes forem insuficientes para compensar o aumento da área de contribuição conectada. Porém, se os terraços remanescentes forem mais altos e eficazes, o impacto é mitigado, resultando em um IC mais negativo. Aparentemente, esse foi o comportamento observado na área de estudo.

Índice de Umidade Topográfica (TWI)

Hidrologicamente, áreas de TWI baixo podem ser mais propensas à erosão, enquanto valores altos indicam retenção de água, que sob excesso de oferta hídrica pode significar encharcamento. Na Figura 24, observa-se a variação espacial do TWI antes e depois da renovação dos terraços.

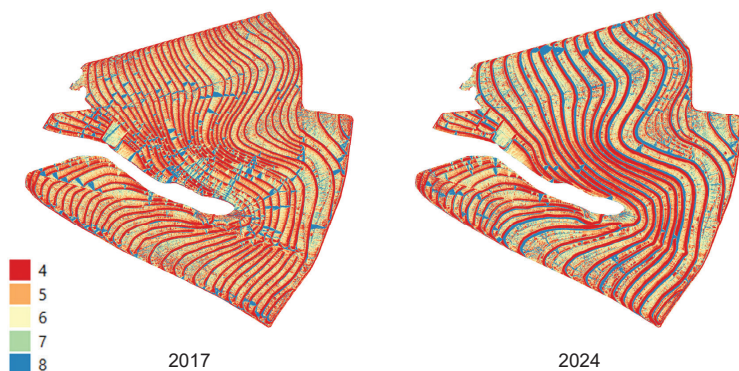


Figura 24. Mapas de distribuição espacial do índice de umidade topográfica (TWI) em 2017 e 2024.

Foram observadas pequenas alterações no valor do TWI quando comparadas as avaliações de 2017 e 2024. A distribuição de frequências do TWI em 2024 apresentou pequenas reduções de valor no intervalo de valores entre 3 e 5 e pequenos aumentos nos valores maiores do que 10, em relação a 2017 (Figura 25).

Verifica-se na Figura 26 que as variações do TWI foram relacionadas com as alterações promovidas na altura e no espaçamento entre os terraços. Para melhor entendimento dos processos envolvidos, foi realizada uma amostragem direcionada em 420 pontos no talhão. Em cada ponto foram amostradas as posições correspondentes ao canal, à crista e à região entre terraços.

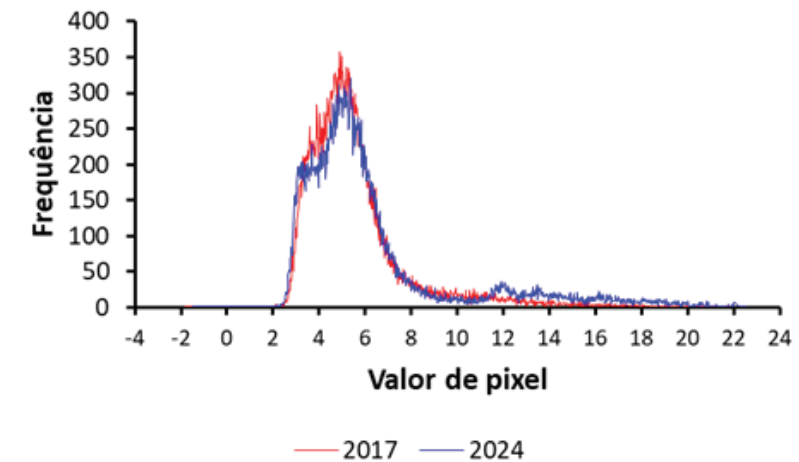


Figura 25. Frequência de valores de pixel para o Índice de Umidade Topográfica (TWI) nos anos de 2017 e 2024.

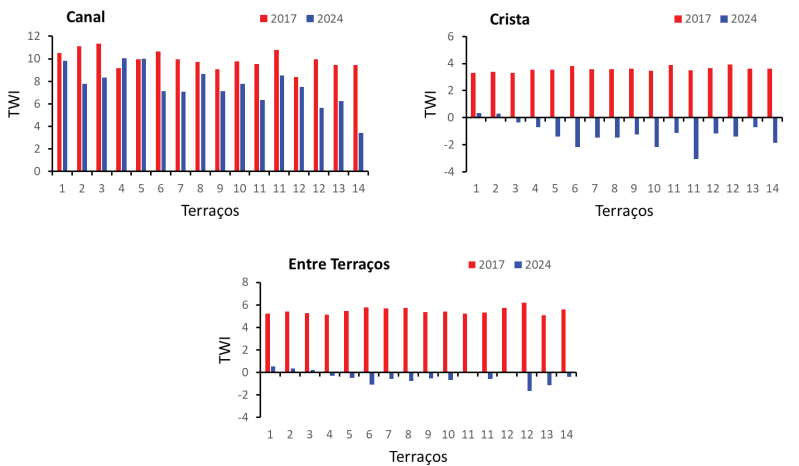


Figura 26. Valores médios do Índice de Umidade Topográfica (TWI) em 2017 e 2024 em pontos amostrados nas posições do canal do terraço, crista do terraço e a região entre terraços. A amostragem foi realizada aleatoriamente na área em 14 terraços. Valores médios por terraço.

Houve alterações dos valores do TWI em função do ano e da posição espacial (Figura 26). Em 2017, a posição referente ao canal apresentou os valores mais elevados entre as posições avaliadas, com valores médios de 9,93, seguido do valor entre os terraços, 5,47, e da crista do terraço, 3,58. Em 2024 a tendência foi mantida, porém com redução dos valores para 7,59, -0,44 e -1,23, para canal, entre terraços e crista, respectivamente. O TWI foi coerente e útil para discriminar o comportamento hidrológico das diferentes partes do talhão, confirmando que o canal do terraço é a região onde houve o maior acúmulo de água, seguida da região entre os terraços e a crista.

As modificações observadas entre os anos de 2017 e 2024 parecem ser coerentes com a modificação no número e na altura dos terraços. A redução do índice no canal em 2024 foi proporcionalmente a menor entre as regiões e sugere que a redução do número de terraços aumentou o caminho de fluxo, permitindo maior tempo de infiltração de água na região entre os terraços, com menos água chegando ao canal. A redução dos valores do TWI na crista também é condizente com o aumento na altura dos terraços, refletindo em maior escoamento da água precipitada em taludes mais altos e mais longos, conforme indicado pelos parâmetros apresentados na Figura 17.

Com o objetivo de caracterizar melhor as variações observadas, o TWI foi classificado com base em percentis, de acordo com a Tabela 8 e calculada a variação da área do talhão ocupada pelas diferentes classes em 2017 e 2024 (Figura 27). A área ocupada pelas diferentes classes do TWI sofreu pequenas variações entre os anos. As classes muito baixo e moderado foram praticamente mantidas constantes, com reduções de 1 ha em 2024. No entanto, a classe baixa diminuiu, enquanto a alto aumentou, com variações de 5 ha e 7 ha, respectivamente. Embora localmente tenha havido uma redução do TWI no canal do terraço, a dinâmica da água no talhão como um todo parece ter se mantido em equilíbrio. Provavelmente, isso ocorreu pelo aumento da seção média do canal em 2024 (Figura 17). Terraços mais altos e mais longos também ocupam uma área maior devido ao aumento da seção do canal. Esse aumento na dimensão do canal compensou as reduções do TWI associadas à região entre terraços e a crista.

Tabela 8. Classes de índice de umidade topográfica (TWI) consideradas no estudo.

Classes	Intervalo	Descrição
Muito Baixa	<4,19	Áreas com pouca umidade, típicas da crista e taludes de terraços
Baixa	$4,19 \leq TWI < 5,16$	Áreas com baixa capacidade de retenção de água
Moderada	$5,16 \leq TWI < 6,28$	Áreas intermediárias, com potencial moderado de acúmulo de água
Alta	>6,28	Áreas úmidas, propensas à retenção de água

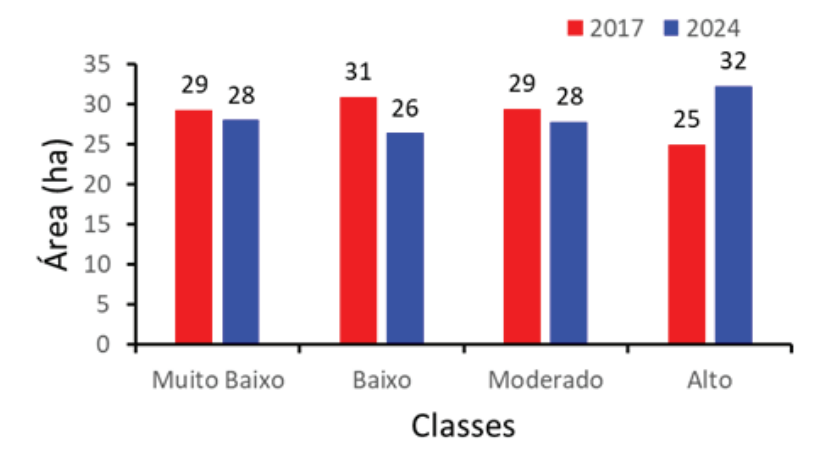


Figura 27. Área ocupada por classes do índice de umidade topográfica (TWI) em 2017 e 2024.

Capacidade de armazenamento de água

A capacidade de armazenamento de água dos terraços foi estimada considerando um perfil de seção triangular e os parâmetros apresentados na Figura 17. A partir da altura média de cada terraço (H), calculou-se o comprimento da base (m) considerando a declividade média da área ($St = 0,07$ m/m) e a declividade do talude ($Sm = 0,21$ m/m), conforme a expressão:

$$\text{Base (m)} = \frac{H}{St} + \frac{H}{Sm}$$

Com o comprimento da base determinado, foi possível estimar a seção média transversal de cada terraço:

$$\text{Seção (m}^2\text{)} = \frac{1}{2} (H \times \text{Base})$$

O volume total armazenado (m^3) foi obtido multiplicando a seção média pelo comprimento total dos terraços, que foi de 45 km em 2017 e 24 km em 2024. Em seguida, o volume foi dividido pela área total do talhão, convertendo-se os resultados em litros por metro quadrado, equivalentes à lâmina de água armazenada (mm).

Com base nesses cálculos, a capacidade de armazenamento aumentou de uma lâmina de 22 mm em 2017 para 71 mm em 2024, representando um incremento superior a três vezes. Esse resultado indica que, embora tenha ocorrido redução no número e no comprimento total dos terraços, o aumento da altura média das estruturas resultou em acréscimo suficiente da seção transversal para ampliar significativamente o volume de armazenamento.

Na prática, o sistema reformado apresenta maior capacidade de retenção hídrica, o que implica, por um lado, aumento da segurança hidráulica e estrutural do projeto e, por outro, maior capacidade de conservar água no interior do talhão, aspecto particularmente relevante diante do cenário de intensificação dos eventos climáticos extremos — tanto de excesso hídrico, associados à erosão, quanto de deficiência hídrica, relacionados à perda de produtividade.

Considerações finais

O redimensionamento do sistema de terraceamento na microbacia foi de fundamental importância diante da realidade estabelecida na área após o evento extremo de chuva em 2017, considerando a baixa eficiência do sistema implantado.

O aumento da altura dos terraços e do espaçamento vertical, constituíram o aspecto central do redimensionamento do sistema de terraceamento existente, para torná-lo mais eficiente no controle da erosão hídrica e mais compatível com as demandas operacionais dos sistemas de produção atuais.

Após a reforma dos terraços, não foram observados indícios de erosão, demonstrando que as mudanças realizadas foram eficazes na mitigação das perdas de água e de solo, assegurando maiores estabilidade e funcionalidade ao sistema de conservação do solo.

A abordagem técnica, metodológica e conceitual utilizada, que integrou o uso do software Terraço 4.1, da taxa de infiltração estável (TIE), do modelo digital de elevação (MDE) e das ferramentas de sistemas de informações geográficas (SIG), mostrou-se adequada para o planejamento e o redimensionamento dos terraços em microbacias hidrográficas.

As informações obtidas na área de estudo podem ser extrapoladas para regiões com condições edáficas e de uso agrícola semelhantes, abrangendo aproximadamente dois milhões de hectares no estado do Paraná. A área é representativa das classes de solo LATOSSOLO Vermelho distroférico e eutroférico, de texturas argilosas e muito argilosas e relevo plano a suave ondulado até o limite de 13% de declividade, na Formação Geológica Serra Geral. Nessas condições, a adoção de valores de referência para a taxa de infiltração estável (TIE) em torno de 30 mm/h, de um espaçamento vertical entre terraços de cerca de 3 m e altura efetiva final de terraços de 0,60 m, descontado o empolamento do material e, uma chuva de projeto com período de retorno de 25 anos, mostrou-se tecnicamente adequada para o dimensionamento seguro e eficiente de sistemas de

terraceamento voltados à conservação do solo e da água, reduzindo o número de terraços e ampliando a capacidade de armazenamento de água, além de oferecer vantagens operacionais com potencial para reduzir o tráfego de máquinas agrícolas e a compactação do solo.

Agradecimentos

À Itaipu Binacional pelo financiamento do projeto 725 - FAPED/ ITAIPU/ EMBRAPA SOJA - CONVÊNIO N° 4500059808, denominado “Inovações na abordagem temática para a conservação de solo e água em bacias hidrográficas no entorno da Represa de Itaipu”, cujas ações de pesquisa deram origem a este trabalho.

Referências

BALBINOT JUNIOR, A. A.; DEBIASI, H.; FRANCHINI, J. C.; OLIVEIRA, M. A.; COELHO, A. E.; MORAES, M. T. Soybean yield, seed protein and oil concentration, and soil fertility affected by off-season crops. **European Journal of Agronomy**, v. 153, 127039, 2024.

BERTOLLO, A. M.; MORAES, M. T.; FRANCHINI, J. C.; SOLTANGHEISI, A.; BALBINOT JUNIOR, A. A.; LEVIEN, R.; DEBIASI, H. Precrops alleviate soil physical limitations for soybean root growth in an Oxisol from southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, v. 206, 104820, 2021.

BEVEN, K. J.; KIRKBY, M. J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrological Sciences Journal**, v. 24, n.1, p. 43-69, 1979.

BORSELLI, L.; CASSI, P.; TORRI, D. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: a GIS and field numerical assessment. **Catena**, v. 75, p. 268-277, 2008.

BRAZIL. Ministry of Science, Technology and Innovation. **Brazil First Biennial Transparency Report to the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC)**. Brasília, DF, 2024. Disponível em: https://unfccc.int/sites/default/files/resource/BRA_BTR1_2024_ENG.pdf. Acesso em: 26 jan. 2025.

CAVALLI, M.; TAROLLI, P.; MARCHI, L.; DALLA FONTANA, G. The effectiveness of airborne LiDAR data in the recognition of channel-bed morphology. **Catena**, v. 73, p. 249-260, 2008.

CAVALLI, M.; TREVISANI, S.; COMITI, F.; MARCHI, L. Geomorphometric assessment of spatial sediment connectivity in small Alpine catchments. **Geomorphology**, v. 188, p. 31-41, 2013.

CAVIGLIONE, J. H.; FIDALSKI, J.; ARAUJO, A. G.; BARBOSA, G. M. C.; FUENTES-LLANILLO, R.; SOUTO, A. R. **Espaçamentos entre terraços em plantio direto**. Londrina: IAPAR, 2010. 59 p. (IAPAR. Boletim técnico, 71).

DEBIASI, H.; BALBINOT JUNIOR, A. A.; FRANCHINI, J. C.; SANTOS, E. L. dos; COELHO, A. E. **Qualidade estrutural do solo e taxa de infiltração estável influenciadas por culturas de entressafra da soja**. Londrina: Embrapa Soja, 2023. 16 p. (Embrapa Soja. Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 30).

DEUSCHLE, D.; MINELLA, J. P. G.; HÖRBE, T. A. N.; LONDERO, A. L.; SCHNEIDER, F. J. A. Erosion and hydrological response in no-tillage subjected to crop rotation intensification in southern Brazil. **Geoderma**, v. 340, p. 157-163, 2019.

DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; SCHNEIDER, F. J. A.; LONDERO, A. L.; LEFÈVRE, I.; EVRARD, O. Quantifying the impact of no-tillage on soil redistribution in a cultivated catchment of Southern Brazil (1964-2016) with ¹³⁷Cs inventory measurements. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 284, 106588, 2019.

FENDRICH, R. **Chuvas intensas para obras de drenagem no Estado do Paraná**. Curitiba: Champagnat, 1998. 99 p.

FRANCHINI, J. C.; DEBIASI, H.; BALBINOT JUNIOR, A. A.; TONON, B. C.; FARIAS, J. R. B.; OLIVEIRA, M. C. N. de; TORRES, E. Evolution of crop yields in different tillage and cropping systems over two decades in southern Brazil. **Field Crops Research**, v. 137, p. 178-185, 2012.

FUENTES-LLANILLO, R.; TELLES, T. S.; SOARES JUNIOR, D.; MELO, T. R.; FRIEDRICH, T.; KASSAM, A. Expansion of no-tillage practice in conservation agriculture in Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 208, 104877, 2021.

GARBELINI, L. G.; DEBIASI, H.; BALBINOT JUNIOR, A. A.; FRANCHINI, J. C.; COELHO, A. E.; TELLES, T. S. Diversified crop rotations increase the yield and economic efficiency of grain production systems. **European Journal of Agronomy**, v. 137, 126528, 2022.

HUGGETT, R.J. Soil landscape systems: A model of soil genesis. **Geoderma**, v. 13, p. 1-22, 1975.

IBGE. **Produção Agrícola Municipal**: soja, produtividade média, Brasil, estados e municípios. Rio de Janeiro, 2023. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br>. Acesso em: 29 jan. 2025.

LOMBARDI NETO, F.; BELLINAZZI JÚNIOR, R.; LEPSCH, I. F.; OLIVEIRA, J. B.; BERTOLINI, D.; GALETI, P. A.; DRUGOWICH, M. I. **Terraceamento agrícola**. Campinas: CATI, 1994. 39 p. (Boletim técnico CATI, 206).

MINASNY, B.; MCBRATNEY, A. B.; WHELAN, B. M. **Vesper version 1.62**. Sydney: ACPA, 2005.

MOORE, I. D.; GRAYSON, R. B.; LADSON, A. R. Digital terrain modeling: A review of hydrological, geomorphological, and biological applications. **Hydrological Processes**, v. 5, n. 1, p. 3-30, 1991.

MORAES, M. T.; DEBIASI, H.; CARLESSO, R.; FRANCHINI, J. C.; SILVA, V. R.; LUZ, F. B. Soil physical quality on tillage and cropping systems after two decades in the subtropical region of Brazil. **Soil & Tillage Research**, v. 155, p. 351-362, 2016.

MORGAN, R. P. C. **Soil erosion and conservation**. 3rd ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2005. 304 p.

PRUSKI, F. F. **Terraço 4.1**: Dimensionamento e manejo de sistemas de conservação de solos e drenagem de superfície. 2018. Disponível em: <http://www.gprh.ufv.br/?area=softwares>. Acesso em: 29 jan. 2025.

PRUSKI, F. F.; FERREIRA, P. A.; RAMOS, M. M.; CECON, P. R. Model to design level terraces. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 123, n. 1, p. 8-12, 1997.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. **QGIS Geographic Information System**: versão 3.34 'Prizren' [software]. Open Source Geospatial Foundation Project, 2024.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; MCCOOL, D. K.; YODER, D. C. **Predicting soil erosion by water**: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington, DC: USDA, 1997. 385 p. (USDA. Agriculture Handbook, 703).

RUFINO, R. L. Terraceamento. In: PEREIRA, L. R. (ed.). **Manual Técnico do Programa de Manejo e conservação do Solo**. 2. ed. Curitiba: IAPAR; Secretaria da Agricultura e do Abastecimento Paraná, 1994. v. 1, p. 218-235.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; OLIVEIRA, J. B. de; COELHO, M. R.; LUMBRERAS, J. F.; CUNHA, T. J. F. (ed.). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.

SCHICK, J.; BERTOL, I.; BATISTELA, O.; BALBINOT JUNIOR, A. A. Erosão hídrica em cambissolo húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: I. perdas de solo e água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, n. 3, p. 427-436, 2000a.

SCHICK, J.; BERTOL, I.; BALBINOT JUNIOR, A. A.; BATISTELA, O. Erosão hídrica em cambissolo húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: II. perdas de nutrientes e carbono orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, n. 3, p. 437-447, 2000b.

SILVA, R. L.; DE MARIA, I. C. Erosão em sistema plantio direto: Influência do comprimento de rampa e da direção de semeadura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 6, p. 554-561, 2011.

TELLES, T. S.; BARBOSA, G. M. C.; MERTEN, G. H.; PELLINI, T.; DIDONE, E. J.; GUIMARÃES, M. F. Soil Governance as a requirement for agricultural land conservation: a historical overview. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 54, e20218315, 2023.

TELLES, T. S.; GUIMARÃES, M. F.; DECHEN, S. C. F. The costs of soil erosion. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 287-298, 2011.

VIEIRA, S. R. Permeâmetro: novo aliado na avaliação de manejo do solo. **O Agrônomo**, v. 47, p. 32-33, 1998.

VILLELA, A. L. O. **Variabilidade espacial da qualidade físico-hídrica dos solos de uma unidade de pesquisa em produção agroecológica**. 2007. 64 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington, DC: USDA, 1978. 58 p. (USDA. Agriculture Handbook, 537).

YILMAZ, A. G.; HOSSAIN, I.; PERERA, B. J. C. Effect of climate change and variability on extreme rainfall intensity-frequency-duration relationships: a case study of Melbourne. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 18, n. 10, p. 4065-4076, 2014.

