

Sistemas de suporte à decisão para o manejo integrado de recursos hídricos

Arisvaldo V. Méllo Júnior¹; Gabriel A. S. dos Santos²; Flavia R. dos S. Jacobsem³; Lina M. O. Olivos⁴; André Schardong⁵; Vinícius C. Gandolfi⁶; Marcelo I. Horioka⁷; Silvana S. Marcellini⁸; Rogério M. Chagas⁹

Abstract: The integrated management of water resources, which considers the spatial and temporal representation of the processes of the hydrological cycle and affects the availability of surface and groundwater, must be taken into account in an integrated way in all aspects of the basin and demands. Decision support systems (DSSs) provide the necessary conditions to store data, add analytical models and provide ease of use for the user. This paper presents the architecture of DSS, developed for a web system, commenting on its functions such as user interface, data management, short descriptions of models, and the organization of results. The existing database covers eight basins in the south, southeast and northeast regions. The software can be applied to any basin and can contribute to the water resource management process.

Resumo: O manejo integrado dos recursos hídricos, que considera a representação espacial e temporal dos processos do ciclo hidrológico e que afeta a disponibilidade das águas superficiais e subterrâneas, têm de ser tratado de modo integral, considerando todas as características da bacia e das demandas. Sistemas de suporte à decisão (SSD) oferecem as condições necessárias para armazenar dados, agregar modelos de análises e dispor condições de usabilidade facilitada para o usuário. Este artigo apresenta a arquitetura do SSD, desenvolvido para sistema web, comentando suas funcionalidades, tais como, a interface do usuário, o gerenciamento de dados, uma breve descrição dos modelos, e a organização dos resultados. A base de dados existente contempla oito bacias das regiões sul, sudeste e nordeste. O *software* pode ser aplicado em qualquer bacia e pode contribuir no processo de gerenciamento de recursos hídricos.

Palavras-Chave – modelagem hidrológica, alocação de água, análise de risco hidrológico

INTRODUÇÃO

Um Sistema de Suporte à Decisão (SSD) é um pacote integrado de hardware e software que incorpora capacidades de introdução, armazenamento e recuperação eficientes de dados, modelos para processamento e análise de informação, e uma interface amigável, facilmente utilizáveis por gestores e operadores, para auxiliar a tomada de decisões na gestão, operação e planejamento de recursos hídricos (Johnson, 1986).

O manejo e planejamento integrado de recursos hídricos (MPIRH) visa o uso eficiente da água, equidade na alocação da água em diferentes grupos, e a sustentabilidade social, econômica e ambiental para proteger os recursos hídricos e os ecossistemas associados (Vieira, 2020). Sistemas de recursos hídricos apresentam disponibilidade limitada e variabilidade espaço-temporal de água. Essas características pressionam o uso compartilhado e equitativo pelo mesmo recurso, de modo a evitar competição e conflitos. Para solucionar este problema é necessário levar em conta as variações

¹) Laboratório de Sistema de Suporte à Decisão – LabSid, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Escola Politécnica, USP, Av. Prof. Almeida Prado, 83, Travessa do Biênio, Ed. Paula Souza, PHA, Tel. (11)3091-5529 / (11)99534-7674, arisvaldo@usp.br

²) Idem, Cel., gabriel@labsid.eng.br

³) Idem, Cel., flavia@labsid.eng.br

⁴) Idem, Cel. lina@labsid.eng.br

⁵) Idem. Cel., andre.schardong@gmail.com

⁶) Idem. Cel., vinicius@labsid.eng.br

⁷) Idem. Cel., marcelo@labsid.eng.br

⁸) Idem. Cel., silvana@labsid.eng.br

⁹) Idem. Cel., rogerio@labsid.eng.br

sazonais da disponibilidade dos recursos hídricos, o que leva a interações complexas entre os usuários de água distribuídos pela bacia.

Os SSDs são ferramentas que apresentam grande capacidade de armazenamento e de processamento de dados e podem dispor de distintos modelos de análise, possibilitando lidar com sistemas complexos de recursos hídricos. A aplicação de SSD enriquece o processo de decisão pela possibilidade de avaliar diferentes estratégias, além de envolver as partes interessadas aumentando a legitimidade dos resultados, melhoraram bastante a qualidade técnica e científica e pouparam recursos financeiros. Por estes motivos, esses sistemas são indicados para serem usados numa variedade de aplicações no MIRH (Jonoski e Seid, 2016; Liu *et al.* 2016); Simonovic *et al.*, 2016; Garcia *et al.*, 2018; White *et al.*, 2019; Droubi *et al.*, 2000).

Em geral, SSDs são moldados de acordo com as características físicas e funcionais do sistema de recursos hídricos. A fim de atender estas interações, a estrutura básica do sistema envolve fundamentalmente o uso de modelos de simulação hidrológica, superficial e subterrânea integradas, e de alocação de água entre diferentes usuários, conforme detalhado por Olivos *et al.* (2023). É preciso reunir uma grande quantidade de dados tanto para configurar, calibrar e validar os modelos de simulação, quanto para acompanhar o estado do sistema e tomar decisões que não dependem desses modelos. O sistema deve ser capaz de lidar com dados de diversas fontes, desde os obtidos por redes de monitoramento *in situ*, de sensoriamento remoto, até aqueles que precisam ser preparados para servir de entrada para os modelos. A modelagem do banco de dados, assim como o *software* administrador, é de grande importância para o alcance de rapidez, confiabilidade, facilidade de uso e necessidade de pouca memória para executar (Kreibich, 2010; Kimball e Ross, 2013).

Como muitos dados são distribuídos espacialmente, é desejável que a interface gráfica do SSD utilize funcionalidades de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e que o servidor de banco de dados permita que objetos georreferenciados sejam armazenados e suporte índices espaciais para melhorar a performance de consultas e funções para análise e processamento dos objetos. Os resultados dos modelos precisam ser convertidos em métricas inteligíveis por meio do uso de indicadores para uma melhor compreensão das variações de diferentes cenários climáticos, uso e ocupação do solo, características físicas das bacias, demandas, e outros aspectos ambientais, sociais, econômicos e de governança. Indicadores de risco são metodologias comumente empregadas para esta finalidade (Hashimoto *et al.*, 1982; Sandoval-Solis *et al.*, 2011; Gassert *et al.*, 2014; Hagenlocher *et al.*, 2019).

A concepção e o desenvolvimento de SSDs envolvem muitos procedimentos e depende do ambiente operacional no qual o *software* irá funcionar, do tipo de dado a ser utilizado (numérico, *string* ou imagem), das ferramentas de programação disponíveis, dos modelos que serão integrados etc. Neste artigo será apresentada a arquitetura de um SSD para o manejo integrado de recursos hídricos, projetado para executar um grupo de funções, tarefas ou atividades coordenadas para facilitar o usuário e, ao mesmo tempo, auxiliar a análise do sistema hídrico e a tomada de decisão.

ARQUITETURA DO SSD - EXEMPLO DE APLICAÇÃO

O SSD foi desenvolvido pelo Laboratório de Sistemas de Suporte à Decisão em recursos Hídricos e Meio Ambiente, na Escola Politécnica da USP. O sistema gerencia, de modo integrado, dados, modelos e resultados de simulações de cenários formados pelas especificações de variáveis climáticas, de chuva, de cobertura vegetal e de solo, para avaliar a vulnerabilidade da disponibilidade hídrica no atendimento das demandas existentes na bacia hidrográfica. O SSD foi desenvolvido numa estrutura computacional modular cuja arquitetura é representada na Figura 1. A interface do usuário controla o acesso aos dados (setas roxas), a definição de cenários de simulação, aos modelos e aos resultados. As setas laranjas indicam entradas de dados para formulação de cenários e para os modelos. As setas verdes representam as saídas dos modelos. O software foi desenvolvido para sistema web, em que as todas as tarefas foram customizadas para facilitar a consulta aos dados, a criação de cenários, a modelagem, a análise de resultados e a recuperação de simulações realizadas.

A Figura 2 apresenta a tela do SSD com um exemplo de aplicação na bacia do Rio Piracicaba, configurada para simulação de um cenário tático, no período de dois anos (2022 e 2023), considerando uma precipitação baseada na média histórica, com um fator de 100%. Como resultado da simulação dos modelos, os indicadores de risco hídrico, destaca-se a análise da zona 9 (sub-bacia formada a partir de um ponto considerado “de interesse” na área total), onde a demanda de irrigação apresentou estado de emergência, com IS = 0 e IRS = 0,974 (Figura 4). O SSD contempla dados das bacias dos Rios Piracicaba - SP, Alto Iguaçu - PR, Ipojuca - PE, Muriaé - RJ, Baia da Guanabara - RJ, Paraíba do Sul - SP/RJ, Cubatão - SP e Tamanduateí - SP, para todas as bacias é possível rodar o modelo de geração de vazões, de alocação de água e de avaliação de risco no atendimento das demandas.

Figura 1 – Estrutura do Sistema de Suporte à Decisão

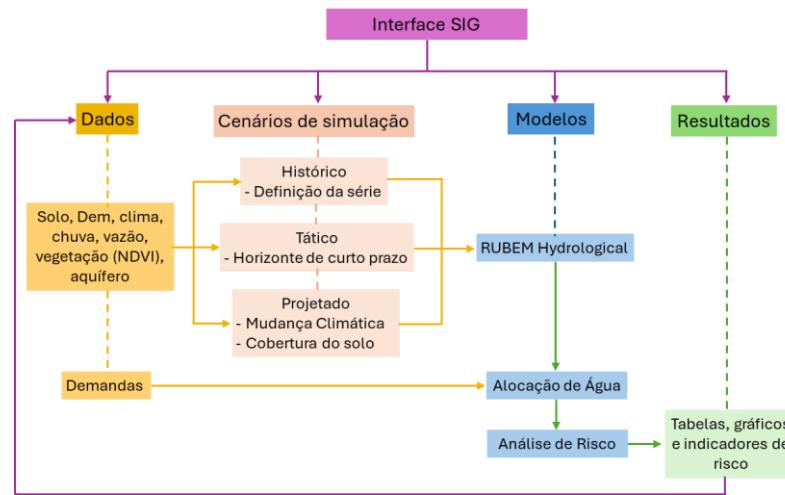
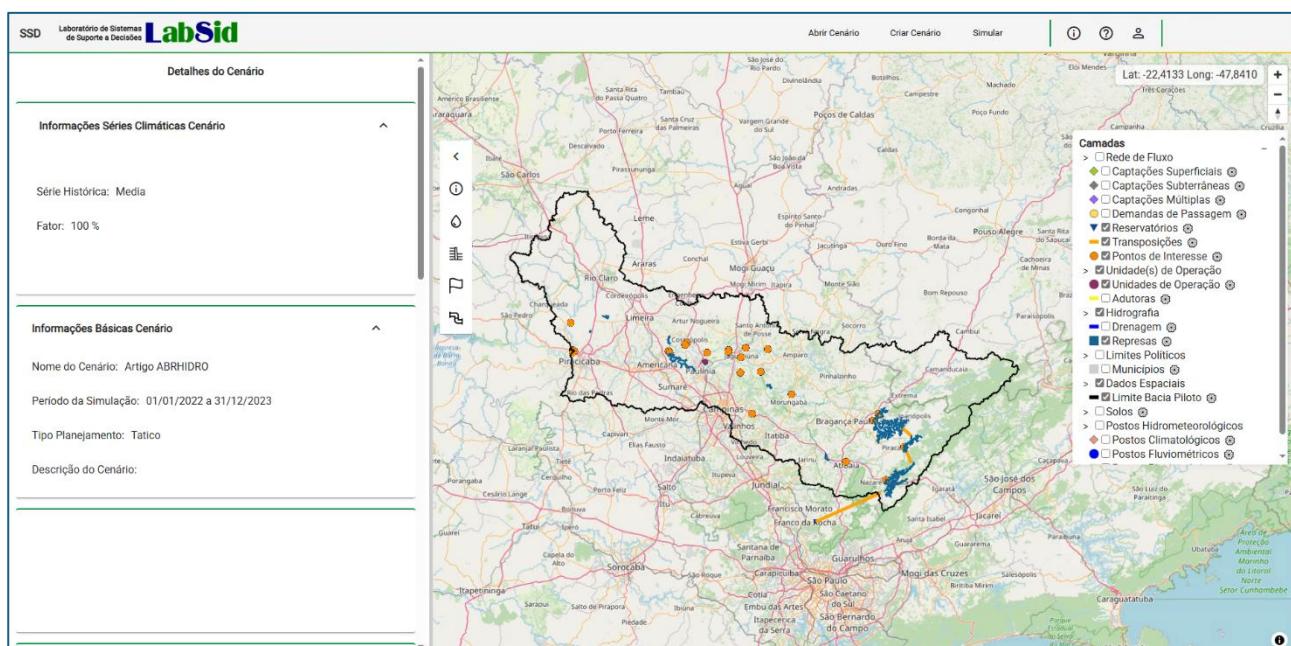


Figura 2 - Ilustração da interface do SSD para simulação tática no período de dois anos, na bacia do Rio Piracicaba



Gerenciamento de Dados

A base de dados inclui arquivos de diversos formatos (shape, raster, texto etc.), georreferenciados, tais como, hidrografia, limites municipais, reservatórios e demandas, bem como

de classes de solo, cobertura vegetal, índice de vegetação (*Normalized Difference Vegetation Index - NDVI*), clima, chuva, vazão, evapotranspiração, entre outros. O banco de dados utilizado é o PostgreSQL, juntamente com a extensão espacial PostGIS, permitindo que objetos SIG sejam armazenados, e que suporta índices espaciais para melhorar a performance de consultas e funções para análise e processamento dos objetos (PostgreSQL, 2025). Os dados espaciais que são armazenados no banco possuem um elemento denominado SRID (*Spatial Reference Identifier*) que faz referência ao sistema de coordenadas utilizado para a representação destes dados em um visualizador de mapas. Os dados espaciais utilizam a projeção SRC WGS84, cujo SRID corresponde ao valor “4326”. A ferramenta utilizada para a manutenção, operação e visualização gráfica destes arquivos foi a biblioteca pública de mapas MapLibre (Skyum et al., 2025) e o servidor aberto de mapas o OpenStreetMap (OSMF, 2025), como mapa de fundo.

A base de dados permite a formação de cenários de análise personalizados pelo usuário. Três cenários podem ser formados, o histórico, o de curto prazo e o de longo prazo. O cenário histórico compreende o conjunto de dados monitorados na bacia, que pode ser simulado com a série parcial ou total. O cenário tático, de curto prazo, é formado com os dados hidrológicos históricos formado por meio de alterações da série histórica dos dados meteorológicos, de chuva e de vazão, podendo-se simular períodos específicos da série temporal, tais como anos médios, secos, chuvosos, ou de valores percentuais derivados destes. Nesses dois cenários a cobertura vegetal não é alterada. O cenário projetado é caracterizado por um horizonte de cálculo de longo prazo, que envolvem alterações dos dados climatológicos e hidrológicos decorrentes das mudanças climáticas globais e do uso da terra, caracterizado pela cobertura vegetal e o NDVI. Em todos os cenários as demandas de água podem ser fixa ou variável.

Os dados históricos de chuva e de vazão foram obtidos da ANA (2020), para o período de 1960 a 2022, que passaram por um processo de consistência. Os dados meteorológicos históricos foram obtidos no INMET (2020). Dados de satélite do projeto de previsão dos recursos energéticos globais da National Aeronautics and Space Administration (NASA), a partir de 1981, foram utilizados para preenchimento de falhas, em que foi aplicada a regressão assíncrona (O’Brien et al. 2001) para fazer a correspondência entre os dados de evapotranspiração obtida utilizando os dados do INMET com os dados da NASA (Hossoda et al., 2023). Os dados meteorológicos e de chuva futuros, considerados no SSD, projetados até 2070, foram obtidos dos modelos regionais de mudanças climáticas (MCR ETa), disponíveis para a América do Sul, gerados pelo CPTEC/INPE na resolução de 20 km, para os seguintes modelos climáticos globais: HadGEM2-ES (Collins et al. 2011), BESM (Nobre et al., 2013), MIROC5 (Watanabe et al., 2010) e CanESM2 (Arora et al., 2011). Billerbeck et al. (2021) aplicaram uma modelagem para correção de viés dos dados de chuva dos MCRs, e uma análise multicritério para selecionar o modelo que melhor representa o regime pluviométrico em cada bacia, com base em um coeficiente estatístico para medir a performance dos modelos climáticos tomando-se como critério as chuvas médias, máximas e mínimas mensais e anuais. Os cenários climáticos projetados adotados foram os *Representative Concentration Pathways* (RCP 4.5 e RCP8.5) que refletem os caminhos para atingir um forçamento radioativo específico de 4,5 e 8,5 W m⁻², respectivamente, até o ano 2100. Eles representam um cenário intermediário e um cenário de alta emissão em termos de forçamento de radiação (Moss et al., 2010).

O modelo digital de elevação (MDE) indica a topografia da bacia e define a direção e a rede de drenagem onde será acumulada a vazão simulada. Foram avaliados alguns modelos e em virtude das características topográficas das bacias, com muitas áreas planas e presença de corpos d’água predominantes no litoral, foi adotado o modelo Copernicus-DEM (AIRBUS, 2020). O grid original do MDE foi 30 m. Os dados sobre classes do solo foram obtidos do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2018). Em cada estado, foi realizada uma verificação da ocorrência das classes de solos, com mapas com escala mais detalhada, a fim de se obter maior consistência das informações. Com a classificação das classes do solo consolidadas foi realizada uma pesquisa em várias fontes para determinar as características fisico-hídricas (condutividade hidráulica

na zona vadosa, densidade global, profundidade efetiva, porosidade, umidade de saturação, na capacidade de campo e no ponto de murcha) relacionadas às classes dos solos.

Os dados de cobertura do solo foram obtidos do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil – MapBiomas (Souza et al., 2020). Foram utilizados dados da coleção 6, do período de 2000 a 2020. Também foi utilizado o índice de vegetação *Normalized Difference Vegetation Index* - NDVI (Jensen, 2009), para auxiliar a caracterização da superfície e servir de entrada para o modelo hidrológico. O produto MODIS - *MOD13Q1.006 Terra Vegetation Indices 16-Day L3 Global 250m* (NASA, 2025), onde o NDVI é gerado a cada 16 dias por meio de um mosaico de observações diárias, e o grid é de 250 m. Foi desenvolvida uma metodologia para o preenchimento de falhas de NDVI, a fim de se obter imagens mensais com informações consistentes e atreladas aos mapas anuais de cobertura do solo.

A projeção da cobertura do solo para simulações do cenário projetado foi determinada baseando-se numa maior ou menor tolerância à perda de solo, estimada variando os fatores de cobertura (C) e erosividade da chuva (R) da Equação Universal (USLE). O fator R foi determinado com a chuva projetada pelo MCR, para os cenários climáticos RCP 4.5 e 8.5, para o período de 2021 a 2035. O fator C foi calculado com o valor da tolerância à perda de solo atribuída para a condição futura, relacionada ao NDVI, obtido do produto Terra MODIS com grid de 500 m, projetado por meio de uma classificação baseada na análise de lógica difusa. A análise foi realizada por meio de script na linguagem Python usando as bibliotecas Gdal e Fuzzysets (Méllo Júnior et al., 2023).

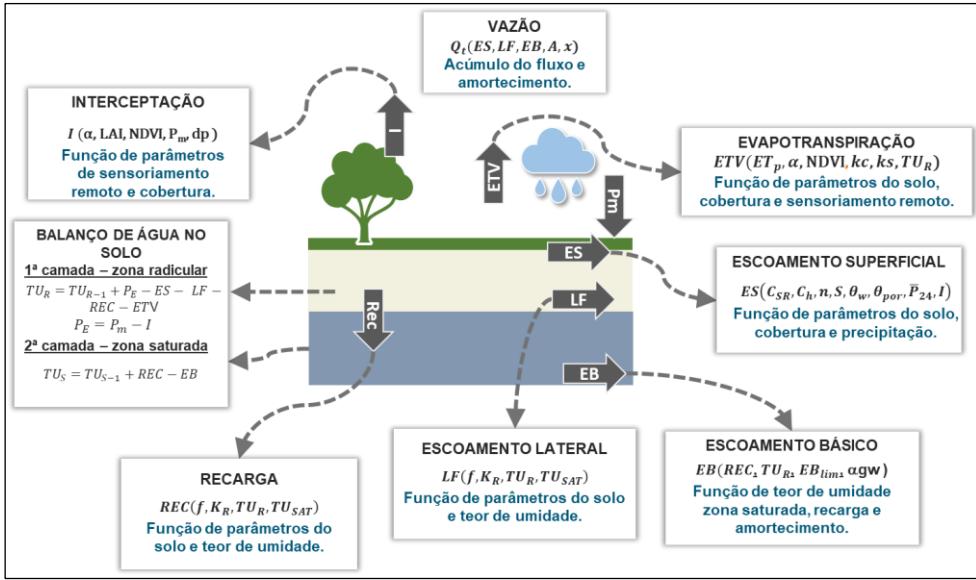
As demandas dos usos da água superficial e subterrânea foram levantadas com base no Cadastro Nacional de Recursos Hídricos (CNARH), onde constam as outorgas de direito de uso de captação e lançamento de efluente na água nos estados em que estão localizadas as bacias estudadas (ANA, 2025). Os dados foram depurados para corrigir valores duplicados, zerados e com coordenadas erradas. Após a verificação, os dados de outorga foram organizados para posterior utilização na modelagem, por meio da identificação do usuário, coordenadas geográficas, município, curso d'água, uso (superficial, subterrâneo freático, subterrâneo confinado ou lançamento), finalidade, grupo (finalidade agregada atribuída conforme finalidade principal definida pelo LabSid), vazão outorgada para captação e lançamento. As demandas foram agrupadas em zonas por tipo (abastecimento público e dessedentação, atividades rurais, comércio e serviços, indústria, irrigação e mineração). Elas foram definidas com base em pontos que representam confluências de rios ou de algum interesse específico em cada bacia.

Base de Modelos

Os modelos empregados no SSD são o *Rainfall Runoff Balance Enhanced Model (RUBEM Hydrological)*, o de alocação de água e de análise de risco de abastecimento. O *RUBEM* é um modelo hidrológico distribuído, desenvolvido com uma estrutura para processos físicos, buscando representar as heterogeneidades espaço-temporal as variáveis de solo, uso da terra, topografia, vegetação e clima, usando dados de sensoriamento remoto para identificar os padrões de balanço hídrico do solo, por meio da evapotranspiração, interceptação, fluxo de base, fluxo lateral, recarga e escoamento (Méllo Júnior et al., 2022). O modelo usa nove parâmetros que foram calibrados utilizando dados históricos das bacias, aplicando-se um algoritmo *Differential Evolution* (Storn e Price, 1997). Foi aplicado o índice de desempenho de Nash e Sutcliffe (1970) para avaliar os resultados da calibração em todos os postos fluviométricos selecionados. A Figura 3 apresenta um resumo dos processos hidrológicos utilizados no modelo hidrológico. O modelo tem a função de gerar vazões para entrada no modelo de alocação de água.

O modelo de alocação de água representa uma rede de fluxo constituída por nós e arcos. Os nós são pontos de confluência, demandas, transposições e reservatórios. Os arcos são elementos de ligação dos nós, por onde a água flui. A topologia da rede de fluxo representa o esquema hídrico de cada bacia.

Figura 3 – Ilustração dos processos físicos do modelo hidrológico em uma célula



A formulação do modelo é dada pela função objetivo (Equação 1), que minimiza a soma dos custos ou prioridades (c) das vazões (Q) que fluem pelos n arcos da rede de fluxo, em cada passo de tempo, sujeito às restrições de balanço de massa (Equação 2) entre os volumes de água que entram e saem de cada nó (Ax), e da capacidade de fluxo nos arcos (Equação 3), sendo a e b os limites inferiores e superiores dos volumes armazenados, e l e u os limites inferiores e superiores de vazão em cada arco. A solução ótima representa as vazões que passam pela rede de fluxo, para atendimento das demandas que são abastecidas com fontes superficiais e subterrâneas, com menor custo. As captações feitas no aquífero livre não podem superar a recarga. Uma mesma demanda pode ser atendida por múltiplas fontes de abastecimento. Isso pode ser facilmente configurado pela interface. A definição dos custos deve ser feita de acordo com a política de prioridade de atendimento desejada. Tanto o valor das demandas quanto a prioridade de atendimento podem ser definidos pelo usuário na formulação dos cenários. A otimização da rede de fluxo é realizada a cada mês (Mello Júnior et al., 2011; Shourian e Mousavi, 2017). O algoritmo de programação linear GLOP, disponível na biblioteca *Operations Research Tools* (OR-Tools), desenvolvida por GOOGLE (2025), foi incorporada no SSD para resolver a rede de fluxo.

$$\min \sum_{i=1}^n c_i \cdot Q_i \quad 1$$

$$a \leq Ax \leq b \quad 2$$

$$l \leq Q_i \leq u \quad 3$$

Nesta versão do SSD, as capacidades dos volumes armazenados nos aquíferos livre e confinado são indicadas pelo usuário com base em referências bibliográficas. As vazões de lançamento na rede, provenientes do uso consuntivo, denominadas vazões de retorno, nem sempre são lançadas na zona de demanda de origem. Nesta versão, as vazões de retorno são calculadas por meio de percentuais fixos dos valores das demandas, de acordo com cada grupo. O retorno para abastecimento público e dessementação animal é 80%, e para as outras demandas é 20%. Os cálculos do retorno são realizados iterativamente pelo algoritmo de otimização dentro do mesmo mês. Transposições de água entre bacias distintas (importações ou exportações) são representadas na rede se fluxo por arcos que ligam um nó da bacia de origem com um nó virtual da bacia importadora ou exportadora. A capacidade do arco de transposição deve ser indicada pelo usuário via interface. Os reservatórios devem apresentar volumes mínimos e máximos, e prioridade para o volume meta, um volume que se deseja armazenar

quando há sobra de água na rede. Se o volume meta for menor do que o volume útil total do reservatório, o excedente é vertido para jusante.

O modelo de análise de risco recebe os resultados do modelo de alocação de água e calcula indicadores usados para avaliar a sensibilidade ou a suscetibilidade de um sistema hídrico e seus elementos a danos, combinados com a falta de capacidade de resposta no curto prazo, e a capacidade de adaptação a longo prazo. O SSD adota o índice de sustentabilidade (Sandoval-Solis et al., 2011) e o índice de risco de seca (Zongxue et al., 1998) que usam indicadores de confiabilidade, de vulnerabilidade, e de resiliência ((Hashimoto et al., 1982). A confiabilidade (C^i) representa a porção do tempo em que a demanda de água é totalmente suprida, ou seja, o número de vezes que $D_t^i = 0$, em relação ao número de intervalos de tempo considerados (meses), Equação 4. A resiliência (R^i) é a probabilidade de que um período de sucesso sucede um período de falha (número de vezes que $D_t^i = 0$ dado que $D_{t-1}^i > 0$) para todos os períodos de falha (número de vezes que $D_t^i > 0$ ocorreu), Equação 5. Este indicador mede a capacidade do sistema retornar ao estado de condição satisfatória depois de uma condição de falha. A vulnerabilidade (V^i) indica o valor esperado do déficit, que é a soma dos déficits (D_t^i) dividido pelo número de vezes que ocorreram os déficits ($D_t^i > 0$), dividido pela demanda meta média (D_{meta}^i) para o $i^{\text{ésimo}}$ usuário, Equação 6. Este indicador expressa a severidade da falha. O índice de sustentabilidade (IS^i) é calculado pela média geométrica dos critérios de desempenho do sistema para cada demanda (Equação 7). O índice de risco de seca (IRS) é uma função linear ponderada pelos critérios de desempenho (Equação 8), em que os pesos são pré-definidos e apresentam soma igual a 1 (Equação 9).

$$C^i = \frac{\text{nº de vezes em que } D_t^i = 0}{n} \quad 4$$

$$R^i = \frac{\text{Nº de vezes } D_t^i = 0 | D_{t-1}^i > 0}{\text{Nº de vezes } D_t^i > 0} \quad 5$$

$$V^i = \frac{\sum_{t=1}^n D_t^i / \text{Demeta}^i \text{ média}}{\text{Nº de vezes } D_t^i > 0} \quad 6$$

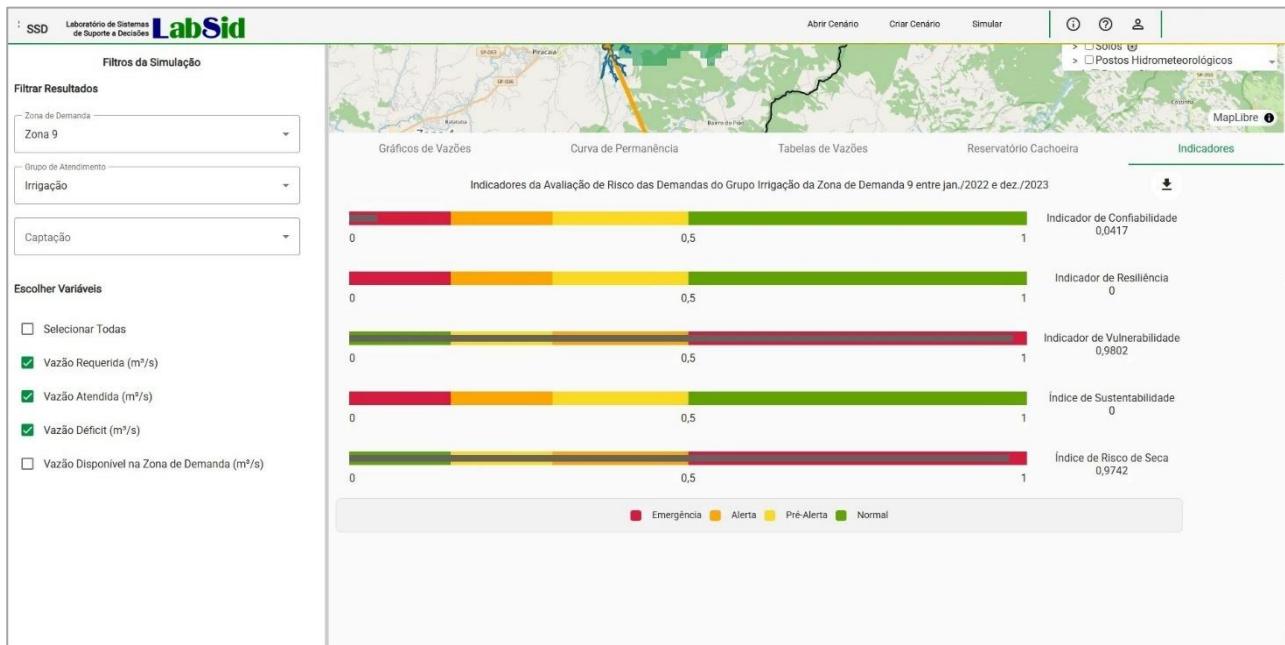
$$IS^i = \sqrt[3]{C^i \cdot R^i \cdot (1 - V^i)} \quad 7$$

$$IRS = w_1 \cdot (1 - C^i) + w_2 \cdot (1 - R^i) + w_3 \cdot V^i \quad 8$$

$$\sum_{i=1}^3 w_i = 1 \quad 9$$

A saída do modelo de análise de risco é processada para mostrar os resultados, segundo classificação sugerida por Pedro-Monzonís et al. (2015). A Figura 4 apresenta os resultados da demanda de irrigação na zona 9, localizada na sub-bacia do Rio Cachoeira, para o cenário tático definido anteriormente. Os indicadores de confiabilidade, resiliência e vulnerabilidade encontram-se em estado de emergência, resultando no $IS = 0$ e no $IRS = 0,974$, indicando que a demanda foi muito afetada nessa zona, no período analisado. A demanda total da zona 9 foi de $0,322 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. A demanda de abastecimento público foi totalmente atendida ($IS = 1$ e $IRS = 0$). A disponibilidade hídrica média no período, na zona 9, foi de $0,293 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Como a demanda de irrigação tem prioridade menor, a demanda apresentou déficit de $0,11 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com permanência de 82% do tempo.

Figura 4 – Indicadores de confiabilidade, de resiliência e de vulnerabilidade, e índices de sustentabilidade e de risco de seca, para a demanda de irrigação, na zona de demanda 9, no cenário tático, na bacia do Rio Piracicaba.



CONCLUSÃO

O SSD apresentado neste trabalho é uma ferramenta robusta e adaptável ao gerenciamento de recursos hídricos, integrando banco de dados geoespaciais, modelagem hidrológica e de alocação de água. Sua arquitetura modular permite a simulação de diferentes cenários hidrológicos e o suporte à tomada de decisões baseadas em indicadores de sustentabilidade. A aplicação na bacia do Rio Piracicaba teve o objetivo de ilustrar seu potencial na avaliação de riscos hídricos e no apoio à definição de políticas públicas e estratégias de gestão. O SSD é um sistema flexível que contribui para uma gestão mais eficiente e sustentável da água.

REFERÊNCIAS

- AIRBUS. (2020). *Copernicus DEM: Copernicus Digital Elevation Model Product Handbook*, Version: 2.1. 2020. Disponível em <<https://doi.org/10.5270/ESA-c5d3d65>>. Acesso em 15 mai. 2020.
- ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. (2020). *Hidroweb: Sistemas de informações hidrológicas*. Disponível em <<http://hidroweb.ana.gov.br/>>. Acesso em 15 jun. 2020.
- . (2025). Cadastro Nacional de Recursos Hídricos – CNARH. Disponível em <<https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/regulacao-e-fiscalizacao/cadastro-nacional-de-usuarios-recursos-hidricos-cnarh>>. Acesso em 10 mai. 2025.
- ARORA, V.K.; SCINOCCA, J.F.; BOER, G.J. et al. (2011). “Carbon emission limits required to satisfy future representative concentration pathways of greenhouse gases”. *Geophysical Research Letters* 38(5).
- BILLERBECK, C.; da SILVA, L.M.; MARCELLINI, S.S.; MÉLLO JÚNIOR, A.V. (2021). “Multi-Criteria decision framework to evaluate bias corrected climate change projections in the Piracicaba River basin”. *Revista Brasileira de Meteorologia* 36, pp. 339-349. Doi [10.1590/0102-77863630068](https://doi.org/10.1590/0102-77863630068)
- COLLINS, W. J.; BELLOUIN, N.; DOUTRIAUX-BOUCHER, M. et al. (2011). “Development and evaluation of an Earth-System model–HadGEM2”. *Geosci. Model Dev. Discuss* 4(2), pp. 997–1062.
- DROUBI, A. et al. (2008). “A decision support system (DSS) for water resources management–Design and results from a pilot study in Syria”, in *Climatic changes and water resources in the Middle East and North Africa*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, p. 199-225.
- EMBRAPA. (2018). *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. 5. ed. Brasília: Embrapa Solos, 356 p. Disponível em <<https://geoinfo.dados.embrapa.br/>>. Acesso em 10 mai. 2020.

GARCIA, J.I.B.; SCHARDONG, A.; PORTO, R.L.L. (2018). “*Decision support system for optimization of permits for wastewater discharge*”. RBRH 23(e23), pp. 1-14. Doi 10.1590/2318-0331.231820180002

GASSERT, F.; LUCK, M.; LANDIS, M.; et al. (2014). *Aqueduct Global Maps 2.1: Constructing Decision-Relevant Global Water Risk Indicators*. Working Paper. Washington, DC: World Resources Institute. Disponível em: <http://www.wri.org/publication/aqueduct-globalmaps-21-indicators>

GOOGLE. (2025). *OR-Tools for Python*. Disponível em <<https://developers.google.com/optimization>>. Acesso em 29 mai. 2025.

HAGENLOCHER, M. et al. (2019). *Drought vulnerability and risk assessments: state of the art, persistent gaps, and research agenda*. Environ. Res. Lett., 14, pp. 083002.

HASHIMOTO, T.; STEDINGER, J.R.; LOUCKS, D.P. (1982). *Reliability, resiliency, and vulnerability criteria for water resources system performance evaluation*. Water Resour. Res. 18(1), pp. 14–20.

HOSSODA, D.H.; CHAGAS, R.M.; MÉLLO JR, A.V.; et al. (2023). “Correção de dados meteorológicos de satélite através da regressão assíncrona estatística para estimativa da evapotranspiração” in Anais do XXV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Aracaju, 2023. Disponível em <<https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=14917>>. Acesso em 30 jun. 2025.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. (2020). *Banco de dados meteorológicos*. Disponível em <<https://bdmep.inmet.gov.br/>>. Acesso em 15 jun. 2020.

JENSEN, J. R. (2009). *Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma Perspectiva em Recursos Terrestres*. Parêntese, São José dos Campos.

JOHNSON, L.E. (1986). “*Water resource management decision support systems*”. J. Water Resour. Plann. Manage 112(3), pp. 308-325.

JONOSKI, A.; SEID, A. H. (2016). “*Decision support in water resources planning and management: the Nile Basin decision support system*”, in *Real-World Decision Support Systems*. Eds. Papathanasiou, J. et al., Integrated Series in Information Systems 37, Springer, pp. 199-222. Doi 10.1007/978-3-319-43916-7_9

KIMBALL, R.; ROSS, M. (2013). *The data warehouse toolkit: The definitive guide to dimensional modeling*. John Wiley & Sons Indiana, 601 p.

KREIBICH, J.A. (2010). *Using SDLite*. O'Reilly Beijing, 528 p.

LIU, J.; GAO, X.; SHAO, W. et al. (2016). “*Water resources monitoring system construction in Shanxi Province, China*”. Procedia Engineering 154, p. 326–333.

MÉLLO JÚNIOR, A.V.; SCHARDONG, A.; CARVALHO, M.A. de; PORTO, R.L.L. (2011). “*Optimal water allocation for irrigation considering multiple uses*” in *Sustainable water management in the tropics and subtropics - and case studies in Brazil*. Cood. Por BILIBIO, C. et al. Jaguarão/RS, Fundação Universidade Federal do Pampa, UNIKASSEL, PG CultUFMA, 2011. VI. 1, p. 915-940.

MÉLLO JÚNIOR, A.V.; OLIVOS, L.M.O.; BILLERBECK, C. (2022). “*Rainfall Runoff Balance Enhanced Model Applied to Tropical Hydrology*”. Water 14, pp.1958. Doi [10.3390/w14121958](https://doi.org/10.3390/w14121958)

MÉLLO JÚNIOR, A.V.; OLIVOS, L.M.O.; MARCELLINI, S.S. (2023). “Projeção da cobertura do solo por meio da análise difusa do NDVI e da USLE” in Anais do XXV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Aracaju, 2023. Disponível em <<https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=14898>>. Acesso em 30 jun. 2025.

MOSS, R.H.; EDMONDS, J.A.; HIBBARD, K.A. et al. (2010). “The next generation of scenarios for climate change research and assessment”. Nature 463(7282), pp. 747-756.

NASA. (2025). *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer MODIS: Vegetation Index Products (NDVI and EVI)*. Disponível em <<https://modis.gsfc.nasa.gov/data/dataproduct/mod13.php>>. Acesso em 29 mai. 2025.

- NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. (1970). “*River flow forecasting through conceptual models. Part I – A discussion of principles*”. Journal of Hydrology, 10, p. 282-290.
- NOBRE, P.; SIQUEIRA, L.S.P.; ALMEIDA, R.A.F. et al. (2013). “*Climate simulation and change in the Brazilian climate model*”. Journal of Climate 26(17), pp. 6716–6732.
- O'BRIEN, T.P.; SORNETTE, D.; McPHERRON, L.R. (2001). “*Statistical asynchronous regression: Determining the relationship between two quantities that are not measured simultaneously*”. Journal of Geophysical Research 106(A7), pp. 13,24 - 13,259.
- OLIVOS, L.M.O.; MÉLLO JÚNIOR, A. V.; SORAES, G.A. dos S. (2023). “*An approach for water allocation with a couple surface and groundwater model*”. Journal of Applied Water Engineering and Research pp. 1-15. Doi [10.1080/23249676.2023.2253151](https://doi.org/10.1080/23249676.2023.2253151)
- OSMF. (2025). *OpenStreetMap Foundation*. Disponível em <<https://www.openstreetmap.org/about>>. Acesso em: 29 mai. 2025.
- PEDRO-MONZONÍS, M.; A. SOLERA; FERRER, J. et al. (2015). “*A review of water scarcity and drought indexes in water resources planning and management*”. Journal of Hydrology 527, pp. 482-493. Doi [10.1016/j.jhydrol.2015.05.003](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.05.003)
- PostgreSQL. (2025). *PostgreSQL 17.5 Documentation*. Disponível em: <<https://www.postgresql.org/files/documentation/pdf/17/postgresql-17-A4.pdf>>. Acesso em: 29 mai. 2025.
- SANDOVAL-SOLIS, S.; MCKINNEY, D.C.; LOUCKS, D.P. (2011). “*Sustainability Index for Water Resources Planning and Management*”. Journal of Water Resources Planning and Management, 137, p. 381-390.
- SHOURIAN, M.; MOUSAVI, S.J. (2017). “*Performance assessment of a coupled particle swarm optimization and network flow programming model for optimum water allocation*”. Water Resources Management 31, pp. 4835–4853.
- SIMONOVIC, S.P.; SCHARDONG, A.; SANDINK, D. et al. (2016). “*A web-based tool for the development of Intensity Duration Frequency curves under changing climate*”. Environmental Modelling & Software 81, p. 136–153.
- SOUZA, C.M.; SHIMBO, J.Z.; ROSA, M.R. et al. (2020). “*Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine*”. Remote Sensing 12(17), pp. 2735. Doi [10.3390/rs12172735](https://doi.org/10.3390/rs12172735)
- STORN, R.; PRICE, K. (1997). “*Differential Evolution - A Simple and Efficient Heuristic for Global Optimization over Continuous Spaces*”. J. Glob. Optim. 11, pp. 341–359.
- SKYUM, B.; YOU, H.; SEELENBINDER, L. et al. (2025). *MapLibre*. Disponível em: <<https://maplibre.org/about>>. Acesso em 31 mai. 2025.
- VIEIRA, E.O. (2020). “*Integrated water resources management: theoretical concepts, basis, responsibilities, and challenges of IWRM*” in *Integrated Water Resource Management*. Eds. de Oliveira, V. E. et al. Cham: Springer International, p. 1–12. doi:10.1007/978-3-030-16565-9_1.
- WATANABE, M.; SUZUKI, T.; O'ISHI, R. et al. (2010). “*Improved climate simulation by MIROC5: mean states, variability, and climate sensitivity*”. Journal of Climate 23(23), pp. 6312–6335.
- WHITE, D.D. et al. (2019). “*Co-producing interdisciplinary knowledge and action for sustainable water governance: Lessons from the development of a water resources decision support system in Pernambuco, Brazil*”. Global Challenges 3(4), p. 1800012. Doi 10.1002/gch2.201800012
- ZONGXUE, X. et al. (1998). “*Performance risk analysis for Fukuoka water supply system*”. Water Resources Management 12(1), pp. 13-30.