

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL

IPORÃ BRITO POSSANTTI

**Planejamento da expansão de soluções baseadas na natureza para
água considerando a relação de custo e benefício**

Porto Alegre

2020

IPORÃ BRITO POSSANTTI

Planejamento da expansão de soluções baseadas na natureza para água considerando a relação de custo e benefício

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do grau de mestre.

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Fernandes Marques

Porto Alegre

2020

IPORÃ BRITO POSSANTTI

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do grau de mestre.

Aprovado em: Porto Alegre, __ de Março de 2020

LINEU NEIVA RODRIGUES

Examinador

RACHEL BARDY PRADO

Examinadora

WALTER COLLISCHONN

Examinador

Agradecimentos

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa de mestrado. Também agradeço à Universidade Federal do Rio Grande do Sul, ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas e ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental por me receber. Esse agradecimento se estende, obrigatoriamente, ao **povo brasileiro**, verdadeiro sustentador do Estado e de quem todo o Poder emana.

Agradeço ao prof. Guilherme Marques pela orientação e pela confiança depositada em meu trabalho e no meu processo criativo.

Agradeço à minha mãe e ao meu pai pela solidez em seu suporte e apoio irrestrito.

Agradeço pelo convívio prazeroso propiciado pelos meus amigos-colegas de pós-graduação: Ana Paula, Gláucio, Juliano, Luísa e Márcio. Ana, obrigado pela companhia em nossas jantas no RU e pelo suporte nos momentos de confusão. Gláucio, obrigado pelos diversos ombros que eu aluguei de ti e também pela nossa parceria fora dos limites da universidade. Luísa, obrigado pelas tuas avaliações sinceras e dicas precisas sempre que eu estava inseguro ou mesmo perdido. Márcio, obrigado pela companhia e interesse na pesquisa. Juliano, obrigado por ser este grande amigo, já de longa data.

Ao prof. Fernando Dornelles e à prof. Tatiana Silva: obrigado por terem me conduzido até a pós-graduação e me avaliado construtivamente no exame de qualificação. Aos demais professores que fui aluno durante o mestrado, obrigado pela enriquecedora troca de saberes.

Também gostaria de agradecer à Valéria, do Comitê Pardo, por me receber na UNISC e conversar comigo sobre a temática da pesquisa. Ao Glauber, engenheiro agrônomo e primo, obrigado por me indicar os trabalhos recentes sendo realizados em Santa Catarina.

Por fim, agradeço imensamente aos meus amigos, amigas e pessoas queridas pelos carinhos, brincadeiras e parcerias durante essa caminhada.

"Podemos considerar o presente estado do Universo como resultado de seu passado e a causa do seu futuro. Se um intelecto em certo momento tiver conhecimento de todas as forças que colocam a natureza em movimento, e a posição de todos os itens dos quais a natureza é composta, e se esse intelecto for grandioso o bastante para submeter tais dados à análise, ele incluiria numa única fórmula os movimentos dos maiores corpos do Universo e também os dos átomos mais diminutos; para tal intelecto nada seria incerto e o futuro, assim como o passado, estaria ao alcance de seus olhos."

Pierre Simon Laplace em *"A Philosophical Essay on Probabilities"*, de 1814.

"A certa altura, decidi repetir alguns cálculos para examinar o que estava acontecendo com mais detalhes. Parei o computador, digitei uma linha de números impressos um pouco antes e o coloquei em funcionamento novamente. Desci o corredor para uma xícara de café e voltei depois de uma hora (...). Os números impressos não eram nada parecidos com os antigos. Eu imediatamente suspeitei de um tubo de vácuo fraco ou de algum outro problema no computador (...). Descobri que os novos valores inicialmente repetiam os antigos, mas logo depois diferiam em uma e depois várias unidades na última casa decimal (...). De fato, as diferenças mais ou menos dobraram de tamanho a cada quatro dias, aproximadamente, até que todas as semelhanças com a saída original desapareceram. Os erros iniciais de arredondamento foram os culpados; eles estavam amplificando constantemente até dominarem a solução."

Edward Norton Lorenz, descrevendo sua descoberta de 1963 em *"The Essence of Chaos"*, de 1993.
Tradução livre.

Resumo

Soluções baseadas na natureza (SBN), especialmente associadas a esquemas de pagamentos por serviços ambientais (PSA), são uma temática emergente no planejamento de recursos hídricos. Assim, a presente pesquisa objetivou contribuir para melhorar o entendimento de como SBN podem ser desenvolvidas no planejamento de longo prazo dos sistemas hídricos que abastecem cidades. Buscou-se responder (1) como identificar a melhor estratégia para expandir um conjunto de SBN em um dado sistema hídrico e (2) como estimar a relação de custo e benefício do desenvolvimento de um conjunto de SBN. A pesquisa obteve êxito em seus objetivos pois foi desenvolvido um metamodelo que integra modelos de simulação com otimização por programação dinâmica. Esses modelos foram concebidos, assim como seus parâmetros, com base no que sugerem estudos de caso, estudos experimentais e estudos observacionais encontrados na literatura. A função objetivo da otimização consistiu em identificar a rota de expansão que minimiza, ao longo do horizonte de planejamento, o custo total do sistema hídrico, que foi considerado a soma do custo da escassez, custo de tratamento e custo de expansão de SBN. O benefício da expansão de SBN foi concebido como a redução no custo total em relação ao cenário de inação. A melhor estratégia de expansão foi entendida por aquela que otimiza temporalmente as vantagens de cada SBN em relação às pressões apresentadas pelo cenário de futuro. A aplicação do problema de pesquisa para bacia hidrográfica do Rio dos Sinos sugeriu que pastagens com terraços consistiriam na SBN mais indicada para a melhoria da disponibilidade de água, enquanto que o reflorestamento seria mais adequado para a melhoria da qualidade de água. Ainda assim, os resultados apontaram que a expansão de SBN em larga escala sobre os sistemas hídricos responsáveis pelo abastecimento de metrópoles seria inviável economicamente quando avaliado os custos e benefícios diretos. Tais resultados deixaram evidente que os programas de PSA e similares observados na prática no Brasil atuam sobre áreas pelo menos dez vezes menores que as necessárias para produzir impactos perceptíveis sobre a disponibilidade de água de grandes sistemas hídricos, que em geral ocupam centenas de quilômetros quadrados.

Palavras-chave: soluções baseadas na natureza; pagamentos por serviços ambientais; planejamento de recursos hídricos.

Abstract

Nature-based solutions (NBS), especially associated with payment schemes for environmental services (PES), are an emerging issue in water resource planning. Thus, this research aimed to contribute to improving the understanding of how NBS can be developed in the long-term planning of water systems that supply cities. We sought to answer (1) how to identify the best strategy to expand a set of NBS in a given water system and (2) how to estimate the cost and benefit ratio of developing a set of NBS. The research was successful in its objectives because a metamodel was developed that integrates simulation models with optimization by dynamic programming. These models were conceived, as well as their parameters, based on what case studies, experimental studies and observational studies found in the literature suggest. The objective function of the optimization was to identify the expansion path that minimizes, over the planning horizon, the total cost of the water system, which was considered the sum of the scarcity cost, treatment cost and cost of NBS expansion. The benefit of the NBS expansion was conceived as the reduction in the total cost compared to the inaction scenario. The best expansion strategy was understood by the one that temporarily optimizes the advantages of each NBS in relation to the pressures presented by the future scenario. The application of the research problem to the Rio dos Sinos watershed suggested that terraced grasslands would consist of the NBS most suitable for improving water availability, while reforestation would be more suitable for improving water quality. Even so, the results pointed out that the large-scale expansion of NBS over the water systems responsible for supplying big cities would be economically unfeasible when assessing the direct costs and benefits. These results made it evident that the PES and similar programs observed in practice in Brazil operate in areas at least ten times smaller than those necessary to produce noticeable impacts on the water availability of large water systems, which generally occupy hundreds of square kilometers.

Keywords: nature-based solutions; payments for environmental services; water resource planning.

Sumário

1.	Introdução	11
2.	Fundamentações	13
2.1.	Contexto do problema de pesquisa.....	13
2.1.1.	Cidades e crise hídrica no século XXI	13
2.1.2.	O relatório da ONU de 2018 para água	15
2.2.	Soluções baseadas na natureza (SBN).....	17
2.2.1.	Definição, histórico e princípios de SBN.....	17
2.2.2.	SBN para a gestão da disponibilidade de água	18
2.2.3.	SBN para a gestão da qualidade de água	18
2.2.4.	Estudo de caso: um experimento com terraços em Minas Gerais.....	19
2.2.5.	Estudo de caso: florestas e o custo de tratamento da água em São Paulo	21
2.3.	Serviços ambientais.....	23
2.3.1.	Histórico e definição de serviços ambientais	23
2.3.2.	Serviços ambientais relacionados à água em bacias hidrográficas	24
2.4.	Uso e cobertura da terra e a hidrologia	25
2.4.1.	Balanço de água na superfície	25
2.4.2.	Escoamento superficial e cobertura do solo: o método CN.....	26
2.4.3.	Evapotranspiração e cobertura do solo: o método Kc.....	28
2.4.4.	Cobertura do solo, práticas de manejo e perda de solo.....	30
2.4.5.	A produção de água e o reflorestamento	31
2.5.	Modelagem hidrológica	34
2.5.1.	Sistemas e modelos: definições.....	34
2.5.2.	Visão geral sobre o processo de modelagem.....	35
2.5.3.	Geração de escoamento superficial no modelo SWAT	37
2.5.4.	Hidrogramas de saída em modelos concentrados.....	39
2.5.5.	Calibração de modelos hidrológicos.....	41
2.6.	Planejamento de longo prazo	42
2.6.1.	Definições de incerteza no contexto do planejamento.....	42
2.6.2.	Planejamento adaptativo e rotas de adaptação	43

2.6.3. Rotas de adaptação e metamodelos	44
2.7. Planejamento e gestão de recursos hídricos	45
2.7.1. Economia e recursos hídricos	45
2.7.2. Estimativa do custo da escassez pelo método <i>point expansion</i>	48
2.7.3. Otimização de sistemas	50
2.7.4. Programação dinâmica discreta e o problema da expansão da capacidade	
50	
3. Metodologia	53
3.1. O problema de pesquisa	53
3.1.1. Os elementos do sistema hídrico	53
3.1.2. As SBN enfocadas no problema	54
3.1.3. Hipótese do problema: o benefício de SBN	55
3.2. O processo de pesquisa: perguntas, objetivos e método	56
3.3. Metamodelo PLANS: configuração geral	59
3.3.1. Estrutura do metamodelo PLANS	59
3.3.2. Módulo de otimização do PLANS	60
3.4. O modelo de simulação do custo de expansão de SBN	62
3.5. O modelo de simulação hidrológica	64
3.5.1. O modelo hidrológico perceptual	64
3.5.2. O modelo hidrológico conceitual	71
3.5.3. O modelo hidrológico procedural	79
3.5.4. Calibração do modelo hidrológico	80
3.5.5. Geração de séries sintéticas	82
3.6. O modelo de simulação do custo da escassez	83
3.7. O modelo de simulação do custo de tratamento	84
4. Aplicação	86
4.1. O sistema hídrico de aplicação	86
4.2. Configuração de planejamento	87
4.3. Configuração da pressão sobre o consumo de água	87
4.4. Configuração da oferta de água	88
4.4.1. Precipitação observada	88
4.4.2. Precipitação projetada	89
4.4.3. Evapotranspiração potencial observada	90

4.4.4. Evapotranspiração potencial projetada	91
4.4.5. Pressão territorial: uso e cobertura da terra	92
4.4.6. Área disponível para expansão de SBN.....	94
4.5. Dados para a calibração do modelo hidrológico	95
4.5.1. Dados observados	95
4.5.2. Configuração dos parâmetros e condições iniciais	96
4.6. Configuração do modelo de custo de expansão de SBN	97
4.6.1. Custos de instalação.....	97
4.6.2. Custos de operação	98
4.7. Configuração do modelo de custo da escassez	99
4.8. Configuração do modelo de custo de tratamento	100
5. Resultados e discussão.....	101
5.1. Resultados da aplicação: calibração do modelo hidrológico	101
5.2. Resultados da aplicação: otimização dos custos	103
5.2.1. Otimizando apenas o custo da escassez.....	103
5.2.2. Otimizando apenas o custo de tratamento	104
5.2.3. Otimizando o custo de abastecimento.....	105
5.2.4. Otimizando todos os custos: inclusão do custo de expansão de SBN ...	107
5.2.5. Resumo dos custos e benefícios.....	108
5.3. Discussão sobre os resultados obtidos.....	109
5.3.1. Discussão sobre os resultados da aplicação metodológica	109
5.3.2. Discussão sobre a metodologia.....	116
6. Conclusões	120
Referências	121

1. Introdução

Os mananciais de grandes centros urbanos podem apresentar problemas: se o consumo for maior que a água disponível, surgem crises de escassez. Além disso, a questão da má qualidade interfere no tratamento necessário para potabilizar a água de abastecimento urbano. O custo da escassez e do tratamento de água é um ônus arcado pela sociedade, ou seja, de interesse comum. Olhando para o futuro, percebe-se que ações são necessárias nas próximas décadas para que a situação dos sistemas hídricos de grandes cidades não se agrave, como sugerem as projeções de crescimento populacional, de mudanças no padrão de consumo, de mudanças climáticas e de mudanças no uso e cobertura da terra. E organizar ações na linha do tempo requer planejamento.

Não é possível controlar o crescimento populacional, tampouco as mudanças climáticas. Contudo, acredita-se que é possível controlar, até certo ponto, o uso e cobertura da terra nas bacias hidrográficas dos mananciais. Essa abordagem aplica soluções baseadas na natureza, como o reflorestamento, construção de terraços nas lavouras e pastagens, boas práticas de manejo do solo e a recuperação de áreas degradadas. Tais soluções são ditas "baseadas na natureza" pois elas imitam ou se inspiram em processos naturais, usando poucos insumos e distribuindo-se de forma difusa no território da bacia hidrográfica.

Alega-se que as soluções baseadas na natureza são capazes de beneficiar a sociedade reduzindo os custos de escassez e de tratamento ao aumentar a disponibilidade e melhorar a qualidade da água. O mecanismo de ação desejável das soluções baseadas na natureza é aumentar a infiltração de água da chuva para o solo, que funciona como um reservatório natural de água limpa. Essa água armazenada no solo então lentamente aflora nos rios, abastecendo o manancial da cidade. Ademais, sugere-se que as soluções baseadas na natureza trazem co-benefícios, como a produção de alimentos e demais serviços ambientais associados à biodiversidade. Elas contrastam bastante com soluções ditas convencionais, que são estruturais e centralizadas, como a construção de reservatórios, transposições de água, exploração de aquíferos, etc.

A principal forma de expandir as soluções baseadas na natureza em uma bacia hidrográfica que se observa hoje no Brasil e no mundo é por meio de esquemas de pagamentos por serviços ambientais, que é um valor proporcional à área de soluções baseadas na natureza instalada pago anualmente aos proprietários de terras. Isso acontece porque, especialmente quando se trata de reflorestamento, não é possível obrigar os proprietários a converterem suas terras em áreas improdutivas, de floresta, além do percentual exigido por lei. Portanto, desenvolve-se programas de adesão voluntária para induzir a mudança na cobertura da terra. O custo de expandir as soluções baseadas na natureza, assim, além do custo inicial de instalação, inclui o pagamento por serviços ambientais, que funciona como um custo de operação.

Em um dado sistema hídrico, como saber se vale a pena expandir as soluções baseadas na natureza? Como estimar a relação de custo e benefício? Diante de um cenário de futuro, como identificar a melhor estratégia de expansão de soluções baseadas na

1. Introdução

natureza para fazer valer a pena? Essas são as perguntas que a presente pesquisa buscou responder. A pesquisa, portanto, teve um escopo de desenvolvimento metodológico, pois objetivou responder o “como estimar” e o “como identificar”.

Na pesquisa foi desenvolvido um metamodelo (modelo de modelos) em um programa de computador. Esse metamodelo integrou a expansão de soluções baseadas na natureza e esquemas de PSA, o impacto hidrológico e a economia de recursos hídricos por técnicas de simulação e pesquisa operacional. A lógica do metamodelo começa com a proposição de um cenário de futuro – projeções do consumo e da oferta de água no sistema hídrico ao longo de um horizonte de planejamento. A seguir, o modelo avalia a expansão de soluções baseadas na natureza. Apesar de apresentar um custo, a expansão de soluções baseadas na natureza muda a hidrologia da bacia. Essa mudança é percebida em termos econômicos por parte da cidade usuária de água – e deseja-se que o impacto econômico seja positivo. O benefício de soluções baseadas na natureza, portanto, foi estimado pela redução no custo total do sistema hídrico. Por fim, a melhor estratégia de expansão de soluções baseadas na natureza foi identificada pela otimização do custo ao longo do horizonte de planejamento.

As soluções baseadas na natureza incluídas no modelo de expansão foram o reflorestamento, a construção de terraços em pastagens e lavouras e boas práticas de manejo do solo em lavouras. A otimização do custo avaliou as melhores composições entre as soluções baseadas na natureza, pois elas foram inseridas no modelo como ações independentes.

A fim de verificar o funcionamento do metamodelo, aplicou-se a análise para um sistema hídrico real: a bacia hidrográfica no Rio dos Sinos, no Rio Grande do Sul. Esse sistema hídrico apresenta uma área de captação de aproximadamente três mil quilômetros quadrados, com um milhão de habitantes e consumo diário estimado em cerca de 500 mil metros cúbicos. Com um cenário de futuro proposto para um horizonte de trinta anos, de 2020 a 2050, avaliou-se o benefício de soluções baseadas na natureza e as melhores estratégias de expansão para minimizar os custos desse sistema hídrico. Os custos de escassez, de tratamento, de expansão e total foram avaliados separadamente, a fim isolar variáveis e interpretar melhor os resultados da otimização do custo total.

2. Fundamentações

Nesta seção são apresentadas as fundamentações em sete tópicos pertinentes ao desenvolvimento da pesquisa. O primeiro tópico apresenta o contexto do problema de pesquisa. Os tópicos seguintes são independentes e não precisam ser lidos em uma ordem específica, ainda que a ordem apresentada seja a preferida do autor. O segundo e o terceiro tópico abordam os principais conceitos subjacentes à pesquisa: soluções baseadas na natureza e o paradigma dos serviços ambientais. O quarto e o quinto tópico apresentam a temática associada à ciência da hidrologia e dos métodos de modelagem hidrológica. O sexto e o sétimo tópico, por fim, tratam dos conceitos e técnicas-chave no planejamento de longo prazo envolvendo recursos hídricos.

2.1. Contexto do problema de pesquisa

2.1.1. Cidades e crise hídrica no século XXI

A água é um recurso vital para a existência e desenvolvimento humano. Embora tenha vários usos, enquanto recurso seu estado é determinado tanto por pressões sobre a oferta quanto por pressões sobre o consumo¹ da água. Pelo lado da oferta estão as dinâmicas climáticas e territoriais, que representam a entrada de água e sua distribuição espacial e temporal nos compartimentos físicos dos sistemas hídricos. Pelo lado do consumo se encontram a dinâmica demográfica e cultural, que resultam no uso da água para o consumo humano, e também a dinâmica econômica, que se manifesta no uso da água na produção de alimentos, atividades industriais, produção de energia, etc.

As pressões sobre os usos da água no mundo nunca foram tão grandes. A revolução industrial a partir do século XIX desencadeou um crescimento populacional e econômico a nível global sem precedentes, conduzindo o consumo anual global por água para aproximadamente 4600 km³ em 2010 (Burek *et al.*, 2016). Calcula-se que esse valor corresponda à oito vezes o consumo global por água de um século atrás (Wada *et al.*, 2016). Até 2050 espera-se que a população global aumente de 7,5 bilhões (em 2017) para 9,7 bilhões (UN-DESA, 2017). O tamanho da economia global, por sua vez, espera-se que quadruplique até 2050 (OECD, 2012). Portanto, presume-se que o consumo por água no mundo continue a crescer nas primeiras décadas do século XXI em uma taxa de aproximadamente 1% ao ano em função das pressões de crescimento populacional e econômico (UN-WATER, 2018). Também se percebe que a distribuição espacial da escalada das pressões sobre os usos da água se darão especialmente nos países em desenvolvimento. De acordo com Hoekstra e Mekonnen (2012), tais países, incluindo o

¹ O termo *consumo* será empregado aqui, pois deseja-se reservar o termo *demand* para a temática hidroeconômica, desenvolvida adiante. Nessa temática, a demanda não representa um valor fixo, mas uma *curva de demanda*, onde a quantidade requerida de água por um usuário qualquer é associada a um custo marginal, ou preço.

Brasil, tenderão a melhorar o acesso à água para diversos usos prioritários e necessários à saúde das pessoas, o que certamente trará consigo um aumento no consumo.

Uma decorrência significativa das pressões demográficas e econômicas é o processo de urbanização da população mundial, sendo previsto um aumento da proporção de 55% atual para 68% do mundo vivendo em cidades em 2050 (UN-DESA, 2018). Isso implica em uma crescente competição por água entre as cidades e outros setores usuários de água presentes nos mesmos sistemas hídricos, como a produção de alimentos. Os resultados de Flörke *et al.* (2018) sugerem que até 2050 o setor usuário da produção de alimentos poderá entrar em conflito com o abastecimento urbano nos sistemas hídricos de 41% das 482 maiores cidades do mundo.

Além das pressões pelo lado dos usos da água, espera-se a escalada de pressões sistêmicas pelo lado da oferta ao longo do século XXI, principalmente o agravamento das mudanças climáticas e mudanças na cobertura e uso do solo (UN-WATER, 2018). De acordo com Huntington (2005), as observações da maioria das variáveis climáticas ao longo do século XX indicam que o aquecimento global vêm intensificando o ciclo hidrológico, com tendências de aumento na escala regional de eventos extremos, como secas e inundações. Nesse sentido, a tendência de aumento de perdas por evaporação é prognosticada, indicando possíveis consequências negativas na disponibilidade superficial de água em regiões altamente irrigadas e dependentes de fluxos de retorno (Malek *et al.*, 2018).

A expansão de cultivos, pastagens e de cidades sobre ecossistemas naturais (Figura 1) são tidos hoje como os principais vetores de mudanças no uso e cobertura da terra no mundo e são responsáveis por uma ampla gama de impactos tanto sobre os sistemas hídricos quanto na conservação da biodiversidade e em processos biogeoquímicos reguladores do clima (Foley *et al.*, 2005). Essa pressão interfere no balanço hídrico de bacias hidrográficas, em geral favorecendo o escoamento superficial em detrimento da infiltração e aumentando as cargas de poluição difusa e processos erosivos. Han *et al.* (2017) destacam que áreas urbanas e regiões altamente irrigadas a partir de poços apresentam a tendência de rebaixamento do lençol freático. Da mesma forma, atividades de silvicultura e reflorestamento reduzem a disponibilidade superficial e subterrânea de água em razão de maiores taxas de evapotranspiração (Andréassian, 2004) se comparado com usos do solo cuja vegetação é de menor porte (menor biomassa).

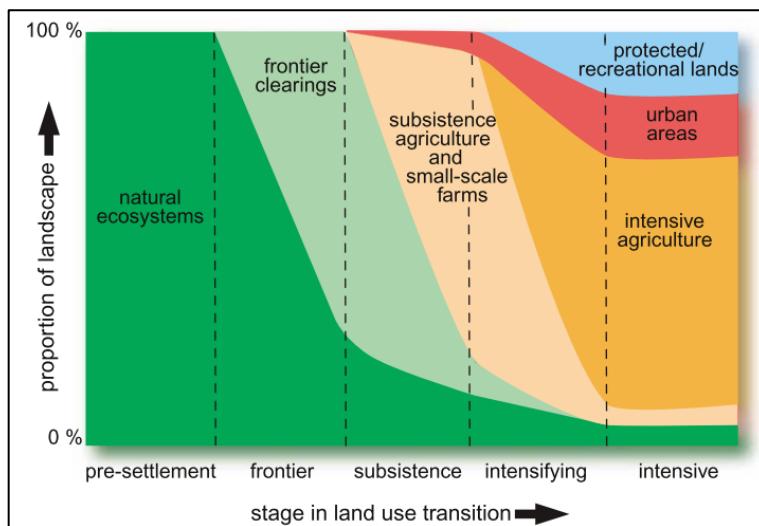


Figura 1. Pressão sobre a oferta de água: um modelo geral de transição de uso e cobertura da terra proposto por Foley *et al.* (2005).

O resultado das pressões descritas contribui para situações de vulnerabilidade dos sistemas hídricos, agravadas pelo planejamento e investimento insuficientes em infraestrutura hídrica, resultando em crises em evidente escalada a nível global. Estima-se, por exemplo, que em torno de quatro bilhões de pessoas no mundo enfrentam escassez severa de água em pelo menos um mês ao ano e um bilhão de pessoas enfrentam ao menos nove meses de escassez severa ao ano (Mekonnen e Hoekstra, 2016). De fato, (1) crises hídricas, (2) eventos meteorológicos extremos, (3) falhas na mitigação e adaptação às mudanças climáticas, (4) desastres ambientais naturais e (5) desastres ambientais induzidos pela ação humana, são problemas relacionados à gestão da água e tidos entre os 10 maiores riscos para o mundo, tanto em termos de impacto quanto em termos de chance de ocorrência (Fórum Econômico Mundial, 2019).

2.1.2. O relatório da ONU de 2018 para água

Em Março de 2018 o Fórum Mundial da Água foi sediado no Brasil, em Brasília. Com o lançamento do seu relatório anual para a água, a Organização das Nações Unidas (UN-Water, 2018) inseriu na pauta desse espaço internacional o tema das soluções baseadas na natureza (SBN). As SBN representam uma ampla gama de tecnologias e abordagens baseadas ou inspiradas em processos naturais que, segundo UN-Water (2018), devem ser consideradas no planejamento e gestão de recursos hídricos no século XXI, especialmente sob o contexto dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Agenda 2030. As SBN têm o potencial de ser aplicadas para a gestão da disponibilidade de água, para a gestão da qualidade de água e para a gestão de riscos associados à água (UN-Water, 2018).

O uso das técnicas oferecidas pelas SBN não é novo, ocorrendo na prática há pelo menos duas décadas no manejo conservativo do solo, na engenharia ecológica de áreas úmidas construídas e na gestão da micro e macro drenagem urbana (USDA/ARS, 2006; Kadlec e Wallace, 2009; Schueler, 1987). O que está mudando é o paradigma vigente, que busca uma resposta integrada, extensiva e viável para políticas regionais ou mesmo

internacionais, como a Agenda 2030 (Keesstra *et al.*, 2018; Boelée *et al.*, 2017; Liquete *et al.*, 2016). Dado o contexto atual e futuro de escassez hídrica e vulnerabilidade, espera-se uma aceleração do uso de SBN, principalmente pelo advento de estratégias de pagamento (Figura 2) ou incentivos por serviços ambientais (PSA) (Sonneveld *et al.*, 2018; UN-Water, 2018). O relatório de UN-Water (2018) destaca o uso de PSA da seguinte forma:

Equemas de pagamentos por serviços ambientais providenciam incentivos monetários e não monetários para as comunidades de montante, fazendeiros e proprietários privados para que protejam, restaurem e conservem ecossistemas naturais e adotem práticas sustentáveis na agricultura e outros usos do solo. Essas ações geram benefícios para usuários de água de jusante na forma de regulação hídrica, controle de inundações e controle da erosão e de sedimentos, entre outros benefícios, assim garantindo um suprimento de água de alta qualidade e contribuindo para reduzir os custos do tratamento de água e da manutenção dos equipamentos de tratamento.

(UN-Water, 2018, pg. 6, tradução livre)

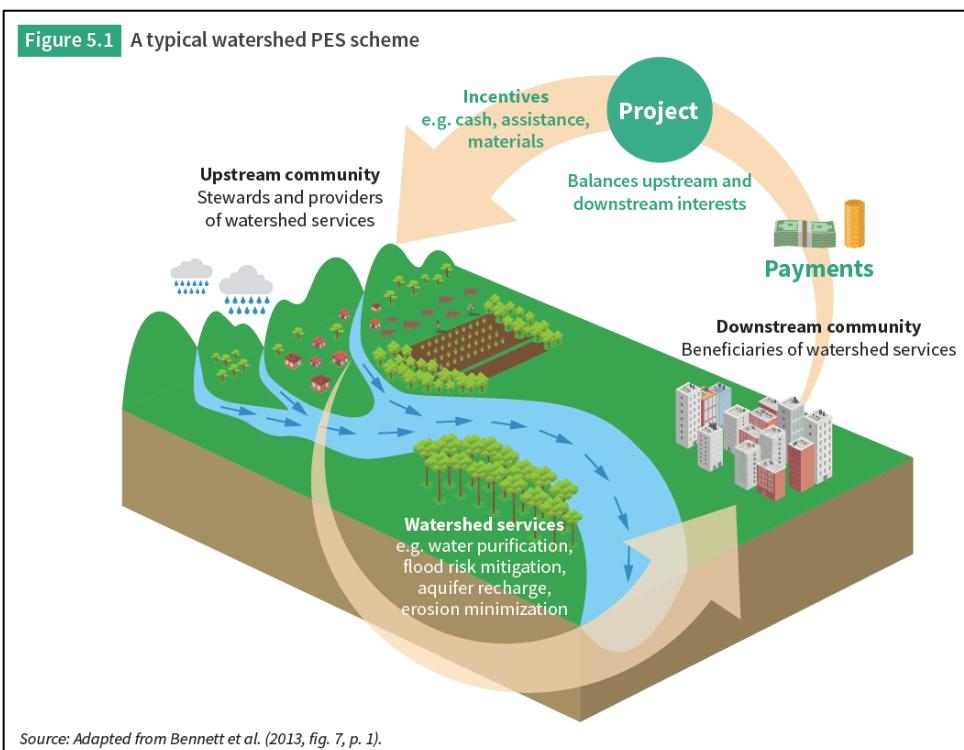


Figura 2. Um modelo de esquema de pagamento por serviços ambientais (PSA) de bacias hidrográficas apresentado por UN-Water (2018). Nesse esquema, usuários de água de jusante (por exemplo, grandes centros urbanos), seriam os responsáveis por pagar e incentivar as comunidades de montante a preservar e prover serviços ambientais associados à água.

No entanto, conforme também pontua o relatório de UN-Water (2018), existem diversos desafios e lacunas de conhecimento acerca da implementação e desempenho de SBN. Por um lado, os desafios orbitam em torno da resistência à mudança de paradigma no ambiente político e institucional a nível local e regional. Por outro, a existência de pressupostos exagerados de seu desempenho, capacidade e escopo tende a induzir descrédito por parte de gestores e tomadores de decisão. Ou seja, existem tanto problemas na área institucional quanto no corpo de conhecimento científico e técnico em si. Especificamente em relação à parte técnica e analítica de SBN no planejamento integrado de recursos hídricos, o relatório de UN-Water (2018) apresenta as seguintes necessidades de melhorias:

- Diretrizes técnicas, ferramentas e abordagens para conduzir análises de custo-benefício holísticas que incluam co-benefícios e trade-offs;
- Diretrizes técnicas, ferramentas e abordagens para determinar a composição correta de SBN e infraestruturas convencionais;
- Diretrizes técnicas, ferramentas e abordagens para avaliar a robustez de SBN, especialmente em termos de desempenho hidrológico, e avaliar o custo-benefício de SBN em comparação com infraestruturas convencionais.

2.2. Soluções baseadas na natureza (SBN)

2.2.1. Definição, histórico e princípios de SBN

Soluções baseadas na natureza (SBN) inspiram-se ou fazem uso de processos naturais que contribuem na melhoria da gestão da água, da produção de alimentos e conservação da biodiversidade (UN-WATER, 2018; Sonneveld *et al.*, 2018). As SBN podem envolver tanto medidas não estruturais, como a conservação de ecossistemas naturais, quanto ações estruturais na forma de criação ou melhoria de processos naturais em ambientes construídos, como plantações ou cidades. Tais soluções contrastam com soluções convencionais, que em geral são estruturais, centralizadas e de uso intensivo de energia e materiais, tais como a construção de grandes reservatórios e a transposição de água entre bacias.

O termo “soluções baseadas na natureza” ganhou destaque a partir de IUCN (2012), com sua definição delimitada por critérios de sustentabilidade ambiental, social e econômica. Contudo, conforme apresentam Nessimöller *et al.* (2017) a ideia subjacente de SBN surge como um conceito novo e amplo que integra os já estabelecidos conceitos de engenharia ecológica, de infraestrutura verde e de abordagens de gestão ambiental, como a gestão baseada em serviços ambientais. Em razão disso, alega-se que as SBN são capazes de atender simultaneamente objetivos da gestão da água, da produção de alimentos e da conservação da biodiversidade, gerando assim co-benefícios que atravessam os setores (UN-WATER, 2018).

As SBN na gestão da água atuam pelo lado da oferta de água, tanto explorando a capacidade de armazenamento de água quanto melhorando os fluxos entre os compartimentos naturais dos sistemas hídricos, tais como o solo, o subsolo e as áreas úmidas. Em outras palavras, as SBN operam de forma extensiva e difusa sobre a pressão

de mudança de uso e cobertura da terra, buscando direcioná-la de forma resultar em impactos positivos sobre os sistemas hídricos. Ainda que na prática as SBN sejam multifuncionais, as mesmas podem ser separadas por seu uso na gestão da disponibilidade, na gestão da qualidade e, como resultado, na gestão de riscos associados à água.

2.2.2. SBN para a gestão da disponibilidade de água

Em se tratando de gestão da disponibilidade de água para a produção de alimentos, são consideradas SBN aquelas que maximizam o uso da água verde, ou seja, a água diretamente absorvida pelas plantas (UN-WATER, 2018). Tais soluções seriam, de modo geral, (1) as práticas de manejo que melhoram a capacidade de infiltração dos solos, como o plantio direto, (2) o cultivo de plantas adaptadas ao regime local de precipitação e (3) técnicas estruturais – como a construção de terraços, valas de infiltração e coleta de água em pequenos açudes (WOCAT, 2007).

Por outro lado, no caso da gestão da disponibilidade de água para o abastecimento de cidades e indústrias, as SBN buscam maximizar a quantidade de água acessível nos mananciais de abastecimento, sejam esses superficiais ou subterrâneos. Isso implica no uso de SBN nas bacias hidrográficas à montante dos pontos de captação de água com o objetivo de regularizar a vazão superficial ou, no caso do uso de água subterrânea, maximizar a recarga do aquífero. Ações consideradas as principais SBN nesse sentido seriam (1) a revitalização ou construção de áreas úmidas, (2) a conexão entre rios e planícies de inundação, e (3) a ampliação da infiltração no solo tanto por técnicas estruturais quanto por práticas de manejo (UN-WATER, 2018).

2.2.3. SBN para a gestão da qualidade de água

Em relação à gestão da qualidade da água, as SBN podem se distribuir entre ações de preservação dos sistemas provedores de água e ações de mitigação de impactos decorrentes da produção de alimentos e da urbanização (UN-WATER, 2018). Ações de preservação visam a provisão de água de boa qualidade pela manutenção ou recuperação de processos de atenuação natural pré-existentes na bacia, principalmente relacionados à produção de sedimentos. Nesse sentido, envolvem o zoneamento e a revitalização de ecossistemas em encostas íngremes, áreas de recarga, áreas de afloramento, margens de rios e planícies de inundação. Ações de mitigação, em contrapartida, buscam atenuar cargas de poluição difusa principalmente pelo controle do escoamento superficial, imobilização de sedimentos e assimilação de nutrientes.

A poluição difusa gerada por cultivos e pastagens pode ser mitigada (1) por práticas de manejo do solo que maximizam a infiltração; (2) por estruturas de controle do escoamento superficial, como terraços e faixas vegetadas; (3) pela preservação ou revitalização da vegetação ripária; e (4) por bacias ou áreas úmidas construídas projetadas para reter o escoamento da drenagem de campos e estradas rurais. No ambiente urbano, por sua vez, as SBN são representadas pelo uso de uma gama de tipos de infraestrutura verde que reduzem e controlam o escoamento superficial urbano, tais

como pavimentos permeáveis, jardins de chuva, áreas úmidas construídas, parques lineares e bacias de retenção.

As SBN também apresentam potencial de atuar na mitigação de cargas poluentes pontuais geradas tanto pela produção de alimentos (por exemplo, na pecuária intensiva) quanto nas cidades e indústrias. Áreas úmidas construídas e lagoas de estabilização são técnicas de engenharia ecológica de maior destaque nesse sentido.

2.2.4. Estudo de caso: um experimento com terraços em Minas Gerais

Os resultados apresentados por Gomes (2005) reforçam a capacidade das técnicas de manejo do solo em aumentar o processo de infiltração da água no solo e reduzir o processo de escoamento superficial. No experimento conduzido por esse autor, uma microbacia hidrográfica de 51,3 hectares foi monitorada antes e após a instalação de terraços e caixas de captação nas áreas de pastagens (Figura 3, Figura 4 e Figura 5). Além das medidas de manejo do solo, o autor também implementou reflorestamento em áreas de preservação permanente, melhoria de pastagens, implantação de fossas sépticas e educação ambiental da comunidade local. A área é referida por Bacia do Córrego dos Araújos e localiza-se na Bacia do Rio Doce, em Minas Gerais.

Em relação aos resultados, Gomes (2005) alega que:

"Os resultados já encontrados mostram o potencial de tecnologias apropriadas à revitalização de mananciais, com as microbacias hidrográficas já produzindo novos comportamentos hidrológicos e sinalizando futuros equilíbrios positivos para a produção de água em quantidade e qualidade, visando além desse aspecto, gerar melhores condições sócio-econômicas para o agricultor".

Gomes, (2005).

Essa conclusão se sustenta nos resultados do monitoramento hidrológico apresentado pelo autor. A Figura 6 apresenta o hidrograma de um evento de chuva semelhante antes e após a instalação de SBN. Além da nítida redução no pico de vazão, pode-se (pelas áreas sob as curvas) inferir que parte do volume de água precipitado foi armazenado na bacia hidrográfica. Segundo o autor, o regime de vazões de longo prazo também apresentou mudanças, com o aumento sistemático das vazões mínimas (Figura 7).

Gomes (2005) salienta a importância de monitoramento de longo prazo, que não foi possível realizar até a publicação de seus resultados. Outra marca de seu trabalho é a caracterização detalhada dos solos da bacia experimental como uma fonte importante de informações sobre o sistema hidrológico. Entre as limitações, o estudo não monitorou uma área controle de referência, apenas o efeito anterior e posterior ao tratamento da mesma bacia. Portanto, não é possível afirmar que o aumento da produção de água se deve exclusivamente ao impacto dos terraços pois a variável climática não foi isolada.

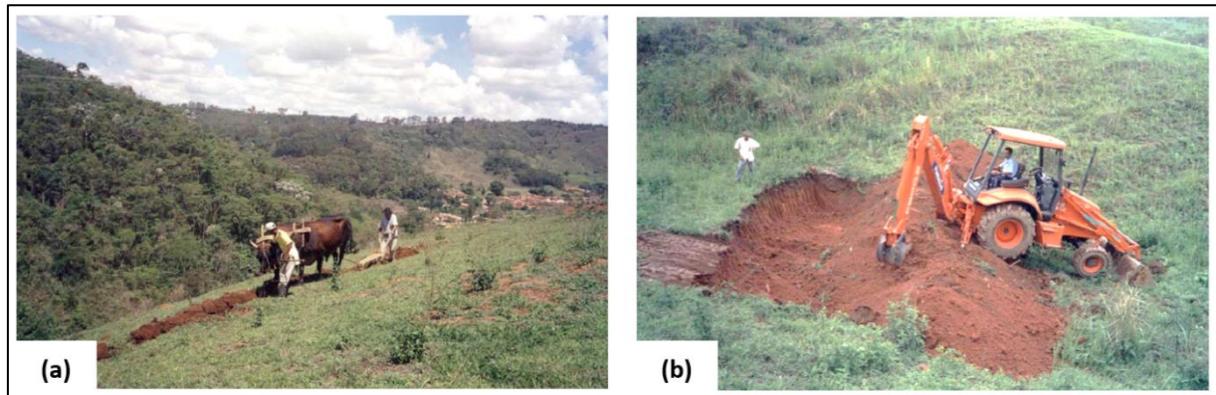


Figura 3. Instalação de terraços e caixas de captação (barraginhas). (a) instalação por tração animal de terraços. (b) instalação mecanizada de uma caixa de captação (barraginha). Fotos: Gomes (2005).

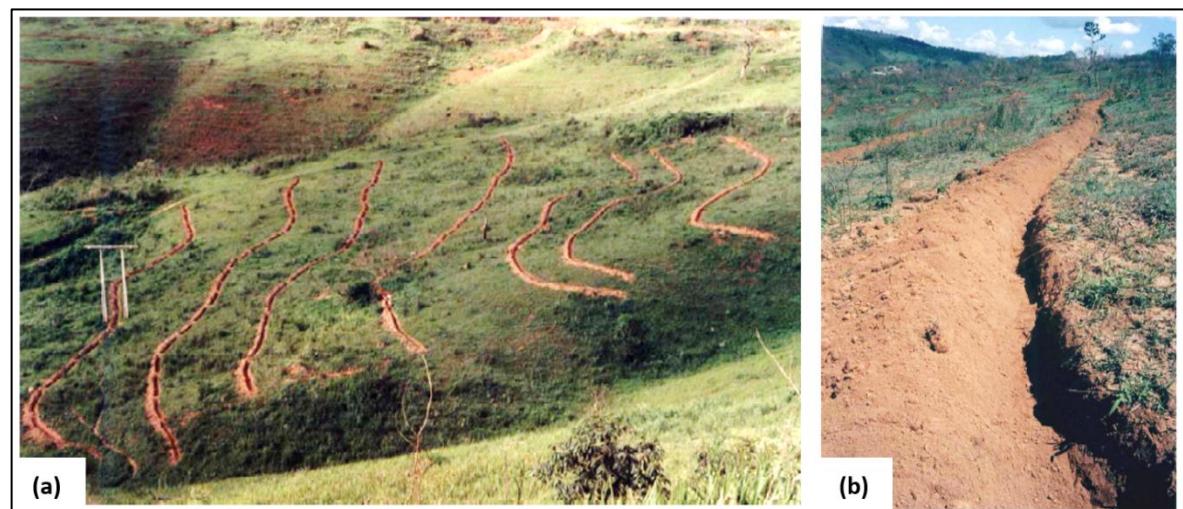


Figura 4. (a) Sistema de pastagem com terraços durante tempo seco. (b) detalhe do terraço em tempo seco. Fotos: Gomes (2005).



Figura 5. (a) Sistema de pastagem com terraços logo após evento de chuva. (b) detalhe para a retenção de água no terraço após evento de chuva. Fotos: Gomes (2005).

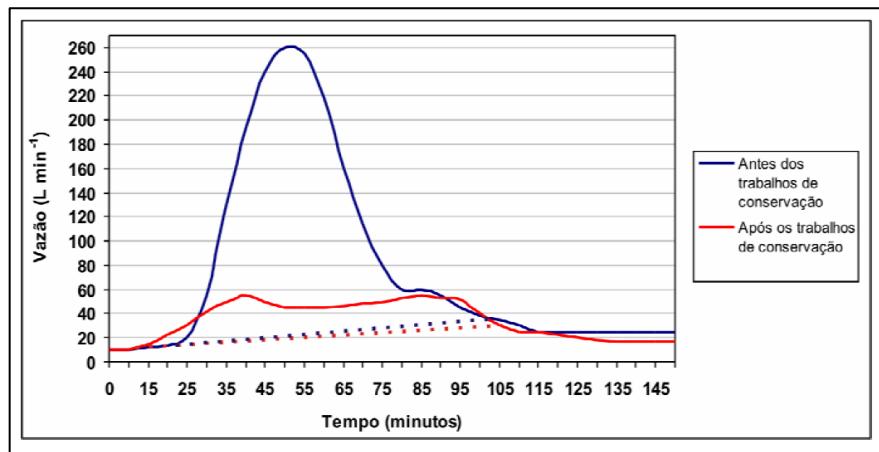


Figura 6. Hidrogramas observados para eventos de chuva semelhantes antes (em azul) e depois (em vermelho) da instalação de SBN na bacia hidrográfica experimental. Ao que se pode inferir, as SBN aumentaram o estoque de água no sistema hidrológico. Fonte: Gomes (2005).

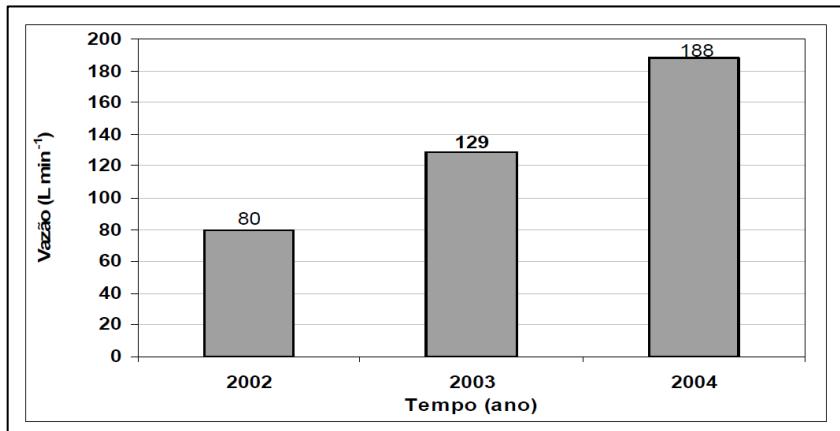


Figura 7. Aumento sistemático das vazões mínimas anuais observadas para a bacia experimental, indicando a tendência de SBN em aumentar a disponibilidade de água. Fonte: Gomes (2005).

2.2.5. Estudo de caso: florestas e o custo de tratamento da água em São Paulo

Ainda que exista um debate em torno da relação entre florestas e produção de água¹, a conservação de florestas e o reflorestamento são SBN em geral associadas à melhoria da qualidade de água. Nessa linha, Reis (2004) sustenta que a cobertura de vegetação florestal é um indicador de boa qualidade de água dos mananciais da bacia hidrográfica do Rio Piracicaba e Rio Corumbataí, em São Paulo. Essa autora se baseia em uma análise da relação entre o custo de tratamento da água para abastecimento público e o percentual de cobertura florestal em sete sistemas de abastecimento de água (Figura 8). Para isolar custos de tratamento de água não relacionados à qualidade da água, Reis (2004) analisou o custo específico com produtos químicos nas Estações de Tratamento de

¹ Ver detalhamento no item 2.4.5

Água e concluiu que o custo específico com produtos químicos na ETA aumentou com a redução do percentual de cobertura florestal da bacia de abastecimento.

Município/ Manancial	Custo Específico Produtos Químicos ETA ***	Hierarquia do custo de produtos químicos	% Cobertura Florestal Da bacia	Hierarquia do % de cobertura florestal
Analândia /afluente do Rio Corumbataí	18,30	2º	17,68	3º
Rio Claro/Rio Corumbataí	47,47	4º	12,26	5º
Piracicaba**/ Rio Corumbataí	62,62	5º	12,33	4º
Piracicaba**/ Rio Piracicaba	92,61	7º	4,30	7º
Campinas/Rio Atibaia	81,69	6º	8,22	6º
RMSP/ Sistema Cantareira (Represa)	7,20	1º	27,16	2º
Cotia e outros/ Rio Cotia (Alto Cotia) (Represa)	19,22	3º	92	1º

*** R\$/1000 m³ água tratada

Figura 8. Relação de custo de tratamento de água e cobertura florestal da bacia de captação.
Fonte: Reis (2004)

A Figura 9 apresenta os pontos amostrados por Reis (2004). Um modelo de regressão potencial foi ajustado, indicando a relação de proporcionalidade inversa do custo de tratamento de água com o percentual de cobertura florestal na bacia de captação.

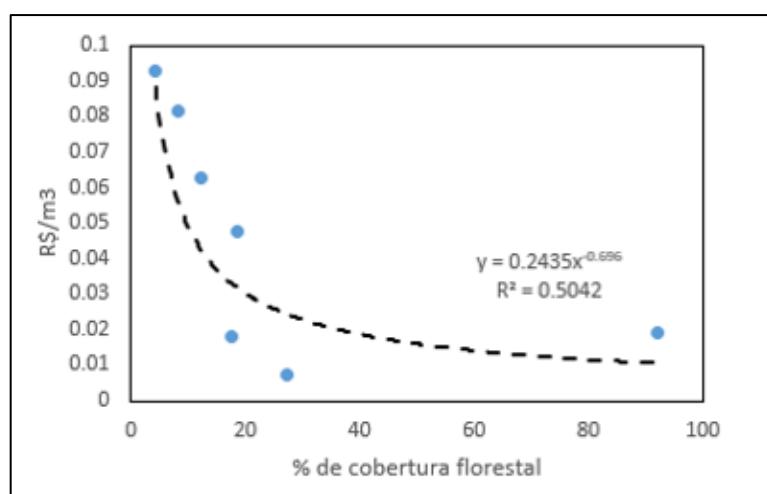


Figura 9. Ajuste de um modelo de regressão com base nos dados apresentados por Reis (2004).

2.3. Serviços ambientais

Os conceitos de “serviços ambientais” e “capital natural” estão diretamente associados à temática das Soluções Baseadas na Natureza, principalmente em razão das propostas de instalação da SBN por meio de esquemas de pagamentos por serviços ambientais (PSA). Aqui, é apresentado o histórico do conceito e a sua relação com a temática de recursos hídricos.

2.3.1. Histórico e definição de serviços ambientais

O conceito de “serviço ambiental” (ou “serviço ecossistêmico”) é hoje um novo paradigma na gestão e planejamento ambiental e de recursos hídricos, sendo a fronteira desse movimento a criação de esquemas de pagamentos e incentivos por serviços ambientais (PSA) ou mesmo mecanismos de mercado desse tipo de serviço (MSA). De acordo com Gómez-Baggethun *et al.* (2010), a origem da ideia pode ser rastreada até o final dos anos de 1970, quando ambientalistas passaram a se valer de argumentos utilitaristas para mobilizar a sociedade na defesa da preservação de ecossistemas. No entanto, segundo esses mesmos autores, a ideia é um produto de um movimento mais amplo, iniciado no anos de 1960, de tratamento dos então chamados “recursos naturais” na teoria econômica neoclássica. Assim, não somente surge o conceito de “serviço ambiental” mas também o conceito de “capital natural”.

Um marco relevante na formação atual do conceito foi a contribuição de De Groot (1987), que defende que o conceito de “função ambiental” na ecologia poderia concretizar uma ponte com a economia, onde seria traduzido como “bens e serviços ambientais”. Uma década depois, Costanza *et al.* (1997) produzem um marco científico na área ao apresentar uma estimativa do valor global dos serviços ecossistêmicos e do capital natural, além de explorar com mais detalhe definições, métodos de valoração e propor classes de serviços. Usando uma abordagem marginalista, os autores estimaram em 33 trilhões de dólares o valor anual de diversos tipos de serviços ambientais – algo equivalente à duas vezes o PIB mundial em 1997.

A contribuição do Millennial Ecosystem Assessment – MEA - (2005) sistematizou os conceitos e classes de serviços ecossistêmicos de forma a facilitar sua disseminação para fora do ambiente científico em direção à formulação de políticas e tomadas de decisão. Assim, a definição de serviços ecossistêmicos atualmente mais difundida é de “benefícios que pessoas obtêm de ecossistemas”. Com algumas modificações a partir do MEA, a Common International Classification of Ecosystem Services – CICES – (Haines-Young e Potschin, 2018) define atualmente as seguintes classes de serviços ambientais:

- 1) Serviços de provisão: “todo material nutricional, não nutricional e energia produzido por sistemas vivos, incluindo produtos abióticos como água”;
- 2) Serviços de regulação e manutenção: “todas as formas que organismos vivos podem mediar ou moderar o ambiente que afeta a saúde, a segurança e o conforto humano, junto com equivalentes abióticos”;
- 3) Serviços culturais: “todos os produtos não materiais, não rivais e não consuntivos gerados por ecossistemas (bióticos e abióticos) que afetam o estado mental e físico de pessoas”.

2.3.2. Serviços ambientais relacionados à água em bacias hidrográficas

Não por acaso, o conceito de serviços ambientais ganhou espaço na gestão e planejamento da água de forma a compor uma considerável parte do paradigma vigente na área. Ainda assim, Momblanch *et al.* (2016) sustentam que ainda existem lacunas na inclusão de serviços ambientais em modelos hidroeconômicos. Esses autores revisaram 95 estudos de aplicações hidroeconômicas e perceberam que as formas de inclusão do valor ambiental continuam muito diferentes entre si e arguem que deve-se fazer um movimento de maior aproximação da abordagem de serviços ambientais de forma a unificar essa temática.

Postel e Thompson (2005) argumentam que bacias hidrográficas preservadas oferecem um conjunto de serviços ambientais para usuários de água de jusante, principalmente cidades. Os autores apresentam uma relação de 13 de estudos de caso em que esquemas entre múltiplos interessados mobilizaram fundos para a preservação ou proteção de bacias hidrográficas e fazem uma descrição mais detalhada sobre os casos da Costa Rica e da cidade de New York. Eles também sustentam que existem grandes possibilidades de integração com o desenvolvimento rural no incentivo de boas práticas de manejo, citando um estudo de caso de Bassi (2002) que apresenta resultados promissores na redução dos custos de tratamento da água na cidade de Chapecó.

A importância e classificações dos serviços ambientais associados à água em bacias hidrográficas é explorada em detalhe por Smith *et al.* (2006). Dentro das classes propostas pelo MEA (2005), que inclui serviços de suporte, os autores apresentam a seguinte relação de serviços, bem como sugerem indicadores de estado e indicadores de uso sustentável:

- 1) Serviços de provisão associados à água em bacias: água, alimentos, bens não alimentares, energia;
- 2) Serviços de regulação associados à água em bacias: regulação de fluxos de água; mitigação de desastres; controle de processos erosivos; purificação de água;
- 3) Serviços de suporte associados à água em bacias: habitat para a vida selvagem; regime natural do fluxo de água;
- 4) Serviços culturais associados à água em bacias: atividades recreativas e cênicas; construção de identidades e heranças culturais; inspiração artística, espiritual e científica;

Smith *et al.* (2006) também exploram em detalhe os processos e requisitos que conduzem à instalação de um esquema de PSA em uma bacia hidrográfica. Segundo eles, além da identificação e quantificação dos serviços ambientais, é necessário que exista uma comunidade de jusante na bacia (ou seja, os beneficiários dos serviços) que valorem o serviço de forma que se possa desenvolver um ambiente de negociação e um acordo viável com a comunidade de montante, que é provedora do serviço ambiental.

Contudo, mesmo após instalado, o esquema de PSA deve ser avaliado em termos de sua efetividade. Wunder (2007) faz uma análise crítica sobre o uso de PSA como um instrumento de gestão, apontando para as dificuldades de (1) sustentar o pagamento dos serviços ao longo do tempo, (2) provar o elo entre a conservação do uso do solo e os serviços ambientais alegados, (3) construir a confiança da comunidade prestadora dos serviços e (4) mudar aspectos culturais das comunidades prestadoras dos serviços.

Nessa mesma linha, Santos e Silvano (2016), em uma revisão sistemática sobre a efetividade de esquemas de PSA, apresentam quatro indicadores de efetividade, a saber:

- 1) Adicionalidade: o PSA precisa induzir mudança e não apenas premiar a inação.
- 2) Permanência: capacidade desejável do serviço ambiental continuar a ser prestado mesmo após o encerramento dos pagamentos;
- 3) Vazamentos: fenômeno indesejável de transferência das atividades que produzem impactos negativos para fora da área de abrangência do esquema de PSA;
- 4) Custo de transação: o valor (que deve ser minimizado) de todos os demais custos associados para viabilizar o esquema de PSA, tais como custo de informação, de negociação, do monitoramento, de fiscalização e de validação.

Sendo a hidrologia uma ciência ampla e consolidada na modelagem de processos, com diversas ferramentas computacionais disponíveis, a avaliação dos serviços ambientais relacionados à água em bacias hidrográficas tem sido grande foco de estudos. De acordo com Francesconi *et al.* (2016), o uso da ferramenta SWAT têm crescido nesse sentido, uma vez que essa ferramenta foi projetada justamente para avaliar diversas variáveis relacionadas ao ciclo hidrológico: vazão, sedimentos, qualidade, impacto da cobertura do solo, etc. Entre 44 artigos revisados por esses autores, 34% buscam avaliar os serviços de provisão de água, 27% avaliam os serviços de regulação e o restante consiste em abordagem mistas.

2.4. Uso e cobertura da terra e a hidrologia

As soluções baseadas na natureza (SBN), quando projetadas para a gestão de recursos hídricos, atuam diretamente sobre o uso e cobertura da terra. Assim, é necessário uma compreensão detalhada da interferência do uso e cobertura da terra sobre os processos hidrológicos. Esta seção avança nesse sentido.

2.4.1. Balanço de água na superfície

O balanço da água precipitada sobre a superfície do terreno é diretamente afetado pelo uso e cobertura da terra e, por isso, o padrão de escoamento superficial gerado por uma bacia hidrográfica possui uma marca característica da sua respectiva cobertura superficial. As bacias completamente cobertas pela vegetação nativa, por exemplo, produzem um padrão de escoamento sem nenhuma interferência antrópica, isto é, um padrão natural. Do outro lado do espectro estão as bacias urbanizadas (onde a impermeabilização do solo pode chegar próxima dos 100% da cobertura), que produzem um padrão de escoamento superficial com um pico de vazão relativamente maior, mais rápido e em maior volume (Leopold, 1968). Estratégias de desenvolvimento urbano de baixo impacto (*LID - low impact development*) partem da premissa que se deve buscar reproduzir artificialmente o padrão de escoamento natural tendo em vista (entre outros motivos) minimizar as perturbações sobre o ecossistema do corpo d'água receptor desse escoamento (Prince George County, 1999).

Antes de atingir o solo, o primeiro processo hidrológico relacionado à sua cobertura que interfere no escoamento superficial é a interceptação da chuva pela vegetação (Dingman, 2002). Esse processo ocorre da seguinte forma: a água inicial da chuva, ao

encontrar uma massa de folhas e galhos em estado relativamente seco, se adere em razão de forças coesivas, ali permanecendo retida e, quando a chuva cessa, evapora de volta para a atmosfera (Tucci, 1993). Ou seja, consiste em um processo que reduz a chuva que de fato atravessa a copa da vegetação e atinge o solo. Linsley *et al.* (1949), citado por Tucci (1993), sugerem que a interceptação pode reduzir em até 25% do volume precipitado numa média anual. Ainda assim, o processo é complexo e depende do tipo de vegetação, das condições de umidade antecedentes e posteriores, do clima, da intensidade da chuva, etc.

Uma vez no solo, a água da chuva se divide entre (1) a água que infiltra para o interior do solo, (2) a água que se acumula em pequenas depressões e (3) a que escoa superficialmente por caminhos preferenciais no terreno, formando inicialmente fluxos laminares que convergem para pequenos sulcos e que, por fim, atingem a drenagem fluvial da bacia hidrográfica (USDA, 1986). O processo de infiltração é o responsável por controlar tanto o acúmulo em depressões quanto a geração de escoamento superficial. Isso acontece porque, em geral, o solo não consegue absorver a água na mesma taxa de precipitação e assim o excesso de água que se acumula na superfície passa a escoar.

A modelagem da infiltração passa pelo legado de Horton (1933; 1939), que desenvolve o conceito de “capacidade de infiltração” de um solo e apresenta um modelo empírico da capacidade de infiltração em função do tempo e das condições iniciais. A ideia essencial do modelo de Horton é que a capacidade de infiltração de um solo inicialmente seco decairia assintoticamente para uma capacidade de infiltração constante à medida que o solo vai ficando mais úmido até atingir a completa saturação. Uma abordagem física univeral do processo de infiltração em qualquer meio poroso é representado pelo modelo desenvolvido por Richards (1931). Nesse modelo, a Lei de Darcy para fluxo vertical em meio poroso insaturado é combinado com a conservação de massa e produz uma equação diferencial parcial não-linear. Modelos relativamente mais simples que o de Richards, como o de Green e Ampt, são usados com relativo sucesso para simular o movimento da cunha de água avançando em direção à zonas mais profundas do solo (Dingman, 2002).

2.4.2. Escoamento superficial e cobertura do solo: o método CN

Um modelo empírico que busca estimar de forma prática o escoamento superficial em função do tipo de uso e cobertura da terra é o método CN do SCS (USDA, 1986). Esse modelo opera com o conceito de que a água precipitada (P) é separada entre as “abstrações iniciais” (Ia), a “retenção de água na superfície” (M) e a chuva efetiva (R) que está disponível para o escoar pela superfície, conforme a Equação 1.

$$P = Ia + M + R \quad \text{Equação 1}$$

Para prosseguir no método, três premissas precisam ser adotadas. A primeira é que a retenção da água na superfície possui uma capacidade máxima (S). A segunda é que a razão entre a água retida (M) e a capacidade máxima (S) é igual à razão entre a chuva efetiva (R) e a diferença entre a precipitação (P) e as abstrações iniciais (Ia), conforme a Equação 2. A terceira premissa é que as abstrações iniciais (Ia) são 20% da capacidade

máxima de retenção (S) (Equação 3). Esse valor (de 20%) é apresentado de forma arbitrária por USDA (1986).

$$\frac{M}{S} = \frac{R}{P - Ia} \quad \text{Equação 2}$$

$$Ia = 0,2 * S \quad \text{Equação 3}$$

A Equação 2 e Equação 3, quando manipuladas geram a seguinte relação para a chuva efetiva:

$$R = \frac{(P - 0,2S)^2}{P + 0,8S} \quad \text{Equação 4}$$

Por fim, a parametrização da capacidade máxima (S) em função do uso e cobertura da terra é feita com a seguinte relação:

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad \text{Equação 5}$$

O parâmetro CN reflete as características do solo, da cobertura do solo e condições normais antecedentes de umidade (chamada de "AMC-II") (Figura 10). O valor de CN será de 100 para uma bacia completamente impermeável. Na prática, o valor de CN igual a 100 implica que toda a precipitação estará disponível para escoar superficialmente. À medida que o valor de CN tende a valores mais baixos que 100, maior a capacidade de retenção de água na superfície propiciada pela cobertura do solo. Os valores de CN para diversas classes de uso e cobertura do solo são fornecidas por USDA (1986) com base em evidências observadas. A Tabela 1. apresenta um recorte dos valores de CN fornecidos por USDA (1986).

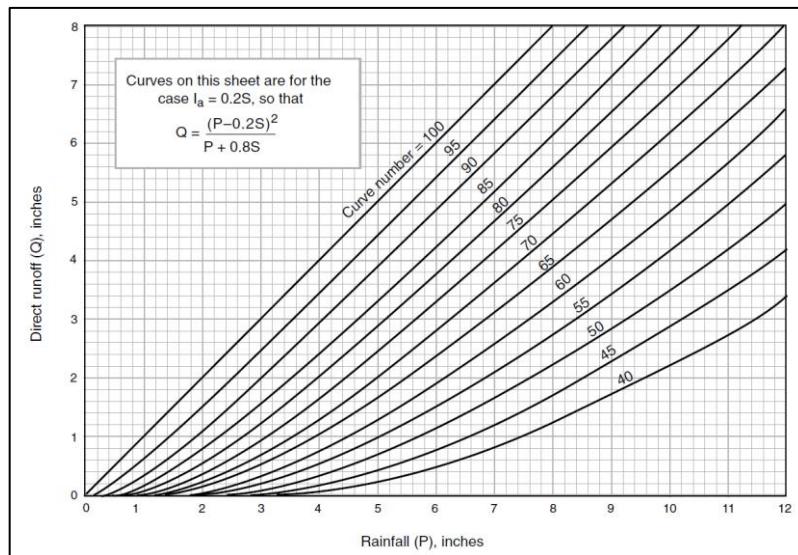


Figura 10. Curvas do método CN do SCS. Cada curva representa uma relação entre a chuva e o escoamento superficial. Fonte: USDA (1986).

Tabela 1. Valores de CN para algumas coberturas de uso do solo. Fonte: USDA (1986).

Uso e cobertura da terra	CN-II para grupo hidrológico de solo			
	A	B	C	D
Vegetação florestal	30	55	70	77
Pastagens	68	79	86	89
Pasto em boas condições hidrológicas	39	61	74	80
Cereais em faixas contínuas em más condições hidrológicas	65	76	84	88
Cereais em curvas de nível, com terraceamento e palha e em boas condições	58	69	77	80
Áreas residenciais com lotes menores que 506 m ²	77	85	90	92

Condições antecedentes de umidade do solo mais úmidas (AMC-I) e mais secas (AMC-III) podem ser modeladas através da Equação 6 e Equação 7. A fonte das equações são Chow, Maidment e Mays (1988), citados por Haestad Methods (2003).

$$CN_I = \frac{4,2 * CN_{II}}{10 - 0,058 * CN_{II}} \quad \text{Equação 6}$$

$$CN_{III} = \frac{23 * CN_{II}}{10 - 0,13 * CN_{II}} \quad \text{Equação 7}$$

O objetivo do método CN do SCS consiste em estabelecer um protocolo prático para estimar a água disponível a ser convertida em escoamento superficial. Suas limitações se estendem desde suas premissas de cálculo, passando pelos valores tabulados de CN e em relação à escala de aplicação – que é recomendada para pequenas bacias e para a modelagem de eventos. Outra limitação é que as variáveis *l* e *M* não correspondem precisamente aos volumes de água interceptados pela vegetação e o infiltrado no solo, respectivamente. Apesar disso, o método CN do SCS é um modelo que fornece elementos para visualizar a magnitude do impacto no balanço de água na superfície em razão da mudança de uso e cobertura da terra em uma bacia.

2.4.3. Evapotranspiração e cobertura do solo: o método Kc

Após eventos de chuva, a água que não foi escoada superficialmente para a drenagem fluvial poderá retornar para a atmosfera, dadas as devidas condições meteorológicas, pelo processo de evapotranspiração. Vale ressaltar que o termo “evapotranspiração” na realidade corresponde a uma generalização tão grande que já foi sugerido que não se use mais a palavra para evitar a confusão de processos com mecanismos e velocidades distintos (Savenije, 2004). A interceptação da água da chuva por folhas, galhos e serrapilheira e sua posterior evaporação consiste em um mecanismo completamente distinto da transpiração de plantas, que absorvem a água armazenada no solo.

Apesar do debate e avanços nas pesquisas sobre interceptação, um método empírico prático para estimar o retorno da água para atmosfera consiste no método da FAO

proposto inicialmente por Doorenbos e Pruitt (1977) e revisado posteriormente por Allen *et al.* (1998). Esse método foi desenvolvido sob o contexto de irrigação e possui o objetivo de estimar a demanda por água de diferentes culturas, mas que pode ser estendido para classes mais gerais de cobertura vegetal do solo. Em síntese, os autores sugerem que, enquanto a água estiver disponível, a evapotranspiração de uma determinada cultura vegetal (ET_c) será proporcional à evapotranspiração da cultura de referência (ET_o) por um fator (K_c), conforme a Equação 27.

$$ET_c = K_c * ET_o \quad \text{Equação 8}$$

Portanto, o fator "K_c" consiste em um parâmetro determinado empiricamente que vincula a transferência de água para a atmosfera com a classe de uso e cobertura da terra. FAO (1990) e Allen *et al.* (1998) e apresentam tabelas dos valores de "K_c" para diversas culturas vegetais bem como para alguns tipos de vegetação tais como pastagens e áreas úmidas. A Tabela 2 apresenta valores de K_c para classes de uso e cobertura da terra.

Tabela 2. Relação do coeficiente de cultura "K_c" e a classes de uso e cobertura da terra (FAO, 1990).

Uso e cobertura da terra da unidade de resposta hidrológica	Amplitude do coeficiente de cultura "K _c "
Culturas tropicais	1,0 – 1,2
Áreas úmidas	0,9 – 1,2
Pastagens	0,4 – 1,05
Arroz	0,25 – 0,3
Cultivos	0,3 – 1,15
Cereais	0,5 – 1,15
Soja	0,4 – 1,25
Cana de açúcar	0,4 – 1,25
Urbano	0

Por outro lado, a evapotranspiração da cultura de referência (ET_o) é calculada com base em dados meteorológicos. Segundo Allen *et al.* (1998), o resultado da conferência em 1990 organizada pela FAO em conjunto com a International Commission for Irrigation and Drainage e a World Meteorological Organization recomenda o uso do então chamado método FAO Penman-Monteith (Equação 27Equação 25). Em poucas palavras, esse método modifica a equação de Penman-Monteith para evaporação no sentido de ajustar a equação para a cultura de referência. Assim, a "cultura de referência" foi definida como uma superfície hipotética de grama de 0,12 metros de altura, resistência superficial de 70 sm^{-1} e albedo de 0,23.

$$ET_o = \frac{0,408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T+273} u_2(e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0,34u_2)} \quad \text{Equação 9}$$

Onde: R_n é a radiação líquida na superfície da cultura em $\text{MJ m}^2\text{dia}^{-1}$; G é densidade de fluxo de calor do solo em $\text{MJ m}^2\text{dia}^{-1}$; T é a temperatura média diária do ar a 2 metros de altura do solo em $^{\circ}\text{C}$; "u₂" é a velocidade do vento a 2 metros de altura do solo em m/s; "e_s" é a pressão de saturação de vapor em kPa; "e_a" é a pressão real de

vapor em kPa; Δ é a derivada da curva de pressão de vapor em kPa/°C; γ é a constante psicrométrica em kPa/°C.

Assim, os dados meteorológicos necessários para usar aplicar o método são: Altitude do local; Latitude do local; Temperatura do ar; Umidade relativa do ar; Radiação solar, e; Velocidade do vento.

2.4.4. Cobertura do solo, práticas de manejo e perda de solo

Outro aspecto que a cobertura do solo impacta na hidrologia é a produção de sedimentos e constituintes dissolvidos que juntos integram a qualidade da água escoada superficialmente para a rede de drenagem fluvial. Da mesma forma que em relação à quantidade de água, bacias completamente cobertas pela vegetação nativa apresentam em seu escoamento superficial uma concentração de sedimentos e demais constituintes que consistem no teor naturalmente esperado. Quando se trata de florestas, Neary *et al.* (2009) sustentam que a água produzida para o sistema fluvial tende a ser de alta qualidade, principalmente em razão das propriedades dos solos desse tipo de cobertura natural. À medida que a bacia passa a ter coberturas do solo com atividades antrópicas, principalmente a agricultura e cidades, a qualidade da água tende a se degradar em relação à concentração de sedimentos e de constituintes dissolvidos devido a fontes pontuais e difusas de poluição (Liu *et al.*, 2016; Paul e Meyer, 2001).

Um modelo empírico que contribui no sentido de compreender o impacto da cobertura do solo sobre a qualidade da água, em especial sobre a produção de sedimentos, é a “equação universal da perda de solo” (USLE) proposta inicialmente por Wischmeier e Smith (1960; 1978). Na verdade, a USLE em sua concepção original objetiva estimar a perda de solo de uma parcela do terreno em razão única e exclusivamente da erosão promovida pela chuva, não incluindo outros mecanismos de produção e deposição de sedimentos. Assim sendo, o nexo da USLE com a produção de sedimentos ou qualidade da água pode ser realizada por meio de modificações empíricas, como a proposta por Williams (1975), ou usada como um indicador relativo do impacto potencial, sem capacidade preditiva acurada em termos absolutos.

Resumidamente, a USLE calcula a perda de solo por unidade de área (A) a partir do produto da erosividade da chuva (R) com a erodibilidade do solo (K). Para contabilizar o impacto da variação do comprimento da encosta, da declividade da encosta, da cobertura do solo e de práticas conservacionistas de manejo do solo, os fatores adimensionais L, S, C e P, respectivamente, são multiplicados ao produto de R e K (Equação 27).

$$A = R * K * L * S * C * P$$

Equação 10

Os fatores C e P da USLE, com isso, são os parâmetros que relacionam o impacto da mudança do uso e cobertura da terra. O fator C de um tipo de cobertura do solo é a proporção de solo que é perdido em relação a não existir a cobertura, ou seja, solo lavrado. O fator P de um tipo de prática conservacionista, por sua vez, é a proporção de solo que é perdida em relação à prática de plantio em linha reta e no sentido morro abaixo. Por “práticas conservacionistas” os proponentes da USLE se referem à

intervenções tais como plantio direto, plantio em curvas de nível, plantio com terraços, etc.

Wischmeier e Smith (1978) apresentam uma ampla diversidade de valores tabulados obtidos experimentalmente dos parâmetros C e P. Valores apresentados por esses autores variam entre 0,9 até 0,05. Além disso, relações atualizadas dos fatores C para diferentes coberturas do solo daquelas apresentadas por Wischmeier e Smith (1978), como culturas e vegetação nativa tropicais, estão disponíveis na literatura. Por exemplo, Medeiros *et al.* (2016) apresentam uma relação atualizada de fatores C aplicáveis para as classes de cobertura e uso do solo do Estado de São Paulo, citando diversos outros autores (Figura 11).

Land use cover	Factor C	Reference
Annual agricultural crop	0.4238	Lino (2010)
Sugarcane	0.3066	Weill (1999)
Permanent agricultural crop	0.1318	Lino (2010)
Pasture	0.0610	Galdino (2012)
Reforestation	0.0030	Bertoni and Lombardi Neto (2012), Resende and Almeida (1985)
Forest	0.0001	Bertoni and Lombardi Neto (2012)
Riparian forest	0.0001	Bertoni and Lombardi Neto (2012)
Humid areas	0.0001	Adapted from De Maria (1995)
Mangroves	0.0010	De Maria (1995)
Restingas	0.0007	Rio de Janeiro (2009)
Cerrado	0.1500	Pulido-Gómez (2012)

Figura 11. Fatores C da USLE compilados para o Estado de São Paulo por Medeiros *et al.* (2016).

2.4.5. A produção de água e o reflorestamento

Um debate científico que permeou a história da hidrologia desde o seu surgimento e hoje ainda está presente em aplicações técnicas e políticas orbita em torno do impacto de florestas sobre o regime hidrológico de bacias hidrográficas. De acordo com McCulloch e Robinson (1993), as três principais ideias que mobilizam esse debate são as seguintes:

- 1) “florestas aumentam as chuvas”;
- 2) “florestas reduzem as inundações”, e;
- 3) “florestas aumentam as vazões mínimas”.

No jargão atual, a ideia central seria algo como “florestas oferecem o serviço ambiental de regulação da disponibilidade de água”. De fato, conforme colocado por Andréassian (2004), ideias semelhantes a essas foram levantadas mesmo na Antiguidade por Plínio, O Velho, e passaram a ser alvo de constante especulação, discussão e ações políticas na Europa a partir do final do século XVIII.

O principal método experimental para abordar essa questão de forma científica passou a ser, ao longo do século XX, estudos com bacias pareadas (Andréassian, 2004). Em poucas palavras, esse método consiste em (1) calibrar uma curva de correlação entre duas bacias hidrográficas florestadas muito parecidas em termos geomorfológicos e (2) aplicar um “tratamento” para umas das bacias (isto é, desmatar uma delas) e (3) observar

a diferença entre a nova curva de correlação com a calibrada anteriormente ao tratamento. Com esse e outros tipos de experimentos, o debate em torno dessa questão passou a ter mais evidências e menos especulação.

Segundo 137 experimentos de bacias pareadas revisadas por Andréassian (2004), todos apresentam um aumento na produção anual de água após o tratamento. Em um estudo de revisão mais recente, Filoso *et al.* (2017) sustentam que em 79% de 308 estudos de caso (que envolvem alguma forma de expansão ou redução da cobertura florestal) quanto menos floresta, mais água se verifica no rio. Ou seja: as observações apontam que florestas tendem a reduzir a quantidade total de água na rede de drenagem de suas bacias hidrográficas. O mecanismo proposto para explicar esse fenômeno é que florestas apresentam uma taxa de evapotranspiração (incluindo aqui interceptação e transpiração) relativamente mais alta que outras coberturas do solo.

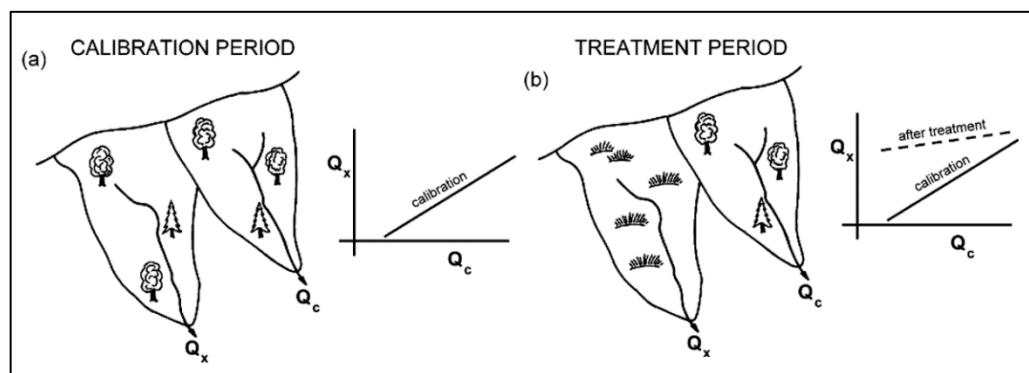


Figura 12. Método das bacias pareadas para avaliar o impacto hidrológico da mudança da cobertura do solo. Fonte: Andréassian (2004).



Figura 13. Exemplo de estudo de bacias pareadas. A área desmatada é uma bacia que recebeu o tratamento controlado. Fonte: Hubbard Brook Ecosystem Study.

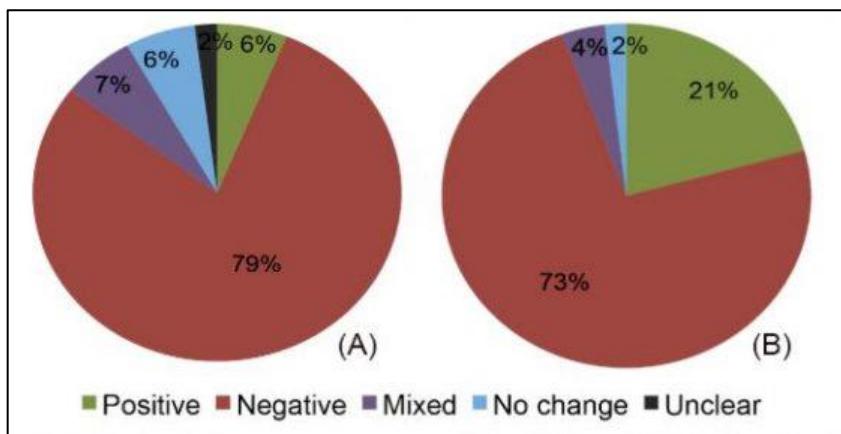


Figura 14. Resultados da revisão bibliográfica de Filoso *et al.* (2017). Os gráficos apresentam os percentuais das respostas ao reflorestamento sobre a produção anual de água (A) por escoamento superficial (308 estudos avaliados) e (B) fluxo de base (53 estudos avaliados). A tendência (cor vermelha) é que quanto mais floresta, menos água disponível no rio, em média anual.

Com tais constatações cada vez mais sólidas, a ideia do reflorestamento como uma panaceia para a promoção de múltiplos serviços ambientais passa a ficar mais frágil, principalmente quando se trata do plantio extensivo de árvores exóticas tais como pinus e eucalipto. Por exemplo, Jackson *et al.* (2009) sugerem que se perdem benefícios da disponibilidade de água quando se busca maximizar o sequestro de carbono com reflorestamento e, por isso, tomadores de decisão precisam conhecer melhor tais *trade-offs* antes de participar do mercado de carbono.

Por outro lado, ainda que a noção de que “florestas atraem chuva” esteja equivocada quando se trata da escala de pequenas ou médias bacias hidrográficas, justamente pelo fato da evapotranspiração se manifestar de forma acentuada em florestas que a água pode ser transferida pela atmosfera para locais mais distantes. Conforme argumentado por Ellison *et al.* (2012), o debate da relação de florestas com a hidrologia precisa ser colocado em uma perspectiva de escala continental ou mesmo global. Nessa escala, os autores ressaltam, as florestas emergem como atores cruciais do ciclo hidrológico nos continentes, transferindo água para regiões que de outra forma seriam áridas.

Na perspectiva da produção de água em escala de bacia, a conclusão geral que se pode chegar é que, apesar do solo de florestas permitir uma alta taxa de infiltração, a água infiltrada é reabsorvida pelas plantas e transferida de volta para atmosfera. Conforme Neary *et al.* (2012) destacam, o maior provedor de serviços ambientais relacionados à água em uma floresta é o solo da floresta e não necessariamente as plantas da floresta. Esse aparente paradoxo pode ser melhor entendido quando colocado em uma ótica evolutiva: as plantas em uma floresta maximizam a infiltração de água criando um solo rico em matéria orgânica e macroporos para beneficiar seu próprio sucesso reprodutivo e não para regular a água em rios ou beneficiar a economia humana.

2.5. Modelagem hidrológica

A informação obtida sobre processos hidrológicos com base em experimentos e observações é essencial, mas não permite extrapolações e cenarizações. Para isso, modelos hidrológicos devem ser construídos. Planejar Soluções Baseadas na Natureza (SBN) no contexto de recursos hídricos passa, necessariamente, por modelagem hidrológica.

2.5.1. Sistemas e modelos: definições

A Ciência interpreta a realidade como sistemas acoplados e aninhados uns sobre os outros. Um sistema, segundo Meadows (2008), define-se como:

"(...) um conjunto de elementos ou partes que são coerentemente organizados e interconectados em um padrão ou estrutura que produz um conjunto de características ou comportamentos, comumente classificados como 'função' ou 'propósito'."

Meadows, D. (2008), pg. 188. Tradução livre.

O entendimento de sistemas, em qualquer campo da Ciência, necessita da construção de modelos. Lovelock (2006), trata o conceito de modelo da seguinte forma:

"O que é um modelo?

'Um modelo, assim como um mapa, não pode mostrar tudo. Se pudesse, não seria um modelo, mas uma réplica. Desse modo, a definição clássica de arte como 'a purgação de superfluidades' também se aplica aos modelos. O problema do criador de modelos é distingir o supérfluo do essencial.' (D.S. Rigg).

Um modelo é uma representação de um sistema real que seja simples o suficiente para ser descrita em detalhes, mas que ainda retenha algumas das características essenciais do sistema real. O comportamento de um bom modelo precisa ser suficientemente semelhante ao do sistema real a fim de permitir previsões razoavelmente precisas sobre o comportamento do sistema real."

Lovelock, J. (2006), pg. 64.

Meadows (2008) aborda o conceito de modelos da seguinte maneira:

"(...)

1. Tudo que nós sabemos sobre o mundo é um modelo. Todas as palavras e todas as línguas são modelos. Todos mapas e estatísticas, livros e banco de dados, equações e programas de computador são modelos. Assim como são as formas que eu vejo o mundo na minha cabeça - meus modelos mentais. Nada disso é ou será o mundo real.
2. Nossos modelos geralmente possuem uma forte congruência com o mundo. É por isso que nós somos uma espécie de sucesso na biosfera. Especialmente complexos e sofisticados são os modelos

mentais que desenvolvemos a partir de experiências diretas e íntimas com a natureza, pessoas e organizações ao nosso redor.

3. Contudo, e inversamente, nossos modelos estão longe de representar o mundo completamente. É por isso que cometemos erros e somos regularmente supreendidos. (...)"

Meadows, D. (2008), pg. 86. Tradução livre.

Esses autores reforçam o aforismo colocado por Box (1979) de que modelos são representações imperfeitas que devem ser avaliadas em termos de sua utilidade em aplicações reais: "*todos os modelos estão errados, mas alguns são úteis*".

2.5.2. Visão geral sobre o processo de modelagem

Modelos hidrológicos são construídos para melhorar a compreensão da estrutura e comportamento de sistemas hidrológicos e do ciclo da água como um todo. O comportamento da vazão de rios pode ser interpretado com modelos de chuva-vazão (Dingman, 2002). Esses modelos objetivam compreender o funcionamento do sistema da bacia hidrográfica, que é delimitada pela atmosfera acima da superfície, topografia e embasamento rochoso subjacente. A entrada de água no sistema ocorre pela precipitação de água (chuva e neve) e as saídas de água ocorrem na forma de escoamento fluvial por um exutório e também por perdas de evapotranspiração.

Beven (2012), em se tratando de modelos chuva-vazão, apresenta a ideia de "processo de modelagem" (Figura 15). Essa ideia consiste em um algoritmo com passos iterativos que produz um modelo chuva-vazão incrementalmente melhor.

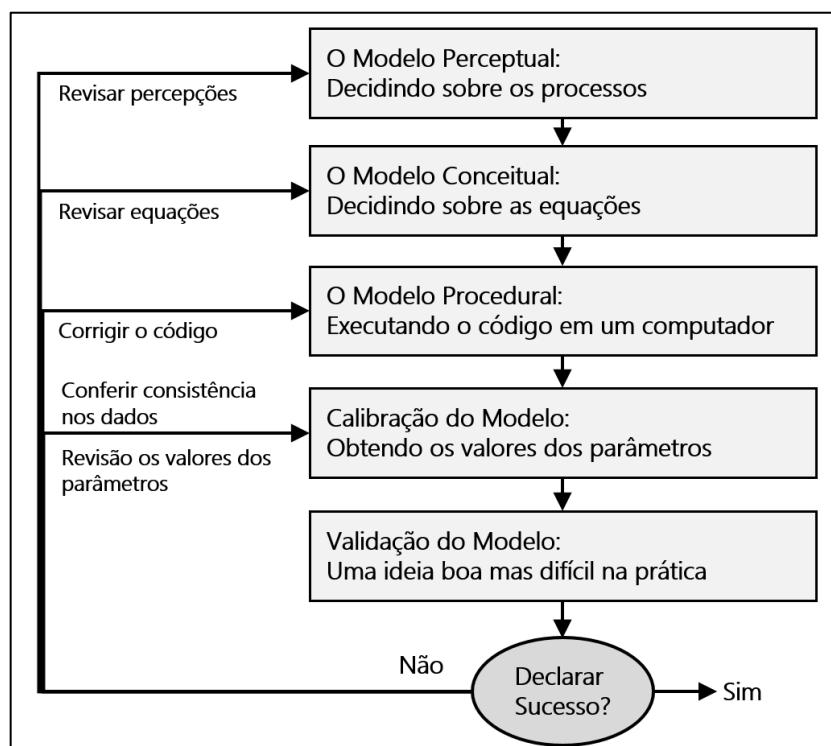


Figura 15. Um resumo esquemático do processo de modelagem. Baseado em Beven (2012).

O primeiro passo no processo de modelagem, segundo Beven (2012), é a definição de um modelo perceptual. O modelo perceptual é um modelo mental de como o sistema hidrológico se comporta ou responde em diferentes condições de entrada de água. Esse modelo é essencialmente qualitativo e pode ser representado por uma descrição textual e gráfica, sem rigores matemáticos.

A descrição matemática do modelo perceptual é o segundo passo do processo de modelagem. Conforme sustenta Beven (2012), essa descrição rigorosa consiste no modelo conceitual. Aqui, todas as premissas assumidas no modelo perceptual precisam ser explicitadas matematicamente com equações. No modelo conceitual que são definidas as variáveis de estado do sistema hidrológico, suas condições de contorno, suas condições iniciais e os parâmetros.

Por ser um sistema físico, o modelo conceitual de um sistema hidrológico basicamente envolve, com mais ou menos complexidade, um conjunto de unidades de armazenamento conectadas por fluxos e relacionadas por laços de reforço e laços de equilíbrio (Meadows, D. 2008). As variáveis de estado, em geral, representam tanto a quantidade de água nas unidades de armazenamento (variáveis de estoque do sistema), quanto o fluxo de água entre as unidades de estoque (variáveis de fluxo). Os parâmetros, por sua vez, se distribuem por todo o sistema, configurando tanto os laços de reforço e laços de equilíbrio dos fluxos de água quanto a estrutura das unidades de armazenamento.

O terceiro passo no processo de modelagem é a definição de um modelo procedural, isto é, a formulação de um programa de computador que determina o valor das variáveis de estado do sistema hidrológico ao longo do tempo. Nesse passo, as equações definidas rigorosamente no modelo conceitual precisam ser adequadas para que sua solução seja encontrada numericamente. Beven (2012) alega que muito cuidado deve ser tomado quando da transformação de equações diferenciais originais do modelo conceitual para suas versões equivalentes de diferenças finitas ou volume finitos devido ao erro numérico que é adicionado à solução.

A calibração de parâmetros do modelo procedural consiste no quinto passo do processo de modelagem. Esse processo consiste em submeter o modelo a um método de ajuste do valor dos parâmetros para melhor aproximar o valor das variáveis de estado aos valores observados na realidade. Por fim, Beven (2012) aponta que o modelo deve passar por um processo de validação ou avaliação. Nesse processo, a simulação do valor das variáveis de estado deve apresentar previsões razoáveis em relação aos valores observados na realidade fora do período usado para a calibração. Ainda assim, Beven (2012) alega que uma validação robusta é muito improvável em se tratando de modelos chuva-vazão. Isso ocorre porque muitas configurações diferentes dos valores de parâmetros podem eventualmente resultar em previsões boas dos processos hidrológicos: o fenômeno da equifinalidade das configurações de parâmetros e mesmo da estrutura de modelos distintos.

Uma questão importante no processo de modelagem é o impacto da escala espacial do modelo. Um modelo dito concentrado trata todo o sistema hidrológico como um único

elemento no espaço e, portanto, o valor das variáveis de estado e dos parâmetros são tidas como a média sobre toda a área da bacia hidrográfica. Modelos ditos distribuídos discretizam o sistema hidrológico em elementos menores de uma malha regular, que são pequenos modelos concentrados, e cada elemento apresenta valores próprios das variáveis de estado e de parâmetros. Modelos que discretizam o sistema hidrológicos em sub-bacias são, em geral, ditos "semi-distribuídos". Com isso, modelos concentrados são menos baseados em processos físicos que modelos distribuídos.

Apesar disso, como destaca Beven (2012), a determinação dos parâmetros dificilmente pode ser determinada *a priori* em modelos distribuídos por duas razões: (1) modelos distribuídos não são ainda viáveis computacionalmente para simular a escala espacial dos processos físicos (que ocorrem na escala de metros ou menos) e (2), mesmo que fossem, a amostragem intensiva de muitos dos parâmetros em campo é infactível. Assim, os parâmetros que representam os processos em um modelo e os parâmetros equivalentes na escala espacial dos processos são incomensuráveis e, por isso, possuem valores distintos em razão diferença de escala espacial.

Outra forma de modelar o sistema hidrológico consiste em abrir mão de representar os processos internos do sistema (talvez por serem muito complexos ou por necessidade de alta velocidade de processamento) e apenas tentar descobrir o comportamento do sistema sobre uma ou poucas variáveis de estado. Loucks e van Beek (2017) descrevem essa abordagem empírica por modelos estatísticos baseados em dados observados de entrada e saída (também chamados modelos de "caixa-preta"). Esses autores apontam que os métodos subjacentes a esses modelos são (1) redes neurais artificiais, (2) algoritmos evolucionários, (3) funções qualitativas e (4) programação genética.

2.5.3. Geração de escoamento superficial no modelo SWAT

O Soil Water Assesment Tool (SWAT) consiste em um modelo de especial interesse na modelagem do impacto da cobertura e uso do solo sobre sistemas hidrológicos. Esse modelo consiste em um modelo semi-distribuído baseado em processos hidrológicos. De acordo com Neitsch *et al.* (2009), o SWAT foi desenvolvido para "predizer o impacto da gestão territorial sobre a água, sedimentos e produção de agroquímicos em bacias hidrográficas grandes e complexas, com solos, usos e condições de manejo variáveis por longos períodos de tempo".

O modelo perceptual do SWAT separa o ciclo da água no sistema hidrológico em uma fase terrestre (Figura 16), que é representada pelo balanço de água no solo, e uma fase aquática, que é representada pelo roteamento da água e demais constituintes modelados no canal fluvial.

O modelo conceitual da fase terrestre é baseado na seguinte equação:

$$SW_f(t) = SW_i(t) + R(t) - Q_{surf}(t) - E_a(t) - w_{seep}(t) - Q_{gw}(t) \quad \text{Equação 11}$$

onde SW_f é o conteúdo final de água no solo no passo de tempo t , SW_i é o conteúdo inicial de água no solo, R é quantidade de água precipitada, Q_{surf} é a quantidade de água escoada superficialmente, E_a é a quantidade de água perdida por evapotranspiração,

W_{seep} é a quantidade de água que entra na zona vazosa a partir do perfil do solo e Q_{gw} é a quantidade de água no fluxo de retorno. As variáveis na equação são todas definidas em altura de água (milímetros, no S.I.)

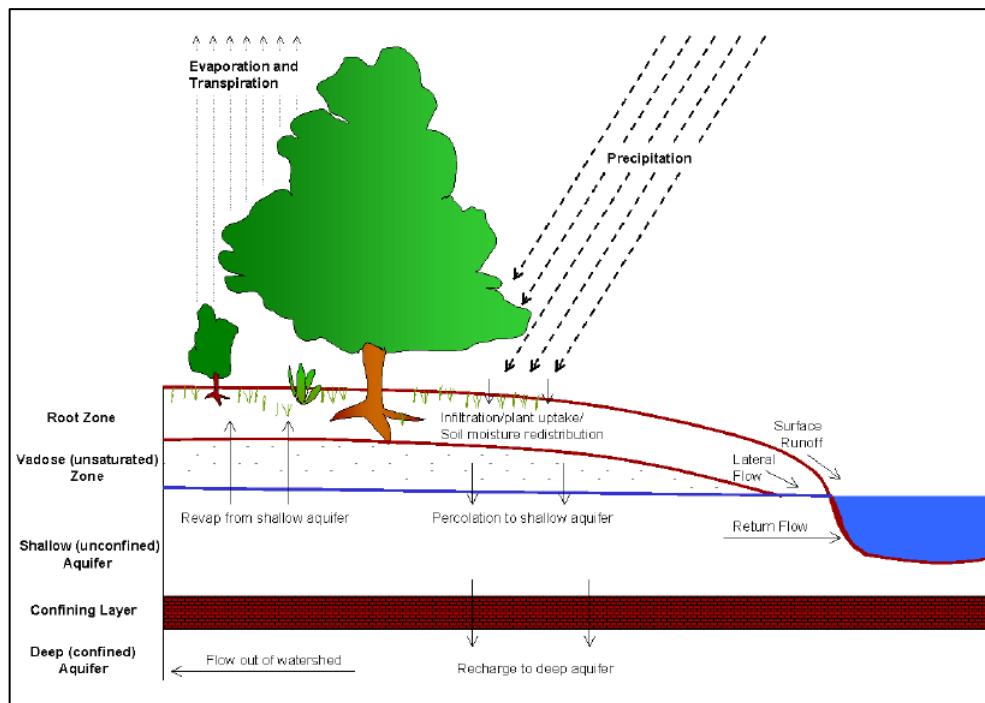


Figura 16. Fase terrestre do ciclo da água no modelo SWAT. Fonte: Neitsch *et al.* (2009)

No SWAT, o escoamento superficial pode ser determinado por dois modelos alternativos: o modelo CN do SCS e o modelo da infiltração de Green e Ampt. O modelo CN¹ consiste em um modelo relativamente empírico, pois correlaciona para tipos de solo e cobertura do solo a curva de escoamento superficial.

Ao contrário no modelo CN, o modelo de Green e Ampt baseia-se no processo de infiltração, isto é, em um processo físico de remoção da água da superfície. A ideia subjacente do modelo de Green e Ampt, segundo Neitsch *et al.* (2009), é que o escoamento superficial é produzido à medida que a taxa de precipitação supera a taxa de infiltração do solo. A equação de Green-Ampt Mein-Larson (Neitsch *et al.*, 2009) define a taxa de infiltração f_{inf} em função do tempo:

$$f_{\text{inf}}(t) = K_e * \left(1 + \frac{\psi_{wf} * \Delta\theta_v}{F_{\text{inf}}(t)} \right) \quad \text{Equação 12}$$

¹ Ver item 2.4.2 para detalhamento

Onde K_e é a condutividade hidráulica efetiva (mm/hr), ψ_{wf} é o potencial mátrico da cunha d'água no solo (mm), $\Delta\theta_v$ é a mudança no volume de conteúdo de água ao longo da cunha d'água (mm/mm) e F_{inf} é a infiltração cumulativa (mm).

O uso do modelo de Green e Ampt requer que a simulação hidrológica seja na escala temporal sub-diária, pois o processo de infiltração ocorre na escala de minutos e horas. Essa alta resolução temporal não é necessária para o modelo CN do SCS, por ser mais simples e não modelar os eventos de infiltração.

2.5.4. Hidrogramas de saída em modelos concentrados

O hidrograma de saída de modelos chuva-vazão concentrados precisa reproduzir os efeitos de amortecimento hidráulico da rede de drenagem da bacia hidrográfica. Em outras palavras, se faz necessário converter o escoamento superficial (que geralmente é calculado por um balanço de água na superfície) em escoamento pluvial observado no exutório do sistema hidrológico.

Diversos modelos geram o hidrograma de saída com base na ideia do hidrograma unitário. Essa ideia, segundo Beven (2012), foi introduzida por Sherman (1932). O hidrograma unitário consiste em uma distribuição de vazões no tempo normalizada para uma unidade de escoamento superficial. Em outras palavras, o hidrograma unitário representa uma função de transferência da precipitação efetiva (que gera escoamento superficial) para o exutório da bacia hidrográfica (Beven, 2012). O hidrograma de eventos não-unitários é então construído pelo princípio de superposição linear de hidrogramas unitários a cada passo de tempo.

O modelo mais simples de hidrograma unitário consiste no hidrograma unitário triangular (Beven, 2012). Nesse modelo, é preciso definir o tempo de pico e o tempo de recessão do evento unitário. A restrição de conservação de massa permite o cálculo da vazão de pico. Os tempos de pico e recessão precisam ser determinados por abordagens empíricas ou físicas. Os métodos empíricos lançam mão de correlações com características topográficas da bacia hidrográfica, tais como comprimento e a declividade da rede de drenagem (Tucci, 1993). Já a abordagem física faz uso de hidráulica de canais, tais como a correlação de Manning (USDA, 1986).

De acordo com Beven (2012), uma alternativa ao modelo do hidrograma unitário triangular consiste no modelo de Cascata de Nash. Apesar de ambos os modelos serem simples e requererem apenas dois parâmetros, a Cascata de Nash produz uma representação mais realista do formato do hidrograma sem fazer nenhuma correlação com características topográficas ou físicas da bacia hidrográfica - ou seja, com menos necessidade dados de entrada. Esse modelo pode ser compreendido como uma sequência de n reservatórios lineares com tempo de taxa de decaimento de k unidades de tempo (Nash, 1959, apud Beven, 2012).

Um reservatório linear esvazia-se linearmente em função de sua taxa de decaimento, conforme a seguinte equação diferencial:

$$\frac{dV}{dt} = -\frac{V}{k}$$
Equação 13

Logo:

$$Q = -\frac{V}{k}$$
Equação 14

Onde Q é a vazão de saída do reservatório linear. A solução da Equação 14 é:

$$V(t) = e^{-t/k}$$
Equação 15

Que é um decaimento exponencial do volume do reservatório ao longo do tempo.

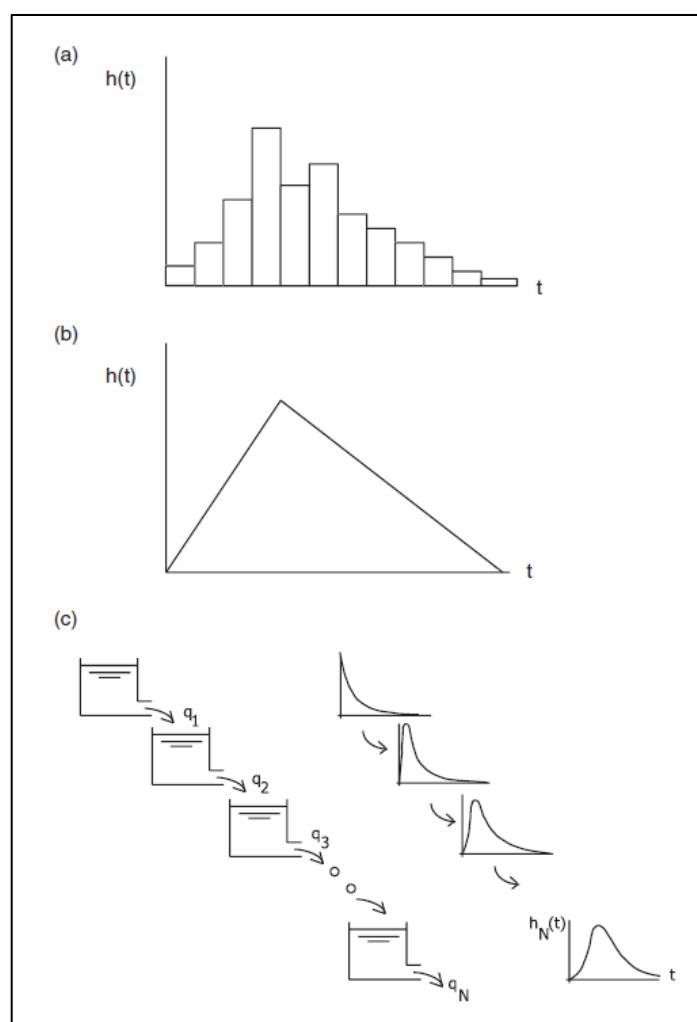


Figura 17. Variações de hidrogramas de saída em modelos concentrados. (a) Hidrograma unitário representado como um histograma normalizado. (b) Hidrograma unitário triangular. (c) Cascata de Nash com N reservatórios lineares em série. Fonte: Beven (2012).

Esse modelo pode ser implementado usando-se a Equação 14 e o balanço de água para cada reservatório da cascata de Nash. Alternativamente, o sistema como um todo pode ser modelado com a Equação 16 (Beven, 2012):

$$Q(t) = \left(\frac{t}{k}\right)^{n-1} * \frac{e^{-t/k}}{k * \Gamma(n)} \quad \text{Equação 16}$$

Sendo $\Gamma(n)$ a função gama. A vantagem do uso da Equação 16 é que, matematicamente, o parâmetro N não precisa ser um número inteiro, o que pode melhorar o ajuste de calibração do parâmetro do modelo.

2.5.5. Calibração de modelos hidrológicos

Em razão da incomensurabilidade entre os parâmetros do sistema modelado e os parâmetros físicos dos sistemas reais, modelos precisam de calibragem (Beven, 2012). A calibração, assim, melhora a correlação entre o comportamento do sistema real com o sistema modelado, que é medido por métricas de desempenho.

A Eficiência de Nash-Sutcliffe é um exemplo de uma métrica de desempenho amplamente usada:

$$NSE = 1 - \frac{\sum(Q_{obs} - Q_{sim})^2}{\sum(Q_{obs} - X_{obs})^2} \quad \text{Equação 17}$$

Onde Q_{obs} é a vazão observada, X_{obs} é a média das vazões observadas e Q_{sim} é a vazão simulada. O valor ótimo de NSE é a unidade e ocorre quando a variância dos erros residuais é igual a zero. Quanto melhor a NSE, mais próximo todos os valores de vazão simulados estão dos valores observados.

Toda métrica tem uma tendência. A tendência da NSE, por exemplo, é considerar de forma proporcional erros em vazões altas e erros em vazões baixas. Se um problema, por exemplo, objetiva simular períodos de escassez, talvez a NSE do logarítmico das vazões, ou ainda outra métrica, seja mais adequada.

De acordo com Collischonn e Tucci (2003), uma técnica de calibragem manual consiste no método de tentativa e erro. Esse método requer que o usuário observe o comportamento do sistema por meio de gráficos e métricas de desempenho e, com isso, ajuste sequencialmente parâmetros do modelo. Como destacam Collischonn e Tucci (2003), esse método implica grande habilidade e conhecimento do usuário do funcionamento do modelo, apresentando problemas de reproduzibilidade para usuários menos experientes.

Técnicas de calibração automáticas, por outro lado, lançam mão de métodos de otimização (Collischonn e Tucci, 2003). Nesse caso, a função objetivo na otimização busca melhorar uma métrica de desempenho do comportamento do sistema. Como métricas de desempenho são tendenciosas em algum aspecto do comportamento do sistema, técnicas de otimização multi-objetivo podem ser empregadas (Collischonn e Tucci, 2003).

As técnicas de otimização usadas na calibração de modelos hidrológicos são, em geral, baseadas abordagens heurísticas, com buscas diretas na superfície de resposta da métrica de calibração (Beven, 2012). Tais abordagens incluem algoritmos tipo *hill-climbing*¹, algoritmos evolucionários, etc.

Algoritmos tipo *hill-climbing* buscam na superfície de resposta pontos incrementalmente melhores do espaço, ou hiperespaço, até encontrar um ponto ótimo, que deseja-se que seja o ótimo global. Como as superfícies de resposta das métricas costumam ser altamente rugosas, apresentando muitos pontos ótimos locais, os parâmetros ótimos encontrados pelos algoritmos de busca direta precisam ser verificados inúmeras vezes a partir de pontos distintos do espaço de busca para que o ótimo global seja melhor aproximado (Beven, 2012).

2.6. Planejamento de longo prazo

Quando se trata de planejamento de longo prazo, as incertezas são grandes o suficiente para que uma perspectiva adaptativa seja necessária. Rotas de adaptação devem ser, assim, projetadas com base nos resultados de metamodelos, modelos de modelos. O desenvolvimento de SBN não deve ser diferente.

2.6.1. Definições de incerteza no contexto do planejamento

Planejar ações relacionadas a recursos hídricos considerando um horizonte de tempo de longo prazo consiste em um dos maiores desafios para os gestores e tomadores de decisão na área (Loucks e van Beek, 2017). A causa principal da dificuldade reside em diversas formas de incerteza.

Um marco importante nesse sentido é o trabalho de Walker *et al.* (2003), que propõe uma definição de incerteza no contexto da formulação de políticas. Em linhas gerais, eles propõem que a incerteza consiste em um conceito com três dimensões: (1) sua localização em um modelo, (2) seu nível e (3) sua natureza ou origem.

Em relação à localização em um modelo, Walker *et al.* (2003) sustentam que um modelo irá apresentar as seguintes fontes de incerteza: no seu contexto ou condições de contorno, na sua estrutura, nos seus insumos, nos parâmetros e em seus produtos. Na dimensão “nível”, a incerteza distribui-se em um espectro crescente que vai desde o determinismo puro em um extremo até a completa ignorância em outro, passando pela incerteza estatística, pela incerteza de cenários e entrando no território da incerteza profunda, onde não se pode mais reconhecer o que se sabe. Por fim, os autores exploram a ideia de que em relação à sua natureza, a incerteza pode ser epistêmica, isto é, ser associada à imperfeições no corpo do conhecimento ou, por outro lado, ser associada à variabilidade inerente dos sistemas naturais, sociais, econômicos, etc.

¹ “escalada de morro”, em uma tradução livre do inglês.

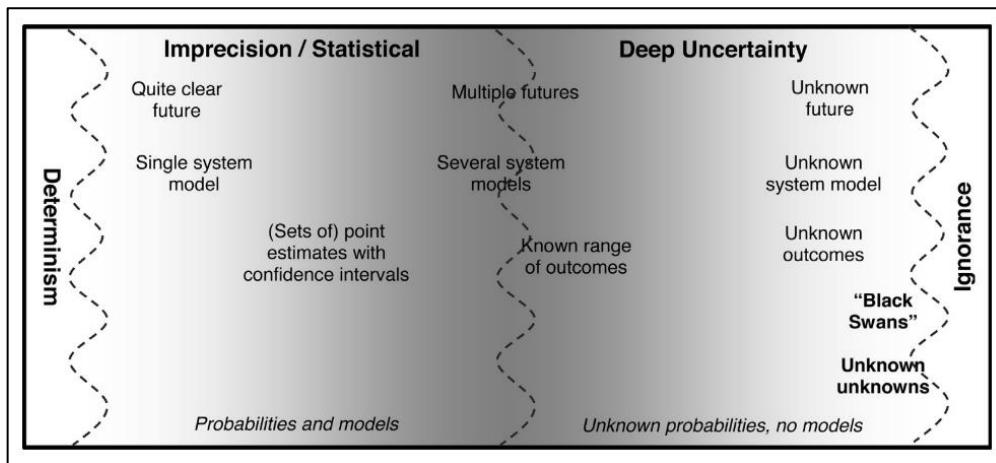


Figura 18. Gradiente de incerteza. Esquematização apresentada por Buurman e Babovic (2012) e baseada em Walker (2003, 2010).

2.6.2. Planejamento adaptativo e rotas de adaptação

Em razão das diversas formas já reconhecidas de incerteza, mas principalmente as incertezas associadas aos cenários de futuro, o planejamento de ações deve ser abordado de forma adaptativa. Segundo Loucks e van Beek (2017), essa abordagem adaptativa surge de forma recente na teoria e na prática do planejamento e gestão de recursos hídricos. Os autores alegam que mesmo uma ferramenta de gestão otimizada e integrada, como os tradicionais planos de recursos hídricos, podem não ser efetivos ou mesmo colapsar uma vez que o futuro oferece incertezas, especialmente as associadas às mudanças climáticas.

Portanto, um plano adaptativo deve ser equipado com dispositivos que percebam as mudanças e permitam uma nova estratégia ser desenvolvida. Qualidades das estratégias assumidas incluem: (1) robustez e (2) flexibilidade (Loucks e van Beek, 2017). Uma estratégia robusta tenderá a atingir o objetivo do plano sob uma diversidade maior de cenários (por exemplo, dessalinização da água do mar). Já uma estratégia flexível atingirá o objetivo sob uma amplitude menor de cenários, mas poderá ser facilmente abandonada em detrimento de outra quando necessário (por exemplo, construção de pequenos reservatórios). Como colocado por Loucks e van Beek (2017), apesar de estratégias robustas tenderem a ser mais custosas que as flexíveis em curto prazo, no longo prazo a relação de custo entre elas não é evidente, principalmente quando existem ganhos de escala ou redução de riscos.

Um método proposto para desenvolver um plano adaptativo é de “rotas de adaptação”, proposto por Haasnoot *et al.* (2011, 2012, 2013). A lógica do método é a seguinte: uma determinada “rota de adaptação” (isto é, uma política) entre as disponíveis é assumida e continuada enquanto o seu desempenho medido for aceitável frente ao cenário que a realidade apresenta; no momento em que o desempenho medido for inaceitável, surge um “ponto de inflexão adaptativa” e deve-se transferir para outra rota viável naquele estágio do futuro.

A analogia proposta por Haasnoot *et al.* (2012) é de um mapa metroviário, que seria o “mapa de adaptação”, as rotas de adaptação seriam as linhas metrô e os pontos de inflexão adaptativa seriam estações de transferência entre as linhas (Figura 19). Essa analogia é útil pois, além da visualização, permite a compreensão de que determinadas linhas (políticas) não poderão ser tomadas para sempre pois terminam antes do destino final (ou seja, não são políticas robustas o suficiente para chegar ao fim do horizonte de planejamento).

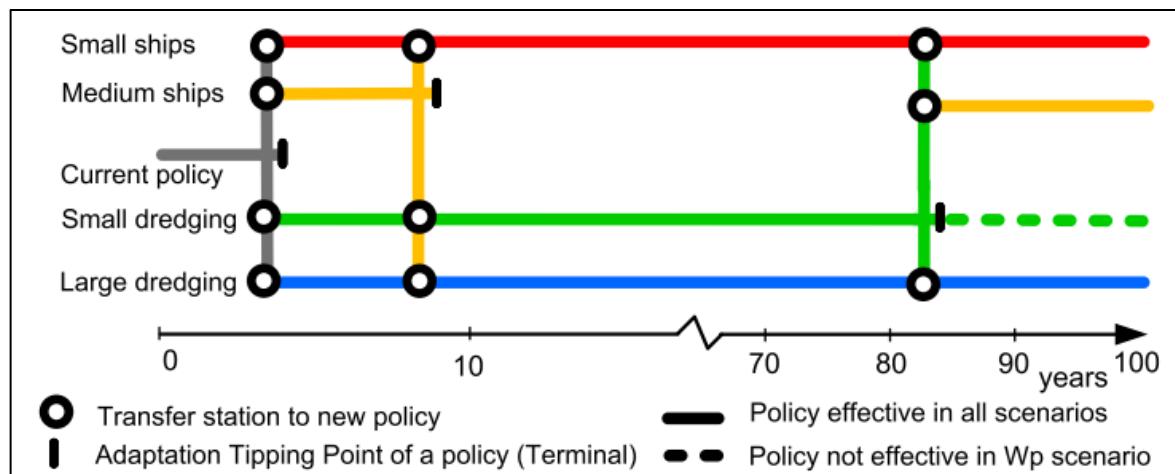


Figura 19. Rotas de adaptação de um plano adaptativo como uma analogia ao mapa metroviário (Haasnoot *et al.*, 2012).

Aplicações das rotas de adaptação diferentes das propostas já foram empreendidas, incluindo a integração com outras abordagens. Buurman e Babovic (2016), por exemplo, aplicaram esse método em conjunto com a análise de opções reais para avaliar o custo e benefício de investimentos em infraestrutura urbana de drenagem em Singapura. Outro destaque é trazido por Kingsborough *et al.* (2016), que aplicaram o método para a avaliação de opções para a gestão do consumo da água na cidade de Londres. Nesse último estudo, os autores apresentam o conceito de “portfólio de adaptação”, que seriam conjuntos diferentes de rotas de adaptação semelhantes à cenários de gestão (por exemplo, “não fazer nada”, “gerir a demanda”, “gerir a oferta”, etc.).

2.6.3. Rotas de adaptação e metamodelos

Na prática, a aplicação de rotas de adaptação na formulação de planos adaptativos precisa compreender quando pontos de inflexão adaptativa irão se manifestar dado desempenho de cada rota de adaptação disponível frente à múltiplos cenários. Isso requer um grande volume de simulações com ferramentas de avaliação integradas, com modelos embarcados em modelos – metamodelos (Haasnoot *et al.*, 2011). Por exemplo, Haasnoot *et al.* (2012) aplicaram a ideia de rotas de adaptação para o planejamento de inundações de uma bacia hidrográfica dos Países Baixos se valendo de um metamodelo que integrou desde o clima, passando pela hidráulica de canais, mudança de uso e cobertura da terra e diferentes respostas de gestão (Figura 20).

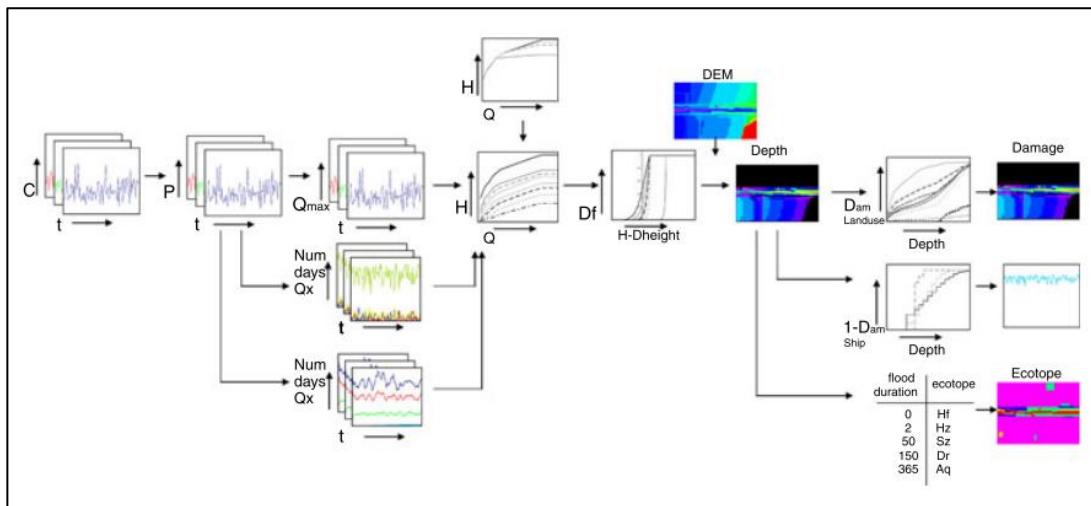


Figura 20. Esquematização do metamodelo integrado apresentado por Haasnoot *et al.* (2012).

Em função das escalas e complexidades envolvidas, tais metamodelos tendem a ser simplificados. Em uma aplicação a nível nacional de planejamento de recursos hídricos dos Países Baixos, Haasnoot *et al.* (2014) sustentam que, não obstante o metamodelo utilizado consistir em sub-modelos simplificados, seu resultado é suficientemente acurado para hierarquizar as opções de políticas e não ultrapassar os limiares de incerteza que afetam a tomada de decisão. Como discutido por Guillaume e Jakeman (2012), tomadores de decisão e atores sociais envolvidos fazem “perguntas fechadas” e esperam “respostas fechadas”, como “sim ou não” ou “A ou B”, e os metamodelos devem ser projetados para que seja possível essa conversão de perspectivas.

2.7. Planejamento e gestão de recursos hídricos

O planejamento de recursos hídricos está diretamente relacionado ao planejamento de investimentos em infraestrutura hídrica – e Soluções Baseadas na Natureza devem ser consideradas uma alternativa de infraestrutura hídrica. Investimentos, por sua vez, estão associados à ideia de eficiência e relações de custo e benefício. Por estas razões, esta seção apresenta a temática associada à modelos hidroeconômicos e pesquisa operacional.

2.7.1. Economia e recursos hídricos

O desenvolvimento de atividades econômicas induz ao surgimento de sistemas de recursos hídricos com múltiplos usuários de água, interesses diversos e problemas de escassez de água, mesmo em regiões que não são áridas. Segundo Loucks e van Beek (2017), essa questão, disseminada hoje por todo o globo, permitiu a emergência do conceito de “gestão integrada de recursos hídricos”. Citando GWP (2000), Loucks e van Beek (2017) definem a gestão integrada por “um processo que promove o desenvolvimento e a gestão coordenada da água, do território e demais recursos associados para a maximizar o resultado econômico e o bem-estar social de forma equitativa e sem comprometer a sustentabilidade de ecossistemas”.

Assim, ainda que não seja o único princípio da gestão integrada, a eficiência econômica de sistemas hídricos onde a água é um recurso escasso tende hoje a ser um objetivo de gestão e de planejamento. Posto isso, a análise de sistemas de recursos hídricos nas últimas décadas passou cada vez mais a incorporar modelos hidroeconômicos, conforme colocado por Harou *et al.* (2009).

Um modelo hidroeconômico visa representar aspectos hidrológicos, hidráulicos, ambientais e econômicos em uma única estrutura coerente, sustentam Harou *et al.* (2009). Eles ainda colocam que a principal diferença em relação à modelos não econômicos é que a demanda por água deixa de ser um alvo estático de projeto e passa a ser função do valor econômico da água, permitindo a dinamização do sistema e a possibilidade de identificar pontos ótimos de operação em termos de eficiência econômica entre usos diferentes da água e também a delimitação de relações de perdas e ganhos (trade-offs) com variáveis não valoradas economicamente. Outra alegada vantagem do uso de modelos hidroeconômicos na gestão integrada é a criação de instrumentos de alocação negociada entre usuários, ou “mercados de água”, como colocado por Debaere *et al.* (2014).

Ao colocar a demanda em função do valor econômico da água, modelos hidroeconômicos precisam funcionar com base nos princípios da teoria econômica de oferta e demanda, em especial nos conceitos de utilidade e utilidade marginal (Griffin, 2006). No jargão econômico, portanto, o termo “demanda” representa na realidade uma curva de demanda (Figura 21), onde a quantidade requerida de água por um usuário qualquer é associada a um custo marginal, ou preço.

De acordo com a teoria da utilidade marginal, segundo Samuelson e Nordhaus (2010), as curvas de demanda indicam a variação na quantidade demandada conforme variação no preço (que sinaliza a disponibilidade a pagar pelo recurso, e também o benefício auferido pelo uso de uma unidade adicional desse recurso, ou benefício marginal). A disponibilidade a pagar por recursos adicionais é progressivamente menor à medida que a quantidade disponível aumenta em direção à abundância. No outro sentido, quando a disponibilidade do recurso é baixa (recurso se torna escasso) o mesmo é realocado para usos mais importantes (que trazem maior benefício marginal ao usuário) de modo que a disponibilidade a pagar por mais recurso (e consequentemente o seu preço) aumentam. No caso da água, uma quantidade limitada (menor) está normalmente associada a usos indispensáveis à vida (para os quais não é possível mensuração econômica). Entretanto para outros usos da água, como aqueles usos econômicos ou ainda associados ao conforto, comodidade e conveniência, o valor associado varia conforme a disponibilidade. Em casos de abundância, onde a água é alocada para usos como varrer passeios, lavar veículos ou mesmo perdas em sistemas de abastecimento e irrigação, percebe-se que o valor atribuído à água pelo usuário é baixo e próximo de zero.

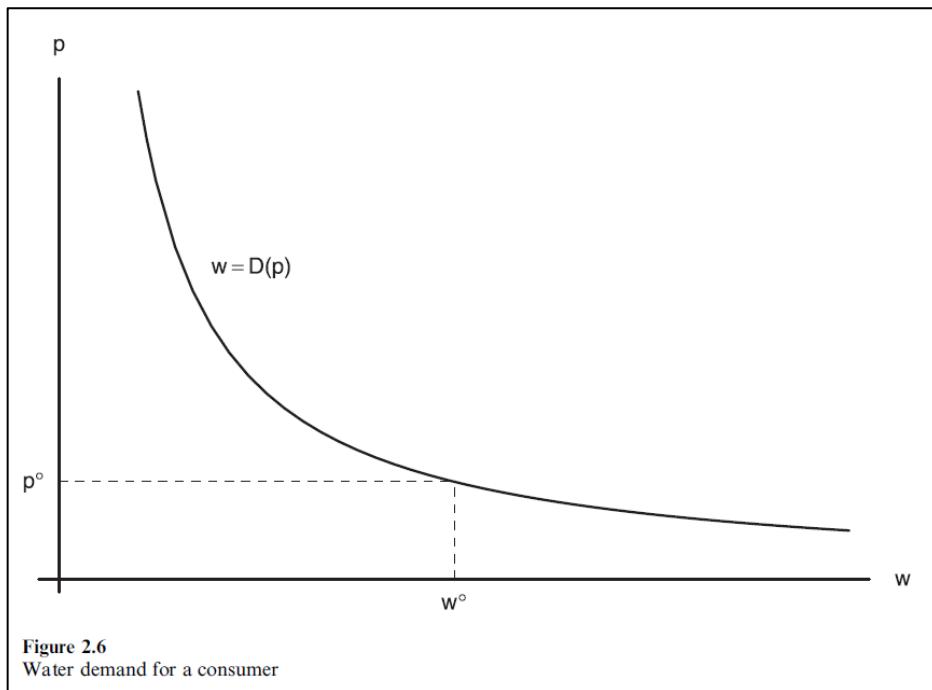


Figura 21. Exemplo de curva de demanda de um consumidor de água (Griffin, 2006). No gráfico, p é preço da água e w é uma quantidade de água consumida.

Um importante conceito que deriva da abordagem econômica no tratamento de recursos hídricos é o de custo da escassez da água (Figura 22). Marques *et al.* (2003) fazem uso desse conceito na modelagem de um sistema hídrico na Califórnia e assim avaliam o custo da escassez sob diversos cenários. Como sustentado por esses autores, a escassez de água para um usuário define-se pela diferença entre a quantidade de água disponível e o suprimento de água em que o recurso deixa de ser escasso (ou seja, a demanda de projeto do usuário). Assim, o custo da escassez define-se pela perda em valor econômico da água não estar disponível em quantidade superior à demanda de projeto do usuário. O cálculo do valor é feito pela a integral definida entre os dois pontos da curva de demanda (quantidade disponível e demanda de projeto), ou seja, pela área entre os dois pontos.

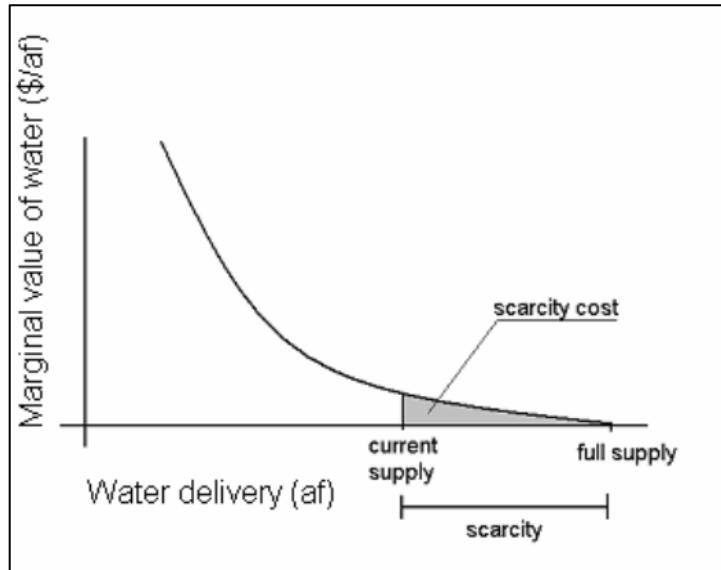


Figura 22. Visualização do custo da escassez (scarcity cost) na curva de demanda de um consumidor de água. Fonte: Marques *et al.* (2006).

2.7.2. Estimativa do custo da escassez pelo método *point expansion*

Griffin (2006) documenta o método *point expansion* para estimar a relação preço-quantidade (demanda), que pode ser empregada na estimativa do custo da escassez. Por esse motivo, o método requer o conhecimento prévio da curva de demanda. De acordo com Griffin (2006), pode-se partir do conceito de elasticidade-preço da demanda (19)

$$\varepsilon = \frac{dw}{dp} * \frac{p}{w} \quad \text{Equação 18}$$

Onde w é a quantidade de água em função do preço p e ε é o parâmetro conhecido por elasticidade do preço da demanda. Essa equação diferencial pode ser resolvida para w por meio de integração, de modo que:

$$\int \frac{dw}{w} = \int \frac{\varepsilon * dp}{p} \quad \text{Equação 19}$$

Resolvendo, chega-se a:

$$w = k * p^\varepsilon \quad \text{Equação 20}$$

O valor de k é calculado com condições de contorno, isto é, pelo menos um ponto da curva com valores de w e p conhecidos.

Valores da elasticidade do preço da demanda são reportados na literatura por estudos de caso. A Figura 23 apresenta valores alguns valores de elasticidade sistematizados por Scheffer (2016).

Elasticidade-preço da demanda (ε)	Abrangência	Autor
-0,37	Jakarta/ Indonésia	Bhatia et al. (1995)*
-0,29 a -0,33	Bogor/ Indonésia	Bhatia et al. (1995)*
-0,37 a -0,44	Costa Rica	Bhatia et al. (1995)*
-0,38	México	Bhatia et al. (1995)*
-0,60	Brasil	Bhatia et al. (1995)*
-0,24	Sanepar (Geral)	Andrade et al. (1995)
-0,62	Sanepar (< 2 SM)	Andrade et al. (1995)
-0,17	Sanepar (2 < SM < 10)	Andrade et al. (1995)
-0,22	Sanepar (> 10 SM)	Andrade et al. (1995)
-0,5502	Nordeste brasileiro	BNB (1997)
-0,46	Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba	Pereira et al. (1999)
-0,32	Bacia Hidrográfica do Rio Pardinho	Alvim (2005)

* apud Ribeiro et al. (1999).

Figura 23. Alguns valores de elasticidade do preço da demanda sistematizados por Scheffer (2016).

A Equação 20 representa a aproximação exponencial da curva de demanda, assumindo-se elasticidade constante. Alternativamente, uma aproximação linear pode ser ajustada a um ponto conhecido da curva (Equação 21). Nessa aproximação, a elasticidade é variável.

$$w = c_1 p + c_2 \quad \text{Equação 21}$$

Como o coeficiente c_1 é a derivada da reta no ponto conhecido da curva w_0 e p_0 , a Equação 18 é então usada para determinar o valor de c_1 , conforme a Equação 22:

$$c_1 = \frac{dw}{dp} = \varepsilon * \frac{w_0}{p_0} \quad \text{Equação 22}$$

Determinado o valor de c_1 , o ponto conhecido da curva w_0 e p_0 é assim novamente usado para determinar o valor de c_2 :

$$c_2 = w_0 - c_1 * p_0 \quad \text{Equação 23}$$

A Figura 24 demonstra um exemplo apresentado por Griffin (2006). Como a curva de demanda representa o benefício marginal bruto da água, apenas a área triangular "b" sob a curva de aproximação linear deve ser a área calculada para estimar o custo da escassez. Se a curva de aproximação usada por a exponencial, a área "c" deve também ser incluída para estimar o custo da escassez.

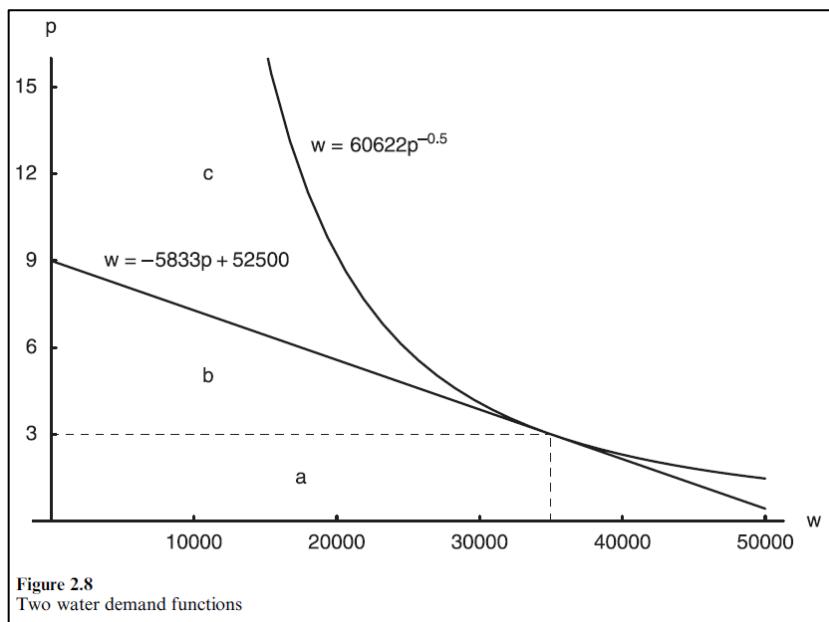


Figura 24. Exemplo de *point expansion* apresentado por Griffin (2006). Na aproximação linear, a área triangular “b” deve ser integrada para estimar o custo da escassez.

2.7.3. Otimização de sistemas

Por buscar “maximizar o resultado econômico e bem estar social de forma equitativa e sustentável”, o processo de gestão e planejamento integrado de recursos hídricos precisa lançar mão de ferramentas de otimização. Singh (2012) aponta que técnicas de otimização tem sido usada em uma gama ampla de aplicações na área da gestão de recursos hídricos, tais como no uso consuntivo de múltiplos usuários, na irrigação, no uso de água subterrânea, no controle da intrusão salina, na operação de reservatórios e no manejo de resíduos sólidos. Segundo esse autor, as técnicas mais usadas são: programação linear, programação não linear, programação dinâmica, programação geométrica generalizada, programação inteira mista, programação quadrática, algoritmos evolucionários, entre outros métodos e variações, como programação não linear estocástica.

Loucks e van Beek (2017) ainda apontam a aplicação de otimização no planejamento da expansão da capacidade de infraestrutura. Um exemplo é um estudo de caso na Jordânia, feito por Rosenberg *et al.* (2008), que usou programação não linear estocástica para avaliar a melhor composição das seguintes opções de capacidade: expandir a captação de água, expandir a capacidade de transporte de água, expansão de programas de redução de perdas e plantas de dessalinização.

2.7.4. Programação dinâmica discreta e o problema da expansão da capacidade

A técnica de programação dinâmica discreta (PDD), seja para qualquer aplicação de otimização, foi desenvolvida por Richard Bellman em meados da década de 1950 (Murthy, 2007). A essência da técnica consiste em dividir um problema em sub-problemas, ou estágios, e identificar a melhor sucessão de decisões (a melhor política) entre os estágios subsequentes (Hillier e Liebman, 2009; Murthy, 2007). Para fazer isso, é preciso entender

quais estados discretos cada estágio assume e quais são as possibilidades de decisões para cada estado em cada estágio – o que varia conforme o problema que está sendo abordado. Assim, a melhor sucessão de decisões fica definida por um processo recursivo de identificar a melhor decisão de cada estágio, independentemente de como se chegou naquele estágio, sendo esse o princípio de optimalidade postulado por Richard Bellman (Murthy, 2007).

Em comparação com outras técnicas, a parte analítica da programação dinâmica é relativamente simples pois requer apenas identificar o maior valor (para maximização) ou o menor valor (para minimização) associado a cada decisão. O maior desafio da técnica consiste em outros aspectos, como a configuração do problema (não existe formulação genérica) e o custo computacional, uma vez que a discretização sucessiva de estados induz ao aumento exponencial das etapas recursivas.

Loucks e van Beek (2017) apresentam diversos exemplos de aplicação da PDD associados à gestão integrada de recursos hídricos. Em essência, eles apresentam graficamente a configuração dos problemas em uma grade onde cada ponto representa um estado associado a um estágio.

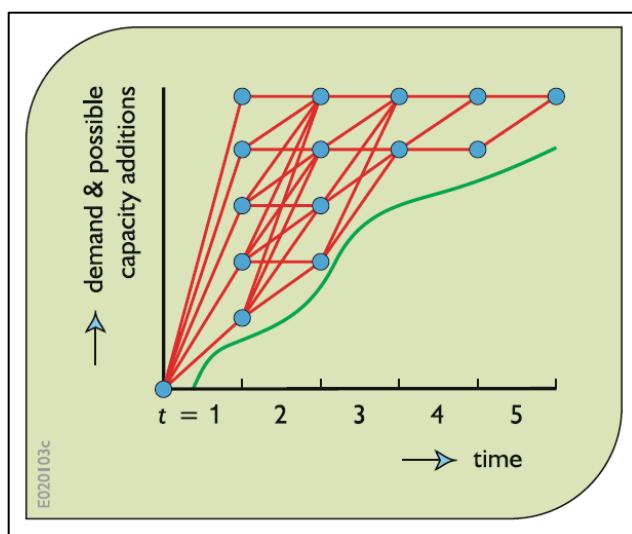


Figura 25. Representação gráfica do problema da expansão da capacidade apresentada por Loucks e van Beek (2017).

Um destaque que será dado aqui é o uso de programação dinâmica na otimização da expansão da capacidade de infraestrutura, também introduzido de forma simplificada por Loucks e van Beek (2017). Nesse tipo de aplicação, a PDD possui a vantagem de suas etapas recursivas serem acopladas com outras técnicas de otimização e de simulação. Por exemplo, Arancibia *et al.* (2016) acoplaram programação dinâmica com técnicas de otimização multiobjetivo para avaliar a expansão de diferentes sistemas de produção de energia e as relações de perdas e ganhos (*trade-offs*) em relação à redução na pegada de carbono. Outro caso é o de Fraga *et al.* (2017), que aplicaram programação dinâmica integrada com programação quadrática e simulação hidrológica para otimizar a expansão

da capacidade de captação de água superficial e da capacidade de captação de água subterrânea para a cidade de Alvorada e Viamão.

3. Metodologia

3.1. O problema de pesquisa

3.1.1. Os elementos do sistema hídrico

O problema de pesquisa começa com a definição do sistema hídrico. Esse sistema foi aqui concebido como um arranjo de três elementos:

- 1) O sistema produtor de água, que armazena água em um sistema hidrológico e em estruturas artificiais e disponibiliza água em um manancial superficial;
- 2) A cidade, que é o usuário da água disponível no manancial superficial, e;
- 3) Uma variedade de diferentes soluções baseadas na natureza (SBN) que são capazes de melhorar a produção de água (quantitativa e qualitativamente).

Em um sistema hídrico esses elementos estão sujeitos às pressões sistêmicas de mudança no consumo e na oferta de água (Figura 26). A pressão sistêmica sobre o consumo de água foi definida pela sobreposição das pressões demográfica e econômica. Já a pressão sistêmica sobre a oferta de água definiu-se pela ação conjunta das pressões climática e territorial, que controlam as entradas de água (por precipitação) e saídas de água (por evapotranspiração e escoamento para jusante) do sistema produtor de água.

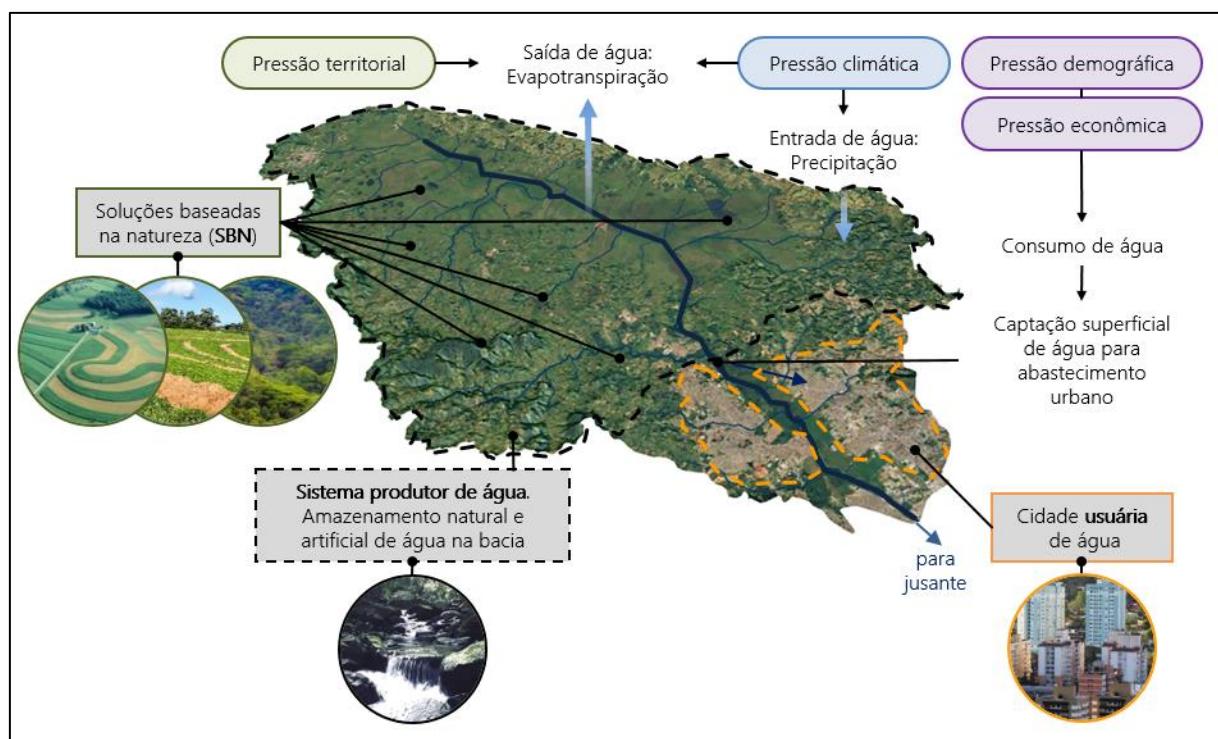


Figura 26. Modelo dos elementos básicos do sistema hídrico e suas respectivas pressões sistêmicas associadas.

O problema configurou-se de forma que o consumo de água e parte da oferta de água manifestam-se como forças externas sobre o sistema hídrico, sendo representadas pelas pressões da dinâmica demográfica, da dinâmica econômica e da dinâmica climática.

Cenários, portanto, estabelecem a combinação dessas pressões e seu comportamento futuro.

Assim, a única via de controle sobre o sistema hídrico consiste em interferir na oferta de água pelo gerenciamento da pressão territorial. Essa pressão interfere nos fluxos entre os compartimentos hidrológicos e, por consequência, no armazenamento de água do sistema produtor de água. A implantação de SBN, assim, consiste em uma via de aumentar o armazenamento natural subsuperficial de água do sistema produtor de água, o que supostamente traria melhorias na disponibilidade e qualidade da água no manancial superficial. A cidade de jusante, por ser o beneficiário final no sistema hídrico, é o ator responsável pelo gerenciamento da pressão territorial no sistema produtor de água pelo advento de um esquema de PSA (Figura 27).

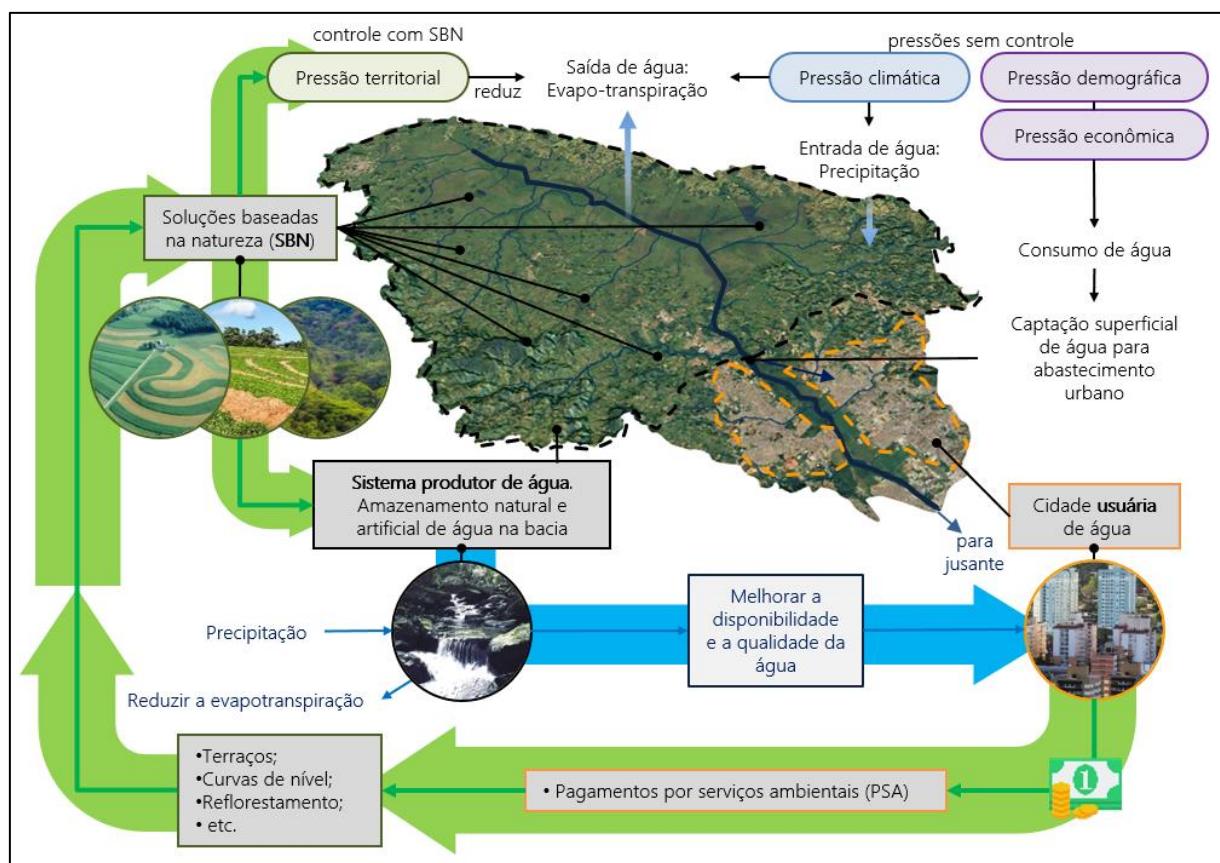


Figura 27. Controle da oferta de água no sistema produtor de água pelo gerenciamento da pressão territorial através de PSA.

3.1.2. As SBN enfocadas no problema

Como apresentado no item 2.1, as SBN envolvem uma lista longa de ações que se inspiram ou fazem uso de processos naturais. No presente problema, as SBN enfocadas foram aquelas tidas como espacialmente distribuídas e que alegadamente atuam na melhoria da disponibilidade e qualidade da água por aumentarem o estoque de água no solo e subsolo, a saber:

- 1) Florestas: reflorestamento da vegetação nativa;

- 2) Pastagens: construção de terraços e recuperação, e;
- 3) Lavouras: construção de terraços e plantio direto.

Em síntese, as SBN foram consideradas novas classes de uso e cobertura da terra (UCT) ou expansões das existentes, como no caso da vegetação nativa florestal. O resultado disso foi um sistema de produção de água com as seguintes classes de UCT (ver item 3.4 para detalhamento):

- 1) Massas de água;
- 2) Vegetação nativa florestal;
- 3) Pastagens;
- 4) Pastagens com SBN (com terraços);
- 5) Lavouras;
- 6) Lavouras com SBN (com terraços e plantio direto), e;
- 7) Uso urbano.

Nessa concepção, o desenvolvimento de uma SBN qualquer ocorre em detrimento de outras classes de uso e cobertura da terra. Por exemplo: a recuperação de vegetação nativa florestal pode consumir o espaço de lavouras que se encontram em áreas de déficit ambiental (no Brasil, considera-se APP e Reserva Legal) ou mesmo em área de lavoura consolidada sob um esquema de PSA. Outro exemplo: as lavouras podem ser convertidas em lavouras com terraços e plantio direto (ou seja, cultivos sem SBN convertidos em cultivos com SBN). De qualquer forma, o limite superior para a expansão de qualquer SBN é a área disponibilizada pelas pastagens e lavouras. No problema concebido, a expansão de SBN não poderia ocorrer sobre o uso do solo urbano e sobre a vegetação nativa florestal já existente.

3.1.3. Hipótese do problema: o benefício de SBN

O problema de pesquisa se fundamenta na hipótese de que as SBN trazem benefícios para a sociedade, reduzindo o custo total do sistema hídrico. Portanto, o benefício de SBN, em valor presente, foi definido pela diferença entre o custo do sistema hídrico sem as SBN e com as SBN (Equação 24). O custo do sistema hídrico sem as SBN é apenas o custo de abastecimento, que foi definido pela soma do custo da escassez com o custo de tratamento (Equação 25). O custo da escassez representa o fator de disponibilidade de água e o custo de tratamento representa o fator de qualidade de água. O custo de tratamento considerado foi apenas o de potabilizar a água, pois demais custos operacionais de abastecimento não interferem na análise de benefício de SBN.

$$B = C_{semSBN} - C_{comSBN} \quad \text{Equação 24}$$

Em que: B é o benefício da expansão de SBN; C_{semSBN} é o custo do sistema hídrico sem a expansão de SBN (não fazer nada); C_{comSBN} é o custo do sistema hídrico com a expansão de SBN.

$$C_{semSBN} = C_{abast} = C_{esc} + C_{trat} \quad \text{Equação 25}$$

Em que: C_{semSBN} é o custo do sistema hídrico sem a expansão de SBN (não fazer nada); C_{semSBN} é o custo de abastecimento; C_{esc} é o custo da escassez associado ao manancial; C_{trat} é o custo de tratamento associado ao manancial.

Com base na hipótese, a expansão de SBN teria a capacidade de reduzir o custo de escassez e o custo de tratamento associados ao manancial da cidade, mesmo que a expansão represente um custo adicional para o sistema. Essa é a lógica subjacente à análise de benefício. Assim, o custo do sistema hídrico com expansão de SBN inclui o tempo de custo de expansão de SBN (Equação 26).

$$C_{comSBN} = C_{esc} + C_{trat} + C_{expSBN} \quad \text{Equação 26}$$

Em que: C_{comSBN} é o custo do sistema hídrico com a expansão de SBN; C_{esc} é o custo da escassez associado ao manancial; C_{trat} é o custo de tratamento associado ao manancial; C_{expSBN} é o custo da escassez associado ao manancial.

3.2. O processo de pesquisa: perguntas, objetivos e método

Uma vez delimitado o problema, como saber se vale a pena expandir as SBN em um dado sistema hídrico? Como estimar a relação de custo e benefício? Diante de um cenário de futuro, como identificar a melhor estratégia de expansão de SBN para fazer valer a pena? Essas são as perguntas que a presente pesquisa buscou responder. A pesquisa, portanto, teve um escopo de desenvolvimento metodológico, pois objetivou responder o “como estimar” e o “como identificar”.

Explicitamente, as perguntas que objetiva-se responder são as seguintes:

- Como identificar a melhor estratégia para expandir um conjunto de SBN em um dado sistema hídrico?
- Como estimar a relação de custo e benefício do desenvolvimento de um conjunto de SBN?

O método usado para responder as perguntas de pesquisa consiste em quatro etapas:

- 1) **Desenvolvimento:** desenvolver um metamodelo capaz de simular o impacto de SBN sobre o custo de abastecimento de água do sistema urbano. Esse passo é necessário para que se possa testar sob diversas condições a mudança de comportamento do sistema hídrico com o advento de SBN sem a necessidade da realização de experimentos de campo. O metamodelo deverá acoplar quatro modelos de simulação:
 - a. Simulação do custo de expansão de SBN;
 - b. Simulação hidrológica;
 - c. Simulação do custo de escassez, e;
 - d. Simulação do custo de tratamento.
- 2) **Aplicação:** submeter o metamodelo a um cenário projetado de pressões sistêmicas de oferta e consumo de água para um sistema urbano específico sobre um horizonte de planejamento específico.
- 3) **Identificação:** identificar, por programação dinâmica, quais são as formas de expandir um conjunto de SBN ao longo do horizonte de planejamento, dado o cenário projetado, que minimizam os seguintes custos:
 - a. Custo de escassez;
 - b. Custo de tratamento;

- c. Custo de abastecimento (que é a soma do custo de escassez com o custo de tratamento) e;
- d. Custo total (que é a soma do custo de abastecimento com o custo de expansão de SBN).

A expansão otimizada de SBN é aquela que resulta no menor custo total para o sistema hídrico, que inclui inclusive o custo de expansão de SBN. O benefício de SBN, por assim dizer, é a redução em custo em relação ao cenário de inação, isto é, não fazer nada. O motivo metodológico de avaliar isoladamente as componentes incrementais do custo total é segmentar o problema e assim obter elucidações sobre o comportamento geral do sistema hídrico, bem como melhorar o entendimento do funcionamento de suas partes.

- 4) **Comparação:** avaliar o benefício da ação em relação ao cenário de inação (isto é, não fazer nada) associado a cada otimização individual. Nessa etapa, o custo da inação será computado em conforme o custo sendo otimizado.

A Figura 28 apresenta um fluxograma mais detalhado do processo metodológico.

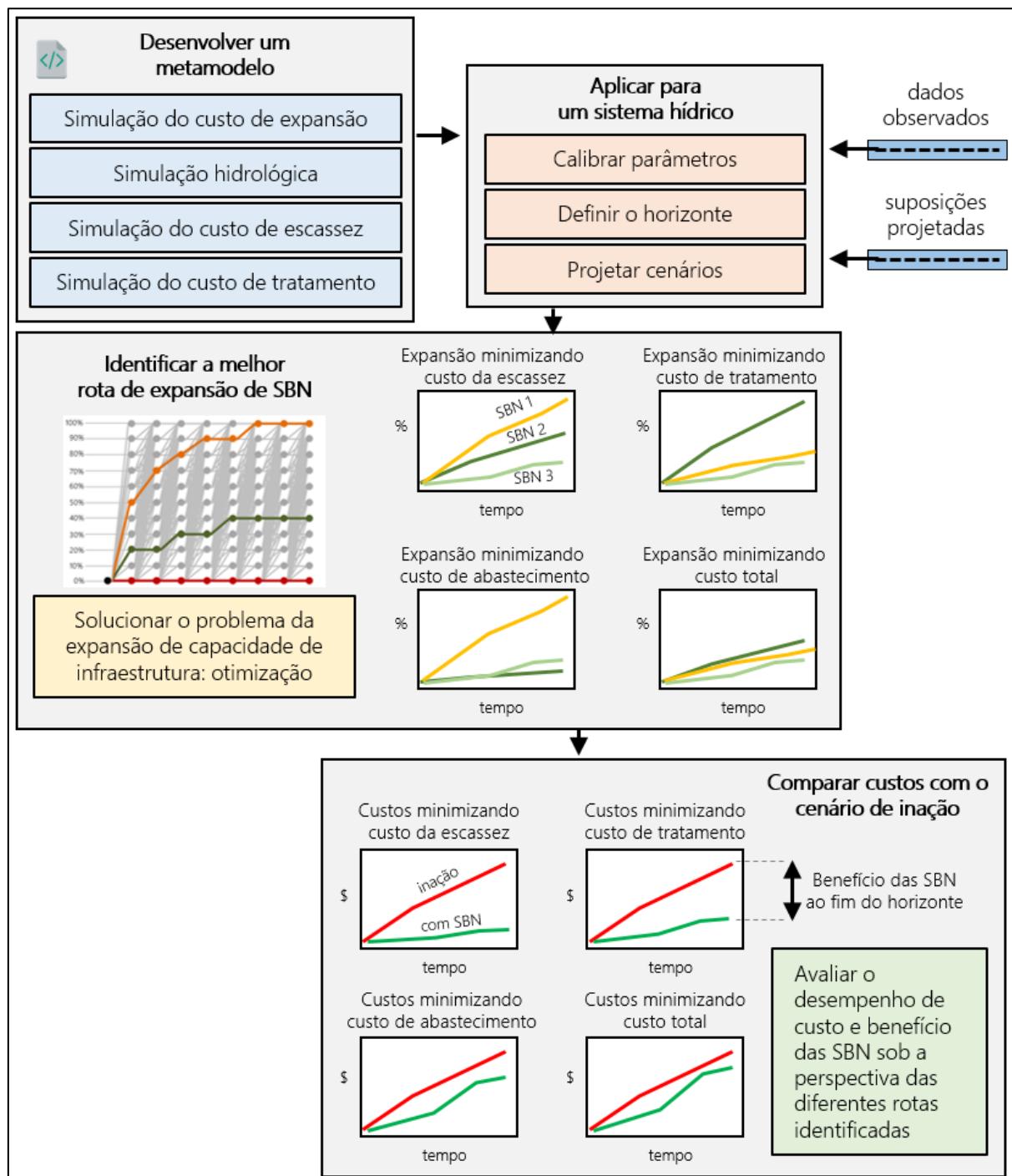


Figura 28. Fluxograma do processo metodológico para responder às perguntas de pesquisa.

3.3. Metamodelo PLANS: configuração geral

3.3.1. Estrutura do metamodelo PLANS

O *Planning Nature-based Solutions* (PLANS) é o metamodelo¹ desenvolvido como objeto de pesquisa. O modelo é composto por um módulo de otimização que se comunica de forma iterativa (durante a execução) com quatro outros módulos: (1) modelo de simulação hidrológica, (2) módulo de cálculo de custos de escassez, (3) módulo de cálculo de custos de tratamento de água, (4) módulo de cálculo do custo de expansão de SBN.

Esse metamodelo concentra tanto o arcabouço analítico para responder às perguntas de pesquisa (ver item 3.1) quanto o *software* propriamente dito. A versão 1.0 do PLANS consiste em um pacote de códigos escritos em Python 3. Para acionar os códigos em um computador, além do Python 3, é preciso instalar as bibliotecas Numpy e Matplotlib. Todas as rotinas do PLANS estão organizadas em sub-pastas do pacote principal. Essa estrutura permite a modularização do metamodelo, possibilitando que melhorias ou novas funções possam ser adicionadas gradativamente, inclusive de forma colaborativa.

Em linhas gerais, o código principal do PLANS define-se por um módulo de configuração dos dados de entrada, um módulo de simulação e um módulo de otimização (Figura 29). Para cada um dos módulos, existe um respectivo módulo de exportação dos dados de saída e um módulo geral de relatório de execução. Ainda que o PLANS 1.0 não possua interface gráfica, o usuário interage com o programa por meio de comandos de validação, menus e autorização (Figura 30).

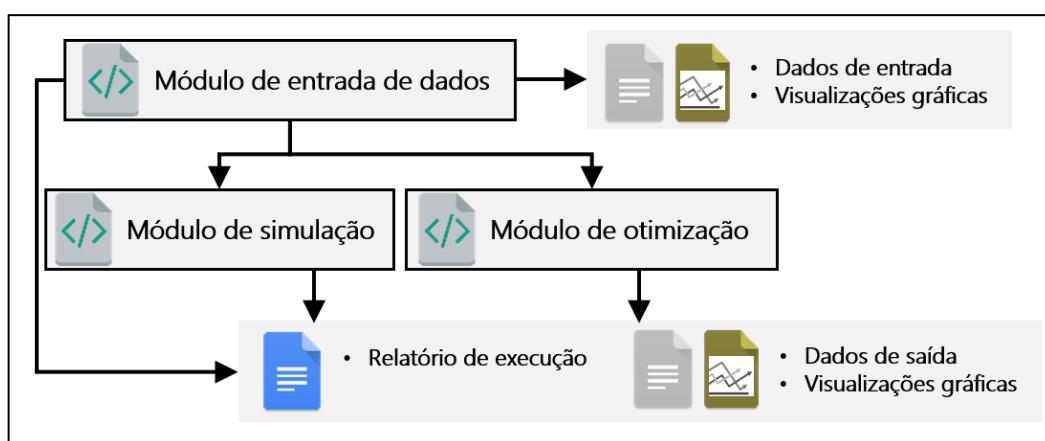


Figura 29. Estrutura geral do código principal do PLANS.

Para um dado sistema hídrico, um dado período de planejamento e configuradas as pressões sistêmicas externas, o PLANS 1.0 é capaz de executar as seguintes operações:

- 1) Simulação do custo de expansão de SBN;

¹ Metamodelo, ou modelo de modelos, é definido conceitualmente no item 2.5.

- 2) Simulação do custo da escassez;
- 3) Simulação do custo de tratamento, e;
- 4) Otimização do custo do sistema (Equação 27), podendo ser o custo total ou os custos parciais.

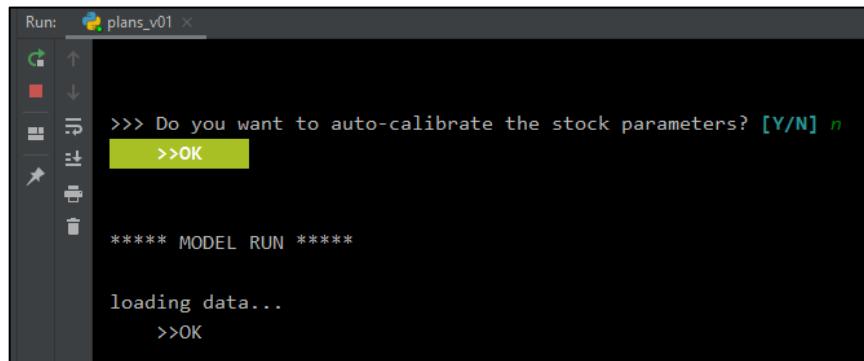


Figura 30. Impressão de tela do PLANS em execução, com destaque para a interação com o usuário.

3.3.2. Módulo de otimização do PLANS

O módulo de otimização busca minimizar o custo do sistema hídrico, tendo como variáveis de decisão a área de cobertura de SBN sobre a bacia hidrográfica. O resultado é uma série temporal de decisões de investimento na expansão das diferentes SBN, indicando a trajetória otimizada de implementação de diferentes SBN ao longo do tempo que resulte em menor custo total de abastecimento de água. As SBN consideradas são: (1) vegetação nativa florestal, (2) pastagens com terraços e (3) lavouras com terraços e plantio direto. O intervalo de tempo considerado nas simulações é diário. Por exemplo, o modelo pode apresentar que a melhor rota é expandir as florestas em 60% da área disponível sobre as lavouras nas fases iniciais do período de planejamento e, posteriormente, expandir as pastagens com terraços sobre as áreas remanescentes.

O custo total é definido como o custo de abastecimento somado ao custo da expansão de SBN (Equação 26). O usuário pode escolher outras formas de executar o módulo de otimização. Essas outras formas consistem em minimizar custos parciais, tais como o custo de abastecimento (Equação 25), somente o custo da escassez (primeiro termo à direita da Equação 25) e somente o custo de tratamento (segundo termo à direita da Equação 25). Ao se minimizar o custo total, a depender da configuração geral do sistema hídrico, dos custos de expansão de SBN e das pressões sistêmicas, corre-se o risco do modelo verificar que não há aumento no benefício, sendo assim melhor não fazer nada. Isso pode acontecer porque o custo total contabiliza o custo de abastecimento – que pode ser reduzido pelas SBN – mas também o custo de expansão de SBN – que pode, eventualmente, ser superior à redução no custo de abastecimento.

O modelo de otimização é desenvolvido em programação dinâmica discreta (PDD), na formulação *forward-moving, backward-looking* (FMBL)². Assim, os seguintes parâmetros da PDD devem ser configurados:

- 1) Número de estágios, que representam o número de ciclos de planejamento;
- 2) Número de estados, que representam as porcentagens discretas da área disponível para expansão de SBN;
- 3) Duração em anos do ciclo de planejamento;

Na prática, por ser orientado a um problema específico, o PLANS solicita ao usuário a duração em anos do horizonte total de planejamento, a duração de cada ciclo de planejamento e a percentagem mínima permitida de expansão de SBN. Com essas informações, o PLANS calcula os parâmetros da PDD.

O que diferencia a PDD usada aqui (Figura 31) do modelo básico de PDD de expansão da capacidade de infraestrutura³ é que para uma mesma decisão de expansão existem subconjuntos de expansões possíveis entre as três SBN enfocadas no problema. Por exemplo, se a decisão de expansão entre um estágio e outro for de 30% e a mínima expansão possível for de 10%, então existem alguns subconjuntos possíveis para essa decisão: {10%, 10%, 10%}, {30%, 0%, 0%}, {0%, 10%, 20%}, etc. Para atender a essa particularidade, em cada decisão da PDD é acionado um algoritmo auxiliar que retorna todos os subconjuntos possíveis da decisão.

Para cada subconjunto, então, são executadas as baterias de simulação de custo (total ou parcial). Os custos associados à cada subconjunto de cada decisão são armazenados na memória do computador pela função objetivo e acumulados na trajetória da PDD, permitindo enfim o rastreamento da melhor trajetória até o estágio final (ou seja, a sequência de expansões de SBN com menor custo em valor presente).

Quanto otimizado o custo total do sistema, a função objetivo do procedimento é a seguinte:

$$f_t(S_{t+1}) = \min \left\{ \sum_{s=1}^t [Cesc_t + Ctrat_t + Cexp_t] \right\} \quad \text{Equação 27}$$

Em que: t é o número do estágio S na programação dinâmica; $Cesc$ é o custo da escassez; $Ctrat$ é o custo de tratamento e $Cexp$ é o custo de expansão de SBN.

² Ver item 2.7 para detalhamento conceitual.

³ Ver item 2.7.4 para detalhamento conceitual.

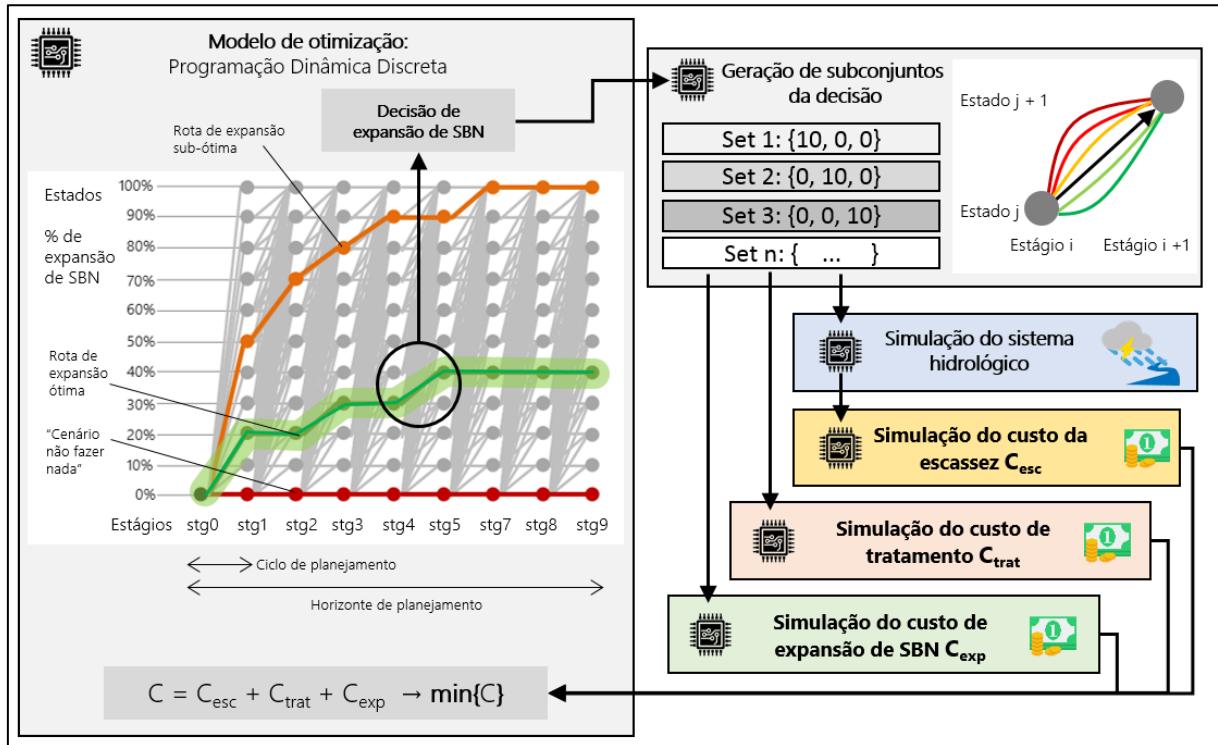


Figura 31. Esquematização do módulo de otimização do PLANS, desenvolvido em programação dinâmica discreta (PDD) na formulação *forward moving, backward looking*. A rota de expansão de SBN que a PDD objetiva definir é a destacada (ilustrativamente) em cor verde, sendo a rota que minimiza o custo dos sistema hídrico. Apenas para ilustração, também são destacadas uma rota sub-ótima (em laranja) e a rota “não fazer nada” (em vermelho).

3.4. O modelo de simulação do custo de expansão de SBN

O módulo de cálculo do custo de expansão de SBN desenvolvido no PLANS calcula o custo associado à expansão das diferentes SBN sobre a área disponível no sistema hídrico. O custo de expansão C_{expSBN} , assim, é definido pela soma do custo de instalação $C_{instSBN}$ da SBN e o custo de operação C_{oprSBN} da SBN pelo período de simulação, conforme a (#). A descrição dos custos de instalação e operação para SBN enfocada no problema é apresentada no Quadro 1.

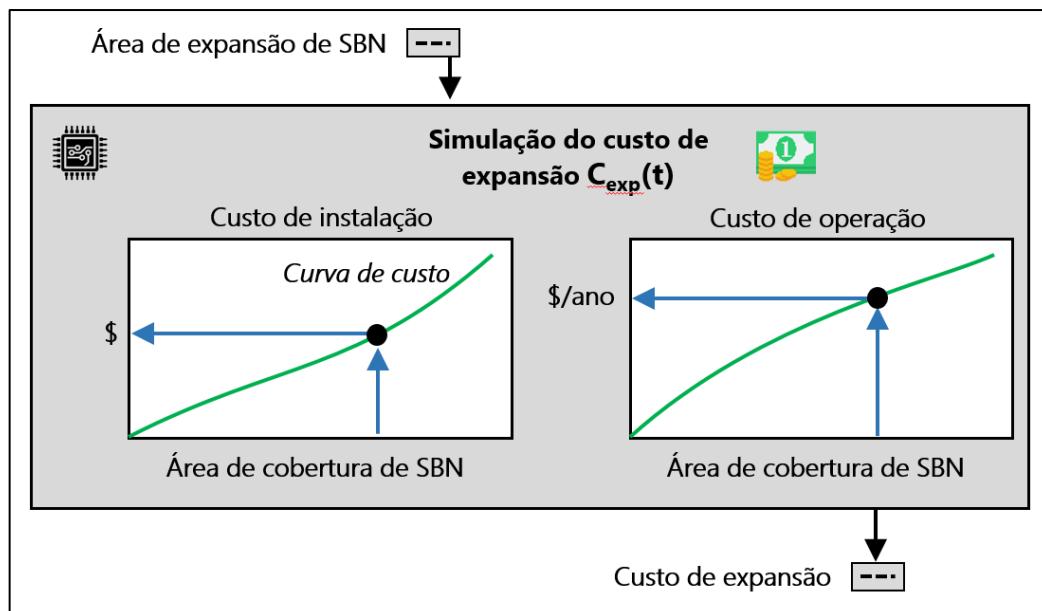
$$C_{expSBN} = C_{instSBN} + C_{oprSBN} \quad \text{Equação 28}$$

Em que: C_{expSBN} é o custo da escassez associado ao manancial; $C_{instSBN}$ é o custo da escassez associado ao manancial; C_{oprSBN} é o custo da escassez associado ao manancial.

Quadro 1. Descrição dos custos de instalação e operação de SBN enfocadas.

SBN	Custo de instalação	Custo de operação
Florestas: reflorestamento da vegetação nativa	Atividades de reflorestamento: cercamentos, plantio de mudas, etc.	Pagamento por serviços ambientais, quando em área consolidada (não em déficit ambiental).
Pastagens: construção de terraços e recuperação	Recomposição de pastagens e construção de terraços.	Manutenção dos terraços.
Lavouras: construção de terraços e plantio direto	Construção de terraços.	Manutenção dos terraços.

O PLANS calcula os custos de instalação e operação com base em curvas de custo em função da área de cobertura da SBN (Figura 32). Essas curvas são usadas para permitir a simulação de ganhos ou perdas de escala, caso existam. Por exemplo, o custo de operação da recuperação da vegetação nativa (PSA) poderia aumentar à medida que áreas de maior custo de oportunidade são convertidas nesse tipo de cobertura do solo.

**Figura 32.** Esquematização do modelo de simulação do custo de expansão de SBN.

A diferença entre o cálculo do custo de instalação e operação é que o custo de operação é cumulativo no tempo, isto é, a expansão de períodos anteriores deve ser levada em conta no período de simulação vigente. Por exemplo, se 20% da área disponível já foi convertida em vegetação nativa e se decide expandir mais 10%, o custo de operação será calculado em 30% de área de vegetação nativa. Inversamente, o custo de instalação é instantâneo no tempo, sendo necessário apenas encontrar o seu valor na curva de custo.

O PLANS permite a construção de curvas a partir de interpolação linear de pontos informados pelo usuário. Como todas as curvas devem começar na origem, o usuário deve informar pelo menos um único ponto para já se obter uma curva de custo.

3.5. O modelo de simulação hidrológica

3.5.1. O modelo hidrológico perceptual

Estrutura geral

O modelo perceptual proposto para o PLANS (Figura 33) consiste em um modelo da realidade orientado para o tratamento de SBN na simulação hidrológica. Esse modelo, como qualquer modelo perceptual, é resultado de uma cadeia de proposições que são tanto baseadas em entendimentos reportados na literatura quanto baseadas na empiria deste autor. Nesse modelo, as classes de uso e cobertura da terra (UCT) em um sistema hidrológico são simplificadas em sete classes, a saber:

- 1) Massas de água;
- 2) Uso urbano;
- 3) Florestas;
- 4) Pastagens convencionais;
- 5) Pastagens com SBN;
- 6) Lavouras convencionais, e;
- 7) Lavouras com SBN.

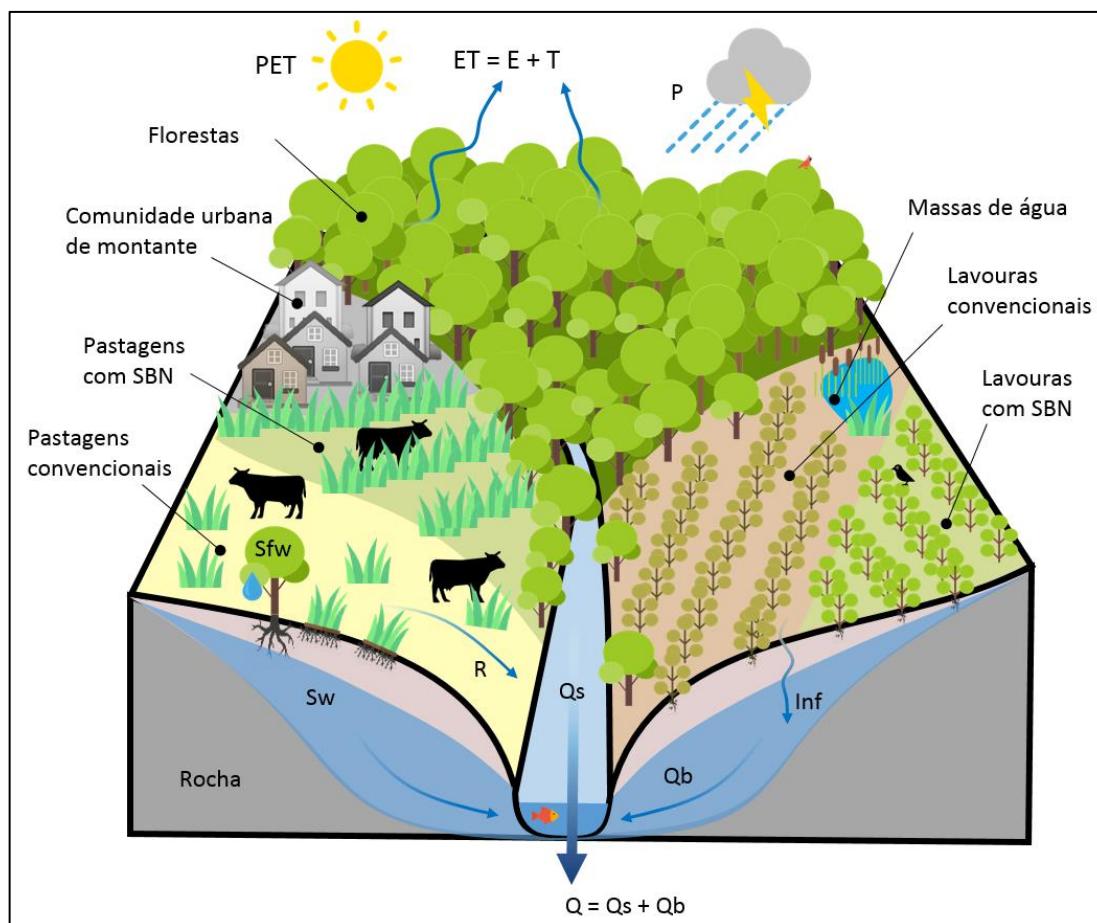


Figura 33. O modelo perceptual proposto no PLANS 1.0 para a simulação hidrológica de SBN. A relação das siglas está no Quadro 2.

Cumpre ressaltar que este modelo simplificado de classes de UCT é próprio para biomas em que a vegetação nativa consiste em extensas florestas, como o bioma da Mata Atlântica e Amazônia no Brasil. O modelo perceptual, assim, deve ser avaliado ou modificado para outros biomas em que a vegetação nativa não é majoritariamente florestal, como o Pampa, Pantanal, Cerrado, Caatinga ou outros biomas existentes fora do Brasil.

No modelo perceptual proposto, o fluxo de entrada de água no sistema hidrológico é a precipitação de água na forma de chuva. As saídas de água do sistema ocorrem tanto pela evapotranspiração quanto pelo escoamento fluvial. A saída por evapotranspiração é composta por dois componentes de fluxo independentes: (1) a evaporação, que ocorre diretamente da superfície para a atmosfera e (2) a transpiração, que ocorre desde a zona de raízes subsuperficial para a atmosfera por intermédio das plantas, sejam elas a vegetação nativa florestal, as gramíneas das pastagens ou os cultivares das lavouras. A saída por escoamento fluvial também é composta por dois componentes de fluxo: (1) o escoamento de base, produzido pelo afloramento de água subsuperficial e (2) o escoamento pluvial, produzido pelo escoamento superficial que é drenado pela rede de canais do sistema.

Assim, o sistema hidrológico possui quatro reservatórios de água: (1) a atmosfera, (2) a superfície, (3) a subsuperfície e (4) a rede de drenagem. A atmosfera varia sua capacidade de estoque de água na forma de vapor conforme a evapotranspiração potencial. A superfície armazena água em pequenas depressões e, por forças coesivas, sobre a vegetação e na serrapilheira do primeiro horizonte orgânico do solo. A subsuperfície inclui o solo e o subsolo, e armazena a água nos poros do substrato inorgânico. Por fim, a rede de drenagem também armazena água, uma vez que a água não se desloca em uma velocidade instantânea para fora do sistema.

Os processos hidrológicos no modelo perceptual se diferenciam no tempo por três diferentes estágios sequenciais:

- 1) processos controlados pela chuva;
- 2) transferências de água da superfície durante e logo após a chuva e;
- 3) transferências de água da subsuperfície durante e muito tempo após a chuva.

Processos controlados pela chuva

Os processos controlados pela chuva (Figura 34) definem-se da seguinte forma: quando a chuva começa, inicia-se o acúmulo de água na superfície pela interceptação da água pela vegetação e serrapilheira e em pequenas depressões. Se a chuva continuar até saturar a capacidade de armazenamento da superfície, existem então condições para ocorrer o processo de escoamento superficial, em que a água escorre pela superfície e sulcos (erodindo e transportando sedimentos) até atingir a rede de drenagem do terreno.

Nesse estágio, entre as classes de UCT vegetadas, as florestas apresentam a maior capacidade de armazenamento de água superficial, por terem mais massa foliar disponível, mais massa de serrapilheira no solo e um maior número de pequenas depressões. As lavouras, por outro lado, apresentam a menor capacidade de

armazenamento superficial de água. Nesse caso, as pastagens representam uma classe intermediária, com mais capacidade de armazenamento que as lavouras, mas com menos que as florestas. Para um mesmo evento de chuva, consequentemente, as florestas geram a menor quantidade de escoamento superficial, enquanto as lavouras geram a maior quantidade de escoamento superficial.

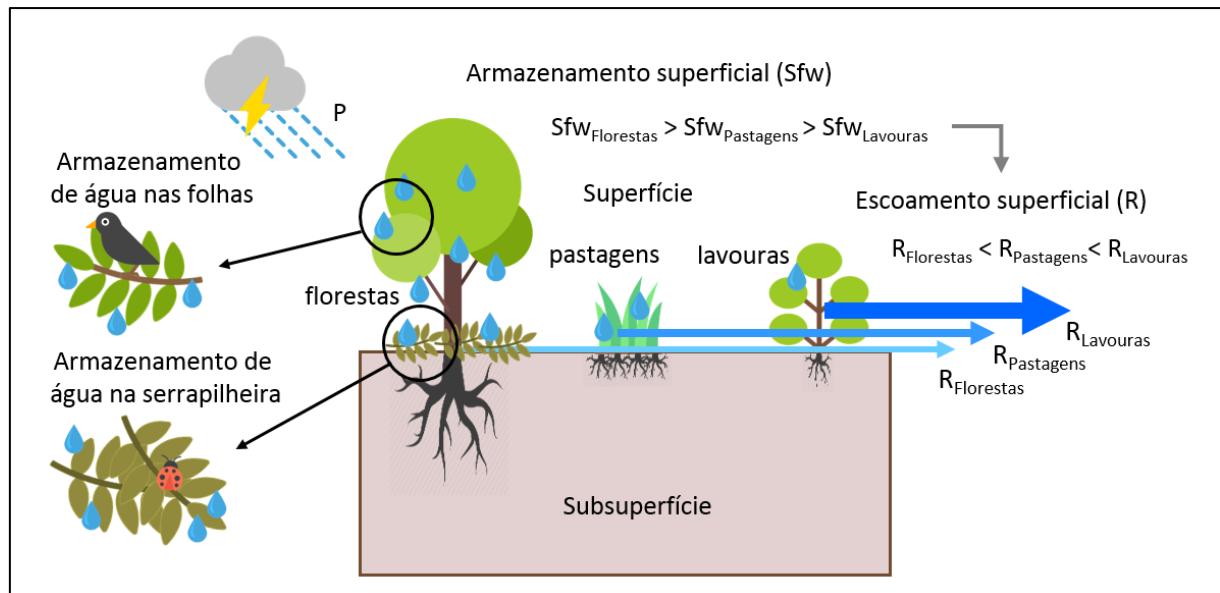


Figura 34. Processos controlados pela chuva. A relação das siglas está no Quadro 2.

Transferências de água durante e logo após a chuva

As transferências de água na superfície durante e logo após a chuva consistem nos processos de evaporação e infiltração da água armazenada na superfície (Figura 35). Esses dois processos competem entre si para drenar a água disponível na superfície e ambos ocorrem enquanto ainda existir água na superfície (por essa razão, podem se estender *logo após a chuva*).

O processo de evaporação transfere de volta para a atmosfera a água até atingir a saturação da atmosfera definida pela evapotranspiração potencial. Já o processo de infiltração transfere água para a subsuperfície (solo e subsolo) até atingir a saturação da capacidade de armazenamento desse reservatório, isto é, ocupar todos os poros disponíveis na coluna subsuperficial. Dessa forma, essas transferências não são controladas pela chuva, mas sim pela quantidade de água armazenada na superfície e pelas condições de disponibilidade de armazenamento na atmosfera e na subsuperfície.

Considerando a diferença entre as classes de UCT vegetadas quando sujeitas a um mesmo evento de chuva, as transferências de água de cada classe são diretamente proporcionais em quantidade à capacidade de armazenamento superficial. Isso implica que tanto a evaporação quanto a infiltração são superiores em quantidade para as florestas, enquanto que as lavouras são relativamente inferiores. Novamente, as pastagens figuram em um nível intermediário. A implicação disso é que, para um mesmo evento, a recarga de água para a subsuperfície é maior em florestas.

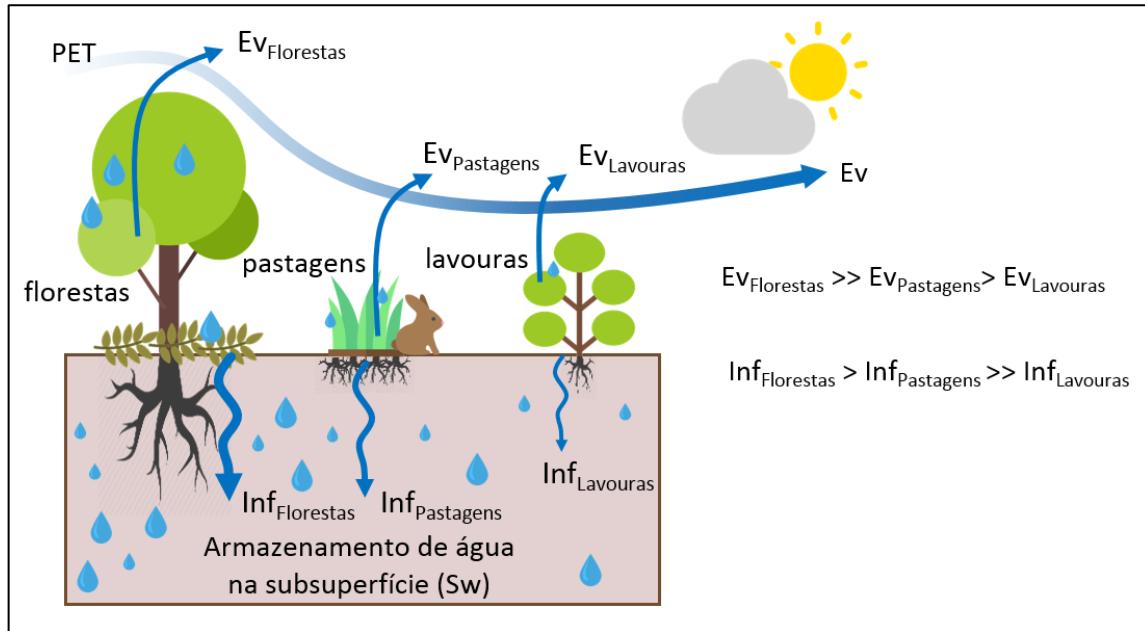


Figura 35. Transferências de água da superfície durante e logo após a chuva. A relação das siglas está no Quadro 2.

Transferências de água durante e muito tempo após a chuva

Por fim, as transferências de água da subsuperfície durante e muito tempo após a chuva (Figura 36) são processos que ocorrem independentemente de tempo seco ou úmido e são representados pela geração de escoamento de base, que transfere água da subsuperfície para o canal fluvial, e pela transpiração das plantas, que transfere água da subsuperfície para a atmosfera. Ambos os processos competem para deplecionar o armazenamento de água na subsuperfície.

Nesse modelo perceptual, a geração de escoamento de base é controlada única e exclusivamente pela quantidade de água armazenada na subsuperfície. Nesse processo, a taxa de transferência de água para o escoamento de base é diretamente proporcional à quantidade de água armazenada. Isso significa que a taxa de transferência é máxima quando a subsuperfície se encontrar completamente saturada de água. Considerando uma mesma quantidade de água na subsuperfície, o processo não apresenta diferenças entre as classes de UCT. Para um mesmo evento de chuva, contudo, as diferentes classes de UCT irão apresentar escoamento de base distintos, já que quantidades diferentes serão infiltradas para a subsuperfície.

A transpiração de água pelas plantas é controlada tanto pela disponibilidade de água armazenada na zona de raízes quanto pela capacidade de armazenamento na atmosfera definida pela evapotranspiração potencial. A zona de raízes consiste na profundidade em que as raízes das plantas conseguem absorver a água do solo e subsolo. Considerando as classes de UCT vegetadas, as florestas possuem uma zona de raízes mais profunda que as pastagens e lavouras, que são tidas, no modelo proposto, como similares. Para uma mesma quantidade de água na subsuperfície e sob a influência da mesma evapotranspiração potencial, por consequência, as florestas transpiram mais água que as

pastagens e que as lavouras, conforme sugerem os coeficientes de cultura “Kc” apresentados por FAO (1990).

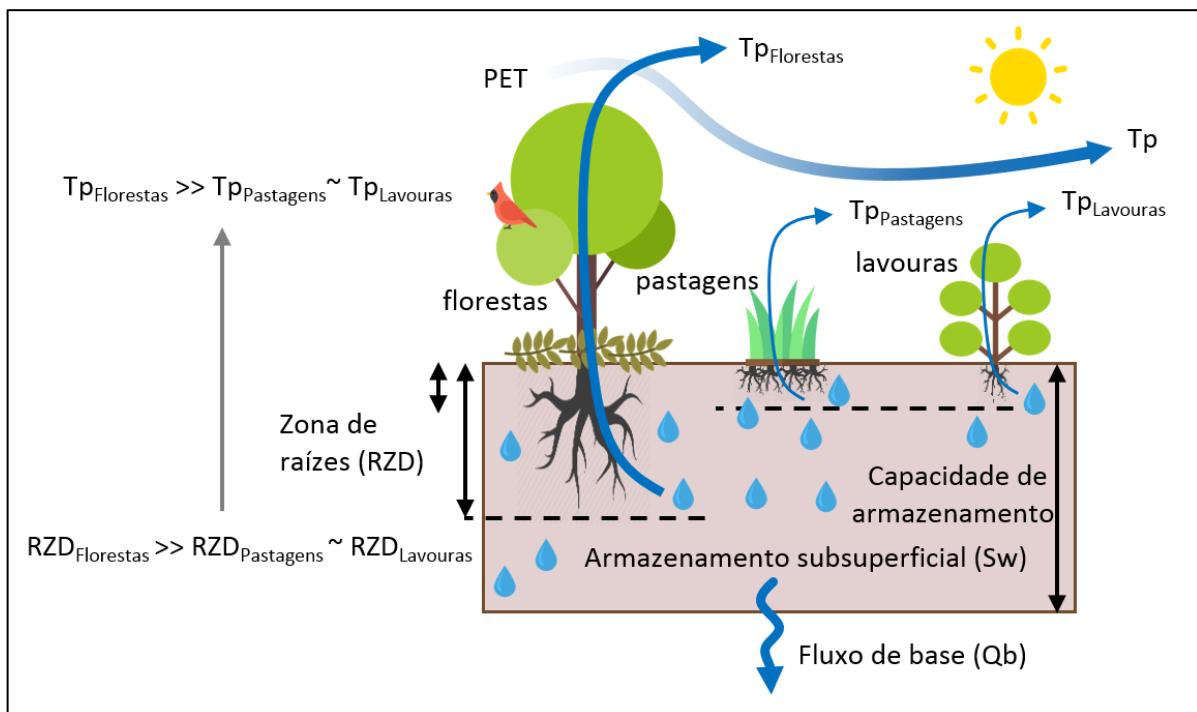


Figura 36. Transferências de água da subsuperfície durante e muito tempo após a chuva. Na figura, PET é a evapotranspiração inicial; T é transpiração; Qb é fluxo de base, e; RZD é a profundidade da zona de raízes.

Efeito do reflorestamento enquanto SBN

No caso da reflorestamento com vegetação nativa florestal (Figura 37), a expansão das florestas sobre pastagens e lavouras em um determinado sistema hidrológico implica, em termos médios, em um aumento da capacidade de armazenamento superficial e em um aumento da profundidade da zona de raízes. Considerando um mesmo evento de chuva, a consequência do aumento da capacidade de armazenamento superficial é uma redução da quantidade de água escoada superficialmente, o que concorda com os valores de CN reportados por USDA (1986). Estudos observacionais no Brasil também corroboram essa proposição, tais como Baumhardt (2014) e Avila (2014). Essa redução na geração de escoamento superficial implica em uma melhoria na qualidade de água, pois a produção de sedimentos passa a ser menor, como sugerem os coeficientes “C” reportados para o modelo USLE de perda de solo (Wischmeier e Smith, 1978; Medeiros *et al.*, 2016). Considerando uma mesma evapotranspiração potencial e uma mesma disponibilidade de armazenamento na subsuperfície, uma maior capacidade de armazenamento superficial também aumenta a quantidade de água evaporada e infiltrada.

Por outro lado, o aumento da profundidade da zona de raízes produz, relativamente falando, um aumento na água transpirada de volta para a atmosfera, refletindo assim o maior valor de “Kc” para culturas arbóreas tropicais reportados por FAO (1990). A maior quantidade de água transpirada onera a geração de escoamento de base, que é

relativamente menor para uma mesma quantidade de água na subsuperfície. O resultado final do reflorestamento com vegetação nativa florestal sobre pastagens e lavouras pode, dessa forma, contribuir para a redução na disponibilidade quantitativa de água em valores médios anuais e também para um aumento na qualidade da água e na qualidade ambiental terrestre e aquática (em razão do aumento de habitats, corredores e outros aspectos ecológicos). A redução no armazenamento de água subterrâneo em função do reflorestamento também foi observada no estudo de Baumhardt (2014).

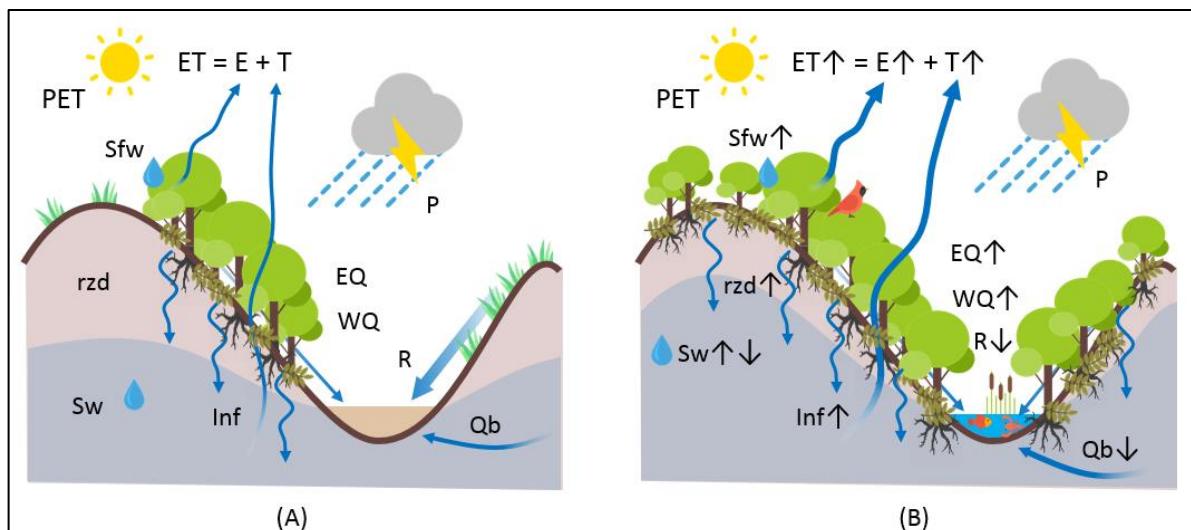


Figura 37. Impacto hidrológico relativo no modelo perceptual da expansão das florestas sobre pastagens e lavouras. (A) Sistema hidrológico antes da expansão das florestas. (B) Sistema hidrológico após a expansão das florestas. WQ representa a qualidade da água e EQ representa a qualidade ambiental. A relação das demais siglas está no Quadro 2.

Efeito de SBN nas pastagens

As SBN aqui consideradas em pastagens são a construção de terraços e a recuperação de pastagens convencionais (Figura 38). Essas ações contribuem para transformar uma paisagem frágil, de baixa cobertura vegetal devido ao sobrepastejo e encostas íngremes vulneráveis à erosão, em uma paisagem relativamente mais conservada e estável, como sugerem os valores do parâmetro CN (USDA, 1986) e os parâmetros LS e P da USLE (Wischmeier e Smith, 1978; Medeiros *et al.*, 2016). Nessa nova paisagem, a pastagem é densa devido a um adequado manejo da carga animal. Os terraços, por sua vez, eliminam a existência de longas encostas íngremes e aumentam a quantidade de pequenas depressões no terreno.

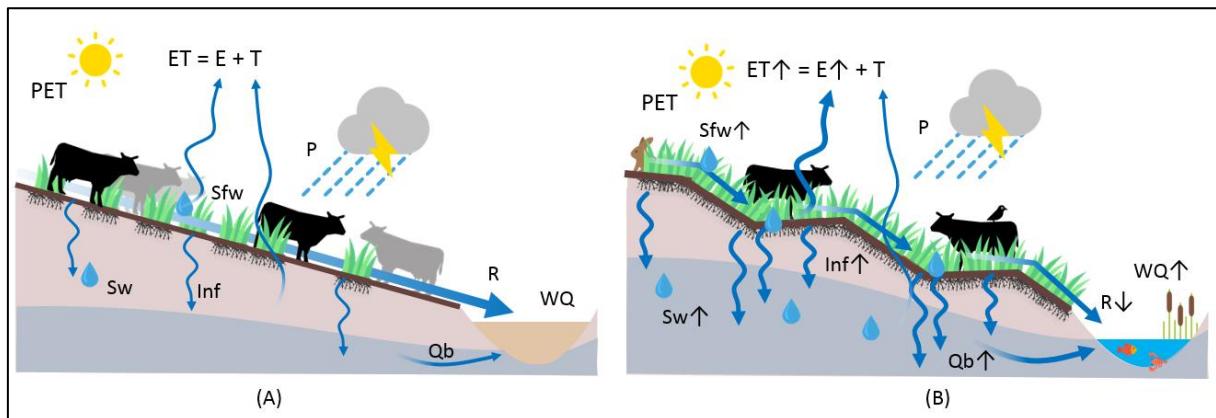


Figura 38. Impacto hidrológico relativo no modelo perceptual da conversão de pastagens convencionais em pastagens SBN com a construção de terraços e recuperação da pastagem. (A) Sistema hidrológico com pastagens convencionais. (B) Sistema hidrológico com pastagens com SBN. WQ representa a qualidade da água. A relação das demais siglas está no Quadro 2.

No modelo perceptual, a consequência dessa SBN sobre o sistema hidrológico é um relativo aumento da capacidade de armazenamento superficial. As consequências diretas disso são, relativamente, redução do escoamento superficial, aumento da evaporação e aumento da infiltração. Pelos mesmos motivos do reflorestamento, a qualidade da água melhora em termos relativos. Por aumentar a infiltração, também aumenta (relativamente) a geração de escoamento de base. O resultado final da conversão de uma pastagem convencional em uma pastagem com SBN consiste, assim, em um aumento da disponibilidade de água, um aumento da qualidade da água e, também, um aumento da qualidade ambiental aquática (especialmente pela melhoria na qualidade da água).

Efeito de SBN nas lavouras

Os SBN considerados para lavouras são a construção de terraços e plantio direto (Figura 39) transforma uma paisagem frágil em que o solo é altamente exposto e as encostas são íngremes com sulcos favoráveis à drenagem em uma paisagem relativamente mais conservada e estável, como sugerem os parâmetros CN (USDA, 1986) e os parâmetros LS, C e P da USLE (Wischmeier e Smith, 1978; Medeiros *et al.*, 2016). Assim, a paisagem passa ter o solo protegido por uma camada de matéria orgânica seca e, com o advento dos terraços, as encostas longas e íngremes são eliminadas.

No modelo perceptual, o impacto da conversão de lavouras convencionais em lavouras com SBN é análogo ao impacto da conversão de pastagens convencionais para pastagens com SBN, guardadas as respectivas proporções. Dessa maneira, o resultado final da conversão consiste em um aumento da disponibilidade de água, um aumento da qualidade da água e, também, um aumento da qualidade ambiental aquática (especialmente pela melhoria na qualidade da água).

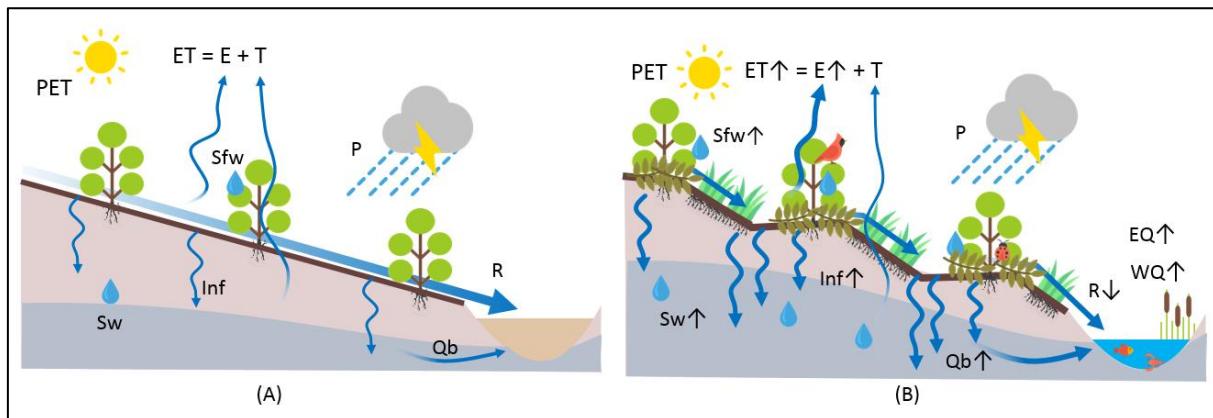


Figura 39. Impacto hidrológico relativo no modelo perceptual da conversão de lavouras convencionais com a construção de terraços e plantio direto. (A) Sistema hidrológico com lavouras convencionais. (B) Sistema hidrológicos com lavouras com SBN. WQ representa a qualidade da água e EQ representa a qualidade ambiental. A relação das demais siglas está no Quadro 2.

3.5.2. O modelo hidrológico conceitual

Estrutura geral

Baseando-se no modelo perceptual, define-se então o modelo conceitual do sistema hidrológico (Figura 40). Para o PLANS 1.0, aqui se propõe um modelo conceitual chuva-vazão espacialmente concentrado, determinístico e projetado para simulação contínua com resolução temporal diária. O modelo conceitual proposto precisa processar duas séries temporais de dados de entrada: precipitação na forma de chuva $P(t)$ e evapotranspiração potencial $PET(t)$, ambas em milímetros, para cada passo de tempo diário t . Como produtos, o modelo determina o valor das variáveis de estado do modelo, incluindo o escoamento fluvial (vazão do rio). O Quadro 2 e o Quadro 3 apresentam a relação de variáveis e parâmetros.

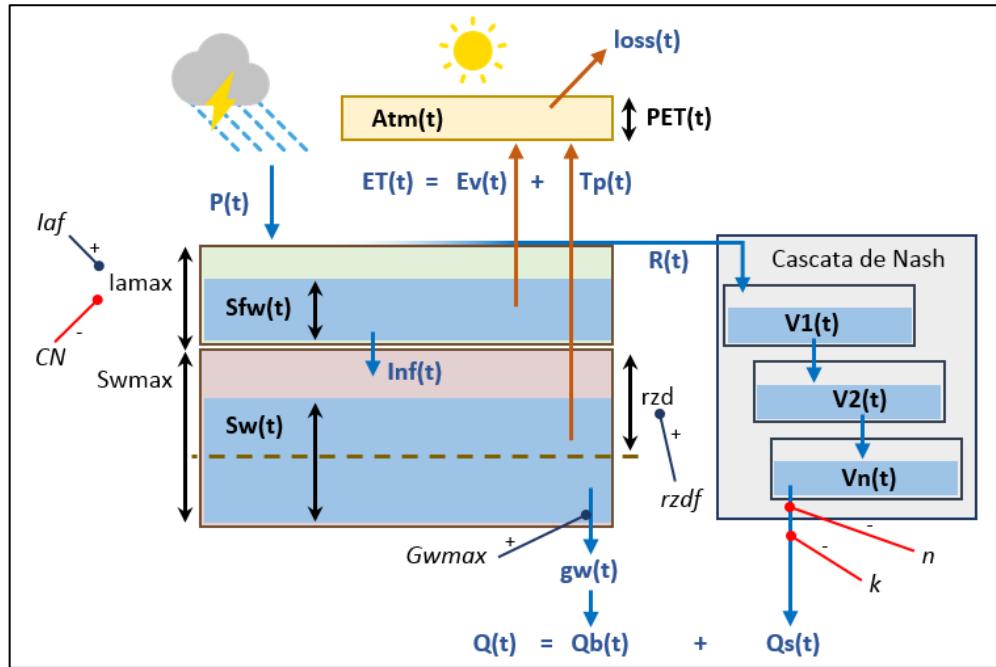


Figura 40. Esquematização sistêmica do modelo conceitual de simulação hidrológica. As caixas representam as unidades de armazenamento do sistema, com se fossem bacias empilhadas. As variáveis de estado estão grifadas em negrito. Variáveis de estado na cor azul representam variáveis de fluxo, enquanto as de cor preta representam variáveis de estoque. Demais elementos são parâmetros do modelo. Setas em azul são fluxos de água em estado líquido e setas em vermelho são fluxos de água estado gasoso. Nos parâmetros são destacados sua relação de proporcionalidade com outros elementos do sistema, sendo em azul a relação de proporcionalidade positiva e em vermelho a relação de proporcionalidade negativa.

Quadro 2. Modelo conceitual: relação das variáveis de estado.

Sigla	Nome	Função sistêmica	Unidade
Atm	Atmosfera	Armazenamento	mm
Sfw	Superfície	Armazenamento	mm
Sw	Subsuperfície	Armazenamento	mm
V_i	Reservatório Linear	Armazenamento	m^3
P	Precipitação	Fluxo	mm
PET	Evapotranspiração Potencial	Fluxo	mm
ET	Evapotranspiração	Fluxo	mm
Ev	Evaporação	Fluxo	mm
Tp	Transpiração	Fluxo	mm
Loss	Perdas	Fluxo	mm
Inf	Infiltração	Fluxo	mm
Gw	Afloramento	Fluxo	mm
R	Escoamento superficial	Fluxo	mm
Qs	Escoamento pluvial	Fluxo	m^3/s
Qb	Escoamento de base	Fluxo	m^3/s
Q	Escoamento fluvial	Fluxo	m^3/s

Quadro 3. Modelo conceitual: relação de parâmetros.

Sigla	Nome	Função sistêmica	Dimensão
CN	Curve Number	Armazenamento	adimensional
laf	Fator de abstração inicial	Armazenamento	adimensional
lamax	Capacidade máxima de Sfw	Armazenamento	mm
Swmax	Capacidade máxima de Sw	Armazenamento	mm
Rzdf	Fator da profundidade da zona de raízes	Fluxo	adimensional
Rzd	Profundidade da zona de raízes	Fluxo	mm
Gwmax	Taxa máxima de afloramento	Fluxo	mm/dia
n	Número de reservatórios lineares	Armazenamento	adimensional
k	Constante de decaimento linear	Armazenamento	dia

Armazenamento de água

O modelo conceitual é estruturado por quatro unidades de armazenamento de água: a atmosfera (Atm), a superfície (Sfw), a subsuperfície (Sw) e a rede de drenagem (que é modelada como uma cascata de n reservatórios lineares com volumes V_i , V_{i+1} , ... V_n , conforme descrito a seguir). A quantidade de água armazenada, nessas unidades de armazenamento são variáveis de estado determinadas pelo modelo para cada passo de tempo t: Atm(t), Sfw(t), Sw(t) e V_i , V_{i+1} , ... V_n .

As unidades de armazenamento Atm, Sfw e Sw possuem capacidades máximas de armazenamento, expressas na forma de alturas de água, em milímetros. A mais simples entre elas é a capacidade máxima da Atm, que é delimitada pela evapotranspiração potencial PET(t) que é um dado de entrada, pra cada passo de tempo t ao longo da série temporal. A capacidade máxima de armazenamento da subsuperfície Sw consiste em um parâmetro previamente definido, Swmax. Por fim, a capacidade máxima de armazenamento de Sfw é função das classes de uso e cobertura da terra (UCT). Isso é explicado a seguir.

Uso do CN no modelo

Para definir a capacidade máxima de armazenamento de Sfw, o modelo aqui proposto faz uso dos conceitos subjacentes ao método CN do SCS¹. Nesse método, se assume que a abstração inicial é 20% da capacidade máxima de retenção de água na superfície (S), como na Equação 29:

$$IA = 0,2 * S \quad \text{Equação 29}$$

Em que: IA é a abstração inicial; S é a capacidade máxima de retenção de água na superfície.

¹ ver item 2.4.2 para detalhamento conceitual

A capacidade máxima S , nesse método, é definida em função do parâmetro CN, que varia de 0 a 100 e é associado à classe de UCT da bacia hidrográfica, conforme a Equação 27:

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad \text{Equação 30}$$

Esse método é útil principalmente porque os valores de CN para diversas classes de UCT são reportados na literatura por métodos observacionais e experimentais. Além disso, o valor médio de CN pode ser calculado para múltiplas classes de UCT, desde que ponderado pela área de ocupação de cada classe de UCT. Por isso, o modelo conceitual aqui proposto lança mão desse método. Entretanto, o coeficiente de 0,2 deixa aqui de ser um coeficiente (constante) e passa a ser o parâmetro Iaf , que pode variar de 0 a 1, a depender da calibragem do modelo. Assim, a capacidade máxima da S_{fw} , $Iamax$, define-se pela Equação 31:

$$Iamax = Iaf * S \quad \text{Equação 31}$$

Substituindo S na Equação 31 com a Equação 30:

$$Iamax = Iaf * \left(\frac{25400}{CN} - 254 \right) \quad \text{Equação 32}$$

Dessa maneira, valores altos do parâmetro Iaf (próximos de 1) aumentam a capacidade máxima de S_{fw} , $Iamax$. Por outro lado, valores altos de CN (próximos de 100), reduzem a capacidade máxima de S_{fw} , $Iamax$.

Balanço de água na superfície

No modelo conceitual, o balanço de água na unidade de armazenamento superficial S_{fw} ocorre, no mesmo passo de tempo da simulação, em três etapas sequenciais:

- 1) Primeiramente ocorre o acúmulo de água pela precipitação e, caso ocorram excessos, também ocorre a geração de escoamento superficial;
- 2) A seguir, a água acumulada é deplecionada pelo processo de evaporação;
- 3) Por fim, a água remanescente é deplecionada pelo processo de infiltração.

Esse balanço sequencial estabelece uma ordem hierárquica entre os processos de transferência de água: escoamento superficial primeiramente, seguido de evaporação da água superficial e, por último, a infiltração da água remanescente. Isso acontece porque o modelo conceitual não define diferentes taxas de infiltração e evaporação para as classes de UCT. O que ocorre no modelo é uma transferência de água instantânea entre as unidades de armazenamento no passo de tempo da simulação. Isso pode ser uma grave limitação se a resolução temporal da simulação hidrológica for igual ou superior à escala temporal do processos, isto é, na ordem de horas ou minutos. Agora, com um passo de tempo diário ou superior, o modelo conceitual passa a ser menos limitado, pois não é possível simular o processo de infiltração nessa escala de tempo.

O acúmulo de água na superfície e a geração de escoamento superficial ocorre de acordo com a Equação 33 onde $Sfw1(t)$ é a água armazenada na superfície ao final da etapa. Na Equação 33, P é a precipitação e R é o escoamento superficial.

$$Sfw1(t) = Sfw(t) + P(t) + R(t) \quad \forall t \quad \text{Equação 33}$$

Nessa etapa, uma variável auxiliar denominada Abstração Inicial Potencial (PIA) é usada como condicionante para a geração de escoamento superficial. Essa variável consiste na diferença entre a capacidade máxima de armazenamento na superfície $Iamax$ e a água armazenada na superfície $Sfw(t)$.

$$PIA(t) = Iamax - Sfw(t) \quad \forall t \quad \text{Equação 34}$$

Se a precipitação $P(t)$ for inferior à $PIA(t)$, não ocorre a geração de escoamento superficial $R(t)$ (condição de tempo seco). Caso contrário, o escoamento superficial $R(t)$ define-se pelo excesso de água que não é possível armazenar (condição de tempo úmido). A Equação 35 define essa relação condicional:

$$R(t) = \begin{cases} 0, & P(t) \leq PIA(t) \\ P(t) - PIA(t), & P(t) > PIA(t) \end{cases} \quad \forall t \quad \text{Equação 35}$$

O processo de evaporação ocorre de acordo com a Equação 36 e a Equação 37. $Sfw2(t)$ é a segunda atualização de Sfw no passo de tempo da simulação, $Ev(t)$ é a água evaporada e $Atm1(t)$ é a primeira atualização no passo de tempo da simulação (depois é atualizada no processo de transpiração, descrito adiante).

$$Sfw2(t) = Sfw1(t) - Ev(t) \quad \forall t \quad \text{Equação 36}$$

$$Atm1(t) = Atm(t) - Ev(t) \quad \forall t \quad \text{Equação 37}$$

Na Equação 37, Ev é subtraída de Atm porque no modelo conceitual a unidade de armazenamento Atm representa o armazenamento potencial: quanto menor seu valor, mais água está sendo armazenada. Assim, a capacidade máxima inicial de $Atm(t)$ é definida pela $PET(t)$:

$$Atm(t) = PET(t) \quad \forall t \quad \text{Equação 38}$$

A quantidade evaporada $Ev(t)$ define-se de acordo com a disponibilidade de água a ser evaporada e a capacidade de armazenamento na atmosfera (condições de tempo seco e tempo úmido):

$$Ev(t) = \begin{cases} Sfw1(t), & Sfw1(t) < Atm(t) \\ Atm(t), & Sfw1(t) \geq Atm(t) \end{cases} \quad \forall t \quad \text{Equação 39}$$

A última etapa do balanço de água na superfície é o processo de infiltração, que ocorre conforme a Equação 40 e a Equação 41. $Sfw3$ é a terceira e última atualização de Sfw no

passo de tempo da simulação. $Sw1$ é a primeira atualização da quantidade de água armazenada na subsuperfície Sw .

$$Sfw3(t) = Sfw2(t) - Inf(t) \quad \forall t \quad \text{Equação 40}$$

$$Sw1(t) = Sw(t) + Inf(t) \quad \forall t \quad \text{Equação 41}$$

Analogamente à abstração inicial, uma variável auxiliar denominada infiltração potencial - $Pinf(t)$ - é usada como condicionante para o processo de infiltração. Essa variável consiste na diferença entre a capacidade máxima de armazenamento na subsuperfície $Swmax$ e a água armazenada na subsuperfície $Sw(t)$.

$$Pinf(t) = Swmax - Sw(t) \quad \forall t \quad \text{Equação 42}$$

Se a quantidade de água remanescente na superfície $Sfw2$ for inferior à infiltração potencial $Pinf$, toda a água superficial é infiltrada (condição de solo seco). Caso contrário (condição de solo úmido), apenas a infiltração potencial é infiltrada. A Equação 27 define essa relação condicional:

$$Inf(t) = \begin{cases} Sfw2(t), & Sfw2(t) < Pinf(t) \\ Pinf(t), & Sfw2(t) \geq Pinf(t) \end{cases} \quad \forall t \quad \text{Equação 43}$$

Balanço de água na subsuperfície

No modelo conceitual o balanço da água na unidade de armazenamento subsuperficial Sw também ocorre em três etapas sequenciais:

- 1) Aporte de água pelo processo de infiltração Inf , já descrito pela Equação 43;
- 2) Depleção de água pelo processo de transpiração Tp realizado pelas plantas;
- 3) Depleção de água pelo processo de afloramento Gw .

Da mesma forma que na questão da água superficial, esse balanço sequencial estabelece uma ordem hierárquica entre os processos de transferência de água: infiltração primeiramente, seguido de transpiração da água e, por último, o afloramento da água remanescente. Novamente, esse método reforça que o modelo é projetado para simular o sistema em uma resolução temporal inferior à resolução temporal dos eventos (ou seja, com passo de tempo diário ou superior).

O processo de transpiração estabelece o seguinte balanço hídrico na unidade de armazenamento subsuperficial, onde $Sw2(t)$ e $Atm2(t)$ são as respectivas atualizações do armazenamento subsuperficial e atmoférico:

$$Sw2(t) = Sw1(t) - Tp(t) \quad \forall t \quad \text{Equação 44}$$

$$Atm2(t) = Atm1(t) - Tp(t) \quad \forall t \quad \text{Equação 45}$$

Entretanto, a transpiração ocorre apenas se existir água disponível na profundidade da zona de raízes Rzd e existir disponibilidade de armazenamento em Atm . Nesse sentido,

uma variável auxiliar denominada Transpiração Potencial PTp é usada como condicionante para o processo de transpiração:

$$PTp(t) = \begin{cases} Sw1(t) - (Swmax - Rzd), & Sw1(t) > Swmax - Rzd \\ 0, & Sw1(t) \leq Swmax - Rzd \end{cases} \quad \forall t \quad \text{Equação 46}$$

A água transpirada Tp(t), assim, fica definida pela Equação 47:

$$Tp(t) = \begin{cases} PTp(t), & Atm1(t) \geq PTp(t) \\ Atm1(t), & Atm1(t) < PTp(t) \end{cases} \quad \forall t \quad \text{Equação 47}$$

Aqui cabe ressaltar que a profundidade da zona de raízes é um parâmetro definido pela Equação 48, onde Rzdf é um fator adimensional:

$$Rzd = Rzdf * Swmax, \quad Rzdf \in (0, 1) \quad \text{Equação 48}$$

Para um sistema hidrológico com determinado conjunto de classes de UCT, o fator Rzdf é definido pela média dos fatores individuais de cada classe de UCT ponderada pela área A_{uct} de cobertura da classe de UCT (Equação 49).

$$Rzdf = \frac{\sum_{UCS=1}^7 (Rzdf_{ucs} * A_{uct})}{A_{total}} \quad \text{Equação 49}$$

Os valores individuais de Rzdf são propostos na # com base nas proporções entre os valores do fator Kc das classes de UCT².

Tabela 3. Relação dos fatores Rzdf individuais para cada classe de UCT.

Índice	Classe de uso e cobertura da terra	Fator Rzdf
1	Massa de água	1,0
2	Uso urbano	0,0
3	Florestas	1,0
4	Pastagens convencionais	0,1
5	Pastagens com SBN	0,1
6	Lavouras convencionais	0,1
7	Lavouras com SBN	0,1

A última etapa do balanço hídrico na unidade de armazenamento subsuperficial consiste na saída de água na forma de afloramento Gw(t):

$$Sw3(t) = Sw2(t) - Gw(t) \quad \forall t \quad \text{Equação 50}$$

Ao contrário dos outros processos, o afloramento de água ocorre em eventos de longa duração, sendo por isso possível modelar o processo na resolução temporal diária proposta para a simulação. A saída de água por afloramento no modelo consiste em fluxo

² Fator Kc da evapotranspiração de culturas vegetais. Ver item 2.4.3 para detalhamento.

proporcional à taxa máxima de afloramento, $Gwmax$. Essa taxa ocorre em condições de completa saturação da unidade de armazenamento subsuperficial. Quando não saturada, o volume aflorado é proporcional à razão entre a água armazenada e a capacidade máxima $Swmax$:

$$Gw(t) = Gwmax * (Sw2(t)/Swmax) * \Delta t \quad \forall t \quad \text{Equação 51}$$

A conversão do afloramento $Gw(t)$, que é expresso em lâmina de água (em milímetros), para o escoamento de base $Qb(t)$, expresso em metros cúbicos por segundo, é feita pela Equação 52:

$$Qb(t) = Gw(t) * A * 1000/\Delta t \quad \forall t \quad \text{Equação 52}$$

Onde A é a área da bacia hidrográfica e Dt é o passo de tempo.

Armazenamento de água ao final do passo de tempo

O encerramento do balanço hídrico sequencial nas unidades de armazenamento Sfw e Sw ocorre com a passagem das últimas atualizações para os valores iniciais do passo de tempo seguinte:

$$Sfw(t + 1) = Sfw3(t) \quad \forall t \quad \text{Equação 53}$$

$$Sw(t + 1) = Sw3(t) \quad \forall t \quad \text{Equação 54}$$

Para o caso de Atm , o modelo dispersa a água armazenada registrando essa perda em uma variável denominada $Loss(t)$ (Equação 27). Para passo de tempo, a Atm é reconfigurada pelo valor de $PET(t)$ (Equação 38).

$$Loss(t) = Atm2(t) \quad \forall t \quad \text{Equação 55}$$

Simulação do amortecimento hidráulico

A rede de drenagem é modelada como uma cascata de Nash (ver item 2.5.4) de n reservatórios lineares em série com constante de decaimento k . Essa unidade de armazenamento existe para simular o efeito de amortecimento hidráulico do hidrograma de escoamento superficial $R(t)$ durante sua propagação na rede de drenagem, produzindo então o hidrograma de escoamento pluvial $Qs(t)$. Assim, o número de n reservatórios e a constante de decaimento k , expressa em unidades do passo de tempo da simulação, são parâmetros que definem essa unidade de armazenamento. Para um reservatório i qualquer na cascata de Nash aplica-se o seguinte balanço de água:

$$V_i(t + 1) = V_i(t) + Vin_i(t) - Vout_i(t) \quad \forall i, t \quad \text{Equação 56}$$

Onde V é o volume de água no reservatório, Vin é o volume de entrada e $Vout$ é o volume de saída. Considerando uma resolução temporal Δt diária, a vazão de saída $Qout_i(t)$ do reservatório, em metros cúbicos por segundo, é definida da seguinte forma:

$$Qout_i(t) = V_i(t)/(k * 86400) \quad \forall i, t \quad \text{Equação 57}$$

Logo:

$$Vout_i(t) = Qout_i(t) * \Delta t \quad \forall i, t \quad \text{Equação 58}$$

Para qualquer reservatório na cascata, com exceção do primeiro reservatório, o volume de entrada corresponde ao volume de saída do reservatório antecedente:

$$Vin_i(t) = Vout_{i-1}(t) \quad \forall i > 1, t \quad \text{Equação 59}$$

O volume de entrada no primeiro reservatório da cascata de Nash Vin₁(t) é o hidrograma de escoamento superficial R(t). Por ser uma altura de água em milímetros produzida pelo balanço de água na superfície, a conversão para unidades de volume (metros cúbicos) é feita pela Equação 60, onde A é a área de captação total da bacia hidrográfica em quilômetros quadrados:

$$Vin_1(t) = R(t) * A * 1000 \quad \forall t \quad \text{Equação 60}$$

Por fim, o último reservatório (i = n) produz o escoamento pluvial Qs:

$$Qs(t) = V_n(t)/(k * 86400) \quad \forall t \quad \text{Equação 61}$$

Escoamento fluvial

O escoamento fluvial Q, então, é definido pela soma do escoamento pluvial Qs (Equação 61) com o escoamento de base Qb (Equação 52):

$$Q(t) = Qs(t) + Qb(t) \quad \forall t \quad \text{Equação 62}$$

3.5.3. O modelo hidrológico procedural

O modelo procedural (Figura 41) reproduz os equacionamentos apresentados no modelo conceitual em linhas de código Python 3. Os códigos são armazenados em um pacote de códigos hidrológicos do PLANS. A determinação das variáveis de estado na simulação é realizada por funções programadas independentemente umas das outras, o que mantém o código facilmente legível e modularizado.

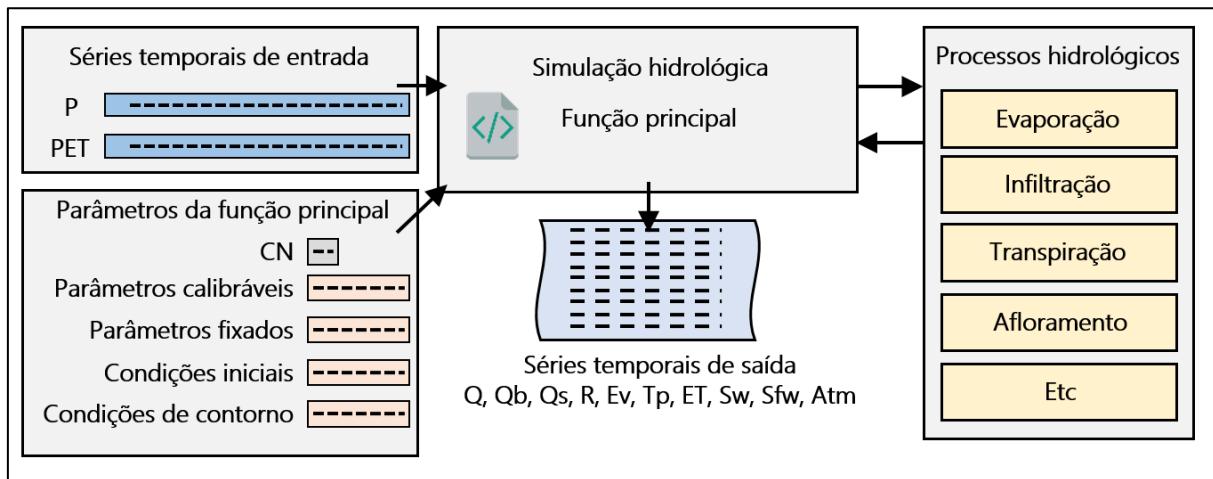


Figura 41. Representação esquemática do modelo procedural.

A função principal que executa o modelo propriamente dito recebe, além de alguns parâmetros de operacionalização, os seguintes parâmetros hidrológicos:

- 1) As séries temporais de P e PET;
- 2) O valor de CN médio das classes de UCT no sistema hidrológico;
- 3) Os valores dos parâmetros calibráveis: laf, Swmax, e k.
- 4) Os valores dos parâmetros fixados: Gwmax, Rzdf e n.
- 5) Os valores das condições iniciais de volume em Sw, Sfw e nos reservatórios em série da cascata de Nash, e;
- 6) Os valores das condições de contorno: área total em quilômetros quadrados e o passo de tempo em unidades de segundo.

Acionada, a função retorna as séries temporais de todas as variáveis de estado. O processamento das séries é feito por uma estrutura de controle de fluxo. Aninhada na estrutura de fluxo, uma estrutura de controle condicional configura as condições iniciais do sistema hidrológico quando a estrutura passa pelo primeiro passo de tempo.

3.5.4. Calibração do modelo hidrológico

O modelo hidrológico é usado no PLANS para simular o impacto da mudança na composição das classes de UCT no sistema hidrológico³. Isso implica que o modelo hidrológico deve ser inicialmente calibrado para um composição de classes de UCT conhecida, já que essa composição afeta diretamente o valor do parâmetro CN e Rzd. Esses dois parâmetros, portanto, são tidos como parâmetros de sensibilidade do modelo.

Por essas razões, o PLANS dispõe de um módulo de calibração automática do modelo hidrológico. A Figura 42 esquematiza o funcionamento desse módulo.

³ ver item 3.3

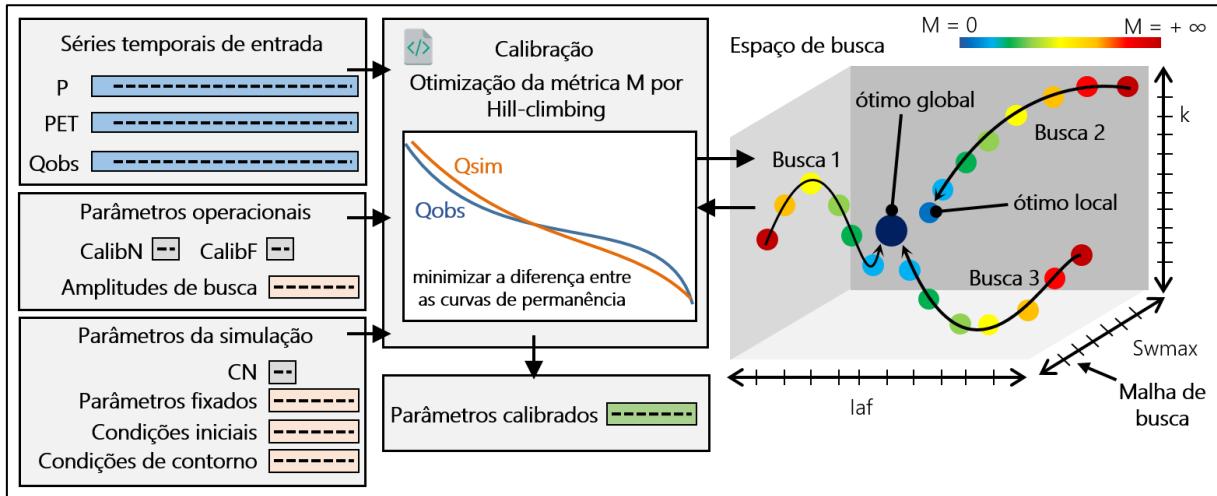


Figura 42. Calibração automática do modelo hidrológico no PLANS.

Esse módulo otimiza uma métrica de calibração ajustando, dentro de uma amplitude previamente definida, os valores dos seguintes parâmetros:

1. Capacidade máxima de estoque na subsuperfície, Sw_{max} ;
2. Fator de abstrações iniciais, laf , e;
3. Constante de decaimento dos reservatórios lineares na cascata de Nash, K .

Os outros parâmetros (n e Gw_{max}) precisam ser previamente fixados. Estimativas de Gw_{max} podem ser feitas por inspeção visual da separação dos escoamentos em hidrogramas observados. O valor de n pode ser estimado em algumas unidades (de três a cinco) pois a calibração do parâmetro k compensa as eventuais discrepâncias. De qualquer sorte, esses parâmetros podem ser calibrados posteriormente de forma manual e sequencial.

O módulo requer como dados de entrada, além de todos os dados e parâmetros do modelo de simulação⁴, a série de vazão observada (Q_{obs}) para o período simulado, as amplitudes (valores mínimos e máximos) para os três parâmetros de calibragem e dois parâmetros operacionais: o fator de busca (CalibF) e o número de buscas (CalibN), descritos a seguir. O período simulado na calibração deve ser um período em que a mudança observada nas classes de UCT é insignificante, isto é, o valor de CN e Rzf são estacionários.

A métrica de calibração (M) aqui proposta consiste na soma do quadrado da diferença entre o logaritmo dos percentis das vazões observadas (Q_{obs}) e das vazões simuladas (Q_{sim}):

⁴ ver item 3.5.3

$$M = \sum_{i=0}^{100} [\log(P(i, Q_{obs})) - \log(P(i, Q_{sim}))]^2 \quad \forall i \in (0, 100) \quad \text{Equação 63}$$

Onde $P(i, Q_{obs})$ é o percentil i da vazão observada Q_{obs} e $P(i, Q_{sim})$ é o percentil i da vazão simulada.

A minimização dessa métrica resulta em reduzir a discrepância entre as curvas de permanência com uma maior ênfase sobre as vazões baixas e, por isso, mais frequentes. Em outras palavras, minimizar essa métrica implica em calibrar o modelo hidrológico de forma a reproduzir o regime de vazões da melhor forma possível. Com essa métrica, discrepâncias temporais de curta duração entre os hidrogramas simulados e observados não são fontes de penalidades na otimização. Isso faz sentido pois o foco da simulação hidrológica no PLANS não é fazer previsão de vazões em um curto período de tempo, mas simular o impacto de SBN na disponibilidade de água em longa duração.

Assim, o módulo de calibração encontra as coordenadas que minimizam a métrica M em um espaço tridimensional finito. Esse espaço consiste no espaço de busca delimitado pelas amplitudes dos parâmetros. O método de otimização usado é *hill-climbing* com reinicialização aleatória.

O algoritmo *hill-climbing* inicializa a busca do ponto ótimo em um ponto aleatório no espaço de busca. Aqui, o fator de busca CalibF partitiona os eixos do espaço em intervalos incrementais iguais, criando uma malha de busca. O algoritmo então inicia um procedimento de checagem da métrica de calibração nas células vizinhas na malha. O algoritmo reinicia a checagem na primeira célula vizinha em que se verifica melhoria na métrica de calibração. Com isso, a busca avança na malha de busca em direção a um ponto de mínimo local, onde nenhuma célula vizinha apresenta melhoria no valor da métrica. Para se aproximar do mínimo global dentro do espaço de busca, sucessivas reinicializações aleatórias da busca ocorrem: o parâmetro CalibN define o número de buscas a serem executadas. Como cada busca inicializa em um ponto aleatório do espaço de busca, quanto maior o valor de CalibN, maior a chance de alguma busca encontrar um valor aproximado do ótimo global. Após executadas todas as buscas, o módulo então seleciona a melhor busca, retornando os parâmetros calibrados

3.5.5. Geração de séries sintéticas

As séries de P e PET no PLANS integram um cenário climático futuro para o sistema hídrico. Portanto, salvo quando o modelo está sendo calibrado, os dados de entrada de P e PET no modelo hidrológico (ver item 3.4) são séries sintéticas que objetivam simular o comportamento futuro da pressão climática sobre o sistema hídrico como um todo.

O método aqui proposto para o PLANS 1.0 de geração de séries sintéticas de P e PET consiste em um método simplificado de amostragem anual aleatória (**Figura 43**). Esse método funciona fazendo uma composição aleatória de subconjuntos anuais de uma série observada de longa duração.

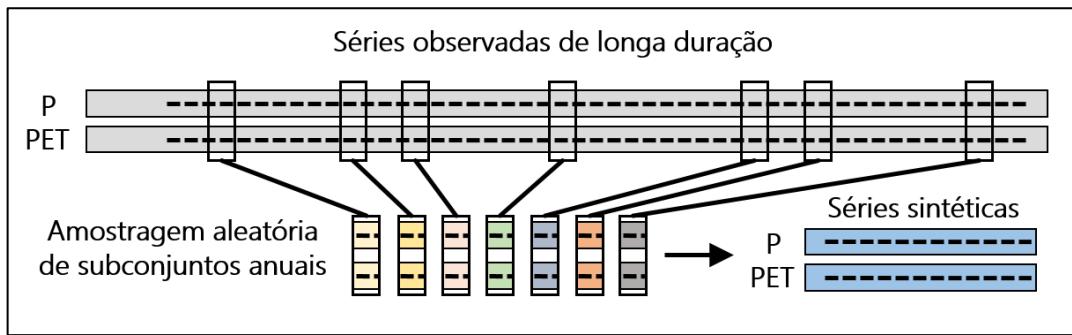


Figura 43. Método de amostragem aleatória anual.

Além da sua alta velocidade de processamento, espera-se que a geração de séries por esse método resulte em uma fidedignidade quantitativa e qualitativa aceitável dos processos de precipitação. A precipitação e a evapotranspiração, quando modeladas na escala temporal diária, devem ser compreendidas como processos de Markov, o que implica que o valor futuro na série depende do valor presente. Dessa forma, a amostragem aleatória a partir de uma distribuição de probabilidade é falha, já que nessa abordagem os eventos são independentes. Em se tratando de precipitação na escala temporal diária, aspectos qualitativos do clima se manifestam, deixando a modelagem mais complexa em relação à escala de tempo mensal ou anual. Por exemplo, em uma estação do ano chuvas convectivas podem mudar completamente o padrão diário de precipitação observado nas chuvas frontais de outra estação, ainda que as médias acumuladas mensais possam ser similares. Esse método, ainda que muito simples, consegue reproduzir tais aspectos qualitativos das chuvas.

3.6. O modelo de simulação do custo da escassez

O modelo de simulação do custo da escassez desenvolvido no PLANS calcula custo diário da escassez com base nos dados de vazão simulados pelo modelo hidrológico. Na otimização com programação dinâmica, essa simulação diária é executada para cada estágio e o somatório total do custo escassez no estágio (ciclo de planejamento) é retornado para o algoritmo de otimização (ver item 3.3.2).

O método usado para determinar o custo da escassez baseia-se no valor da água pelo método de *point expansion linear* (ver detalhamento do método no item 2.7). Dessa forma, o PLANS necessita de insumos para a simulação o valor dos parâmetros do método: que são (1) a elasticidade do preço, (2) o preço da água associada a (3) uma determinada quantidade de água consumida (Figura 44). Como o PLANS simula o custo diário da escassez, os parâmetros de preço e quantidade de água consumida são considerados variáveis no tempo, sendo necessário construir séries temporais para esses parâmetros do método. Cumpre aqui ressaltar que o custo de escassez calculado pelo método *point expansion linear* consiste em uma estimativa relativamente conservadora do custo da escassez.

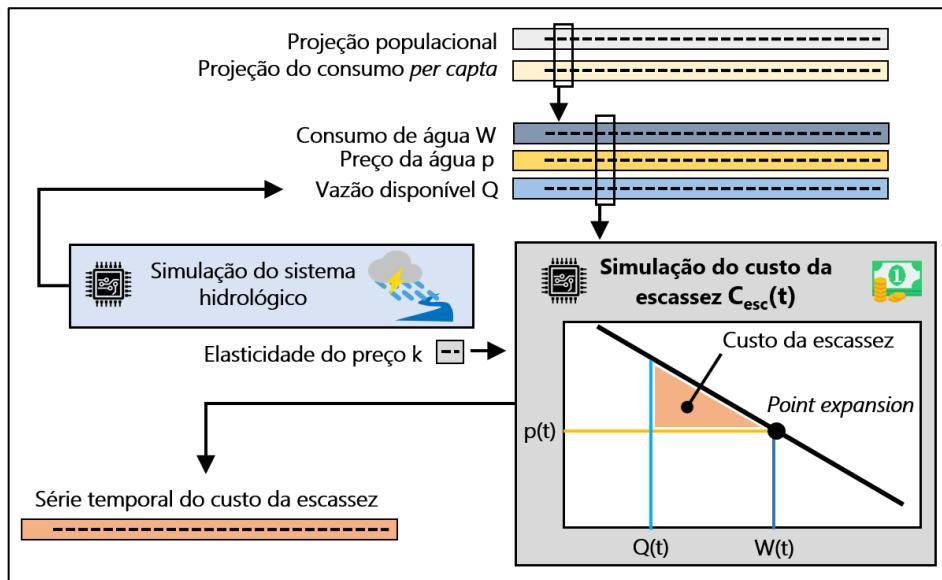


Figura 44. Esquematização do modelo de simulação do custo da escassez.

A quantidade de água associada ao preço representa no PLANS a projeção da pressão sistêmica sobre o consumo de água. Essa variável é construída com base em projeções sobre a população consumidora de água e projeções sobre o consumo per capita de água (que, em certa medida, representa uma pressão sistêmica econômica e cultural sobre o consumo de água). O PLANS portanto, calcula essa variável com base na série temporal da projeção populacional e na projeção do consumo per capita (Equação 64).

$$PWs(t) = Pop(t) * Wsc(t) \quad \text{Equação 64}$$

Em que: PWs é o consumo de água no instante t; Pop é a população projetada no instante t, e ; Wsc é o consumo per capita no instante t.

3.7. O modelo de simulação do custo de tratamento

O custo de tratamento da água no PLANS 1.0 é determinado com base em um modelo empírico que correlaciona o custo de tratamento da água com o percentual de vegetação nativa florestal no sistema de produção de água. Esse modelo baseia-se na ideia trazida por Reis (2004)¹ de que o custo unitário de tratamento C_{trat_un} (R\$/m³) é inversamente proporcional ao percentual p de cobertura de florestas na bacia hidrográfica (Equação 65).

$$C_{trat_un} = \frac{a}{p^b} \quad \text{Equação 65}$$

Onde a e b são os parâmetros de forma da função. Com isso, dados de sistemas hídricos no mesmo bioma precisam ser coletados para calibrar o modelo e se obter o

¹ Ver item 2.2.5 para detalhamento

valor dos parâmetros. Como o modelo definido pela Equação 65 retorna o valor do custo unitário de tratamento na base diária, o custo de tratamento diário C_{trat} define-se conforme a Equação 27:

$$C_{trat}(t) = Ws(t) * C_{trat_un}(t) \quad \text{Equação 66}$$

Onde $Ws(t)$ é o consumo de água diário. O valor de $Ws(t)$ é o consumo projetado $PWs(t)$ sob a restrição de disponibilidade de água $Q(t)$:

$$Ws(t) = \begin{cases} PWs(t), & Q(t) > PWs(t) \\ Q(t), & Q(t) \leq PWs(t) \end{cases} \quad \forall t \quad \text{Equação 67}$$

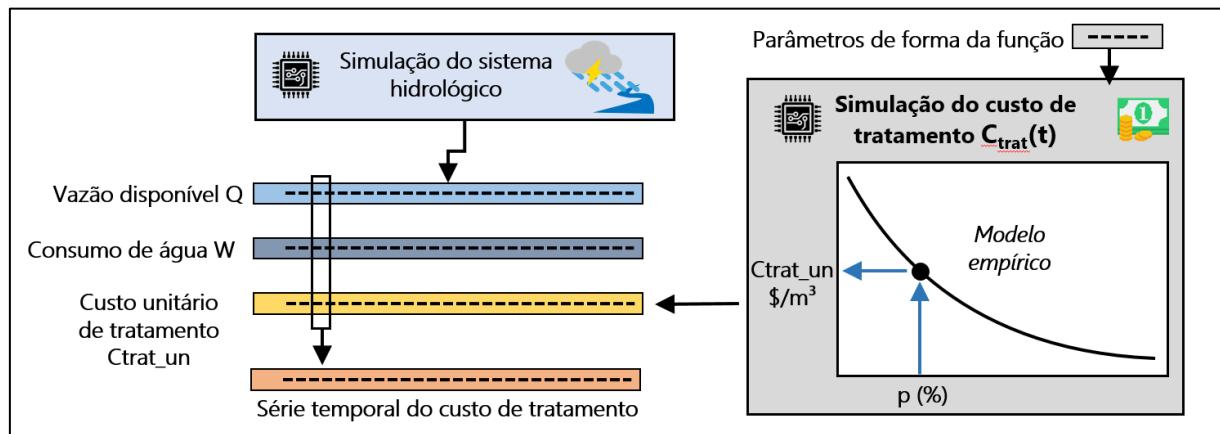


Figura 45. Esquematização do modelo de simulação do custo de tratamento.

4. Aplicação

Desde que existam dados disponíveis sobre o sistema hídrico, o PLANS pode ser aplicado para estudos de caso reais. Por se tratar de planejamento, dados sintéticos baseados em dados reais devem ser construídos para submeter o sistema hídrico às pressões futuras de oferta e consumo de água. É o caso, por exemplo, das projeções populacionais, projeções financeiras e projeções climáticas.

Aqui não será apresentando um estudo de caso propriamente dito, mas sim uma demonstração do funcionamento do PLANS tendo como exemplo a bacia hidrográfica do Rio dos Sinos. Nessa demonstração, os dados reais amostrados consistem nos dados do sistema hidrológico e da população urbana usuária da água do sistema hídrico. O restante dos dados, ainda que realistas, são sintéticos e transferidos diretamente da literatura. Ressalta-se que o objetivo da pesquisa consiste no desenvolvimento metodológico para o estudo de trajetórias otimizadas de implementação de SBN e avaliação de custo e benefício. Nesse sentido, a aplicação metodológica consiste mais em um produto da pesquisa do que em um insumo.

4.1. O sistema hídrico de aplicação

A bacia hidrográfica do Rio dos Sinos localiza-se no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. A área de abrangência de toda a bacia é de 3.746,68 quilômetros quadrados (SEMA-RS, 2019). A porção norte e leste da bacia é delimitada pela escarpa da Serra do Mar, que é formada por derrames basálticos, enquanto que na porção sul uma formação arenítica define o divisor de águas. O rio, assim corre no sentido Nordeste-Sudoeste, desaguando no Delta do Rio Jacuí, na Planície Litorânea do Rio Grande do Sul.

O sistema hídrico da bacia é estruturado da seguinte forma: a região de cabeceira da bacia hidrográfica encontra-se em relativa conservação natural, principalmente em virtude do relevo acidentado da escarpa da Serra do Mar. Já o curso médio do rio apresenta um uso rural mais intensivo, com lavouras e pastagens. Quando o rio chega no município de Campo Bom, já na planície, passa a ser o manancial de parte da Região Metropolitana de Porto Alegre, com uma conurbação de nove municípios dependendo diretamente da água do rio. São eles: Campo Bom, Novo Hamburgo, Nova Santa Rita, Esteio, Sapucaia do Sul, São Leopoldo, Sapiranga, Portão e Estância Velha.

Com isso, foi possível modelar a bacia do Rio do Sinos (Figura 46) de acordo com os elementos do sistema hídrico proposto na metodologia:

- 1) O sistema produtor de água foi definido como a área a montante ponto de captação de água existente no município de Campo Bom; área total: 2.983,00 quilômetros quadrados.
- 2) A região usuária de água para abastecimento urbano foi definido como a conurbação dos nove municípios a jusante do município de Campo Bom, com população total de 971.124,0 habitantes e consumo diário estimado em 485.562,0 de metros cúbicos.

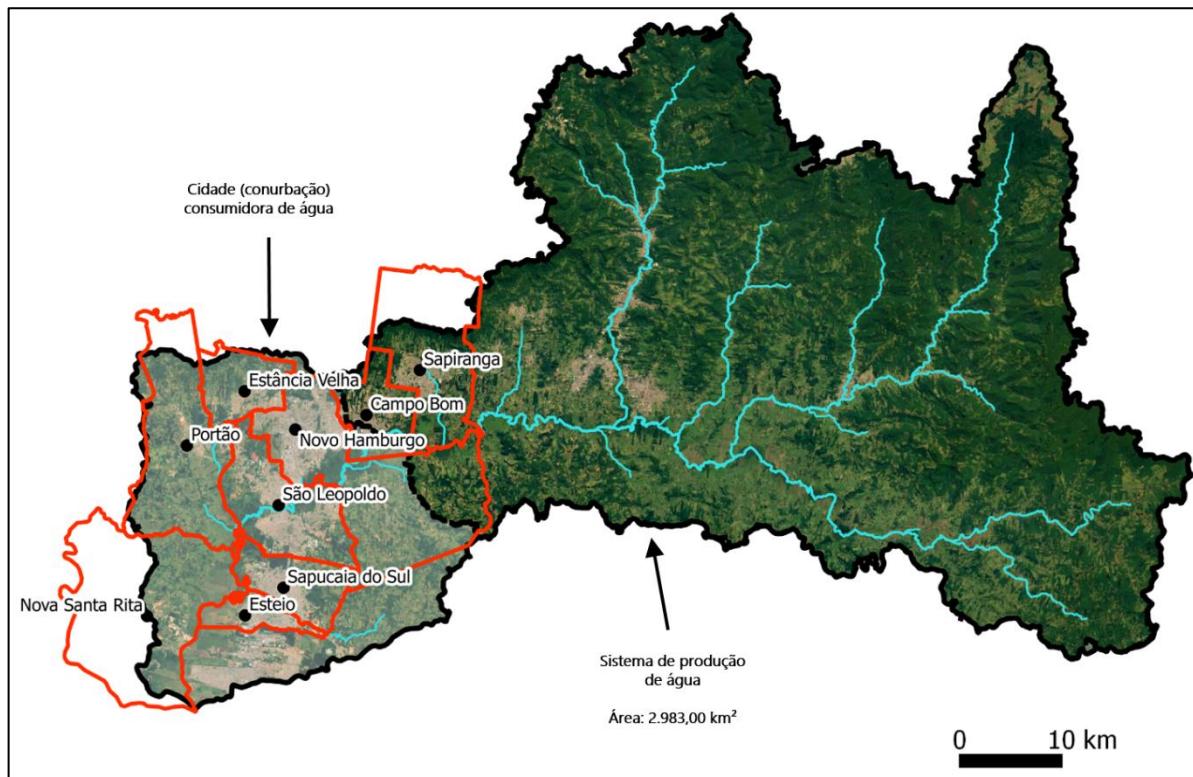


Figura 46. Sistema hídrico modelado para a bacia do Rio dos Sinos.

4.2. Configuração de planejamento

O PLANS requer configurações de planejamento para executar as simulações e a otimização por programação dinâmica. Assim, o horizonte de planejamento foi definido em 30 anos, começando em 2020 e indo até 2050. O ciclo de planejamento foi definido em cinco anos, que é um intervalo similar ao de revisão dos planos de bacia, momento em que são discutidas e propostas ações para implementação. A fração mínima de expansão de SBN em cada ciclo de planejamento foi definida em 10% da área disponível para expansão de SBN. Por fim, a taxa anual de juros para o cálculo do valor presente dos custos foi definida em 8%.

4.3. Configuração da pressão sobre o consumo de água

A projeção do consumo de água foi definida com base na projeção populacional do somatório das populações dos municípios a jusante de Campo Bom. A série observada da população foi obtida no Censo do IBGE (IBGE, 2010), que apresenta valores desde o ano de 2000. A série projetada foi, então, construída com base na extrapolação da taxa de crescimento da série observada, ou seja, foi empregado um modelo de crescimento exponencial. O valor inicial da projeção, em 2020 foi então definido como de 971,124.0 habitantes. O valor final da projeção, com uma taxa anual de 7%, ficou definido em 1,270,603.0 habitantes.

O consumo per capita aqui foi considerado variável no tempo, optando-se por um crescimento linear no consumo de água. O valor inicial (em 2020) foi definido como 500

litros por habitante por dia. O valor final, em 2050, foi definido em 650 litros por habitante por dia. Os valores são baseados no Plano Municipal de Saneamento de Porto Alegre, Campo Bom, e Novo Hamburgo. A Figura 47 apresenta o resultado do consumo de água.

A projeção do consumo de água em função do tempo $W_s(t)$, então, foi definida pelo produto da projeção da população $Pop(t)$ pela projeção do consumo per capita $W_{sc}(t)$, conforme a Equação 64 (ver item 3.6).

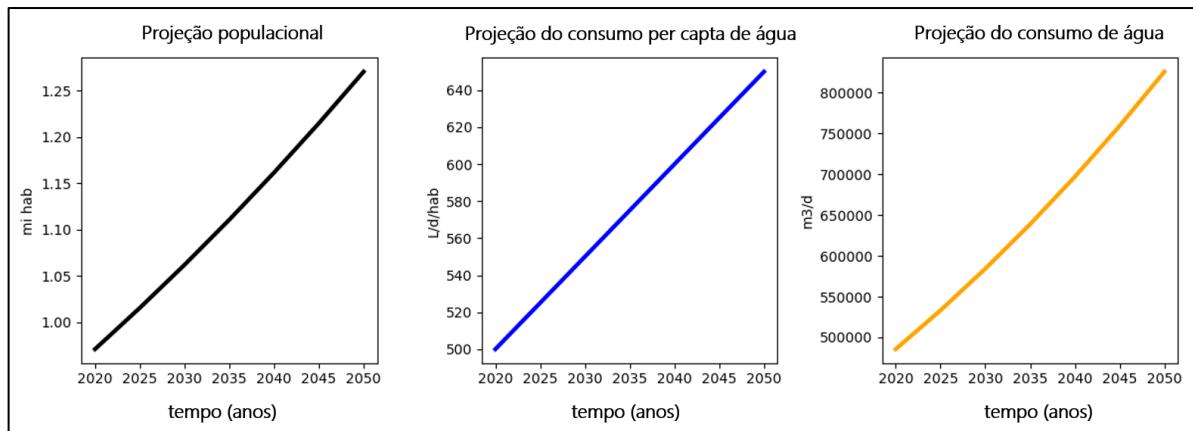


Figura 47. Projeção das pressões sobre o consumo de água.

4.4. Configuração da oferta de água

A pressão climática no PLANS é representada pela entrada de água pela precipitação e pela saída de água pela evapotranspiração.

4.4.1. Precipitação observada

Séries diárias de longa duração (30 anos) de precipitação para a bacia do Rio do Sinos foram obtidas das estações de monitoramento de chuva de Porto Alegre (código 3051011), que se aproxima da porção oeste da bacia, e de Santo Antônio da Patrulha (código 2950031), que se aproxima da porção leste da bacia. As séries então foram mescladas dia a dia, ponderando os valores precipitados pela área de extração de cada estação definida pelo método de polígonos de Thiessen (Figura 48), gerando assim uma série observada representativa para a área da bacia hidrográfica (Figura 49).

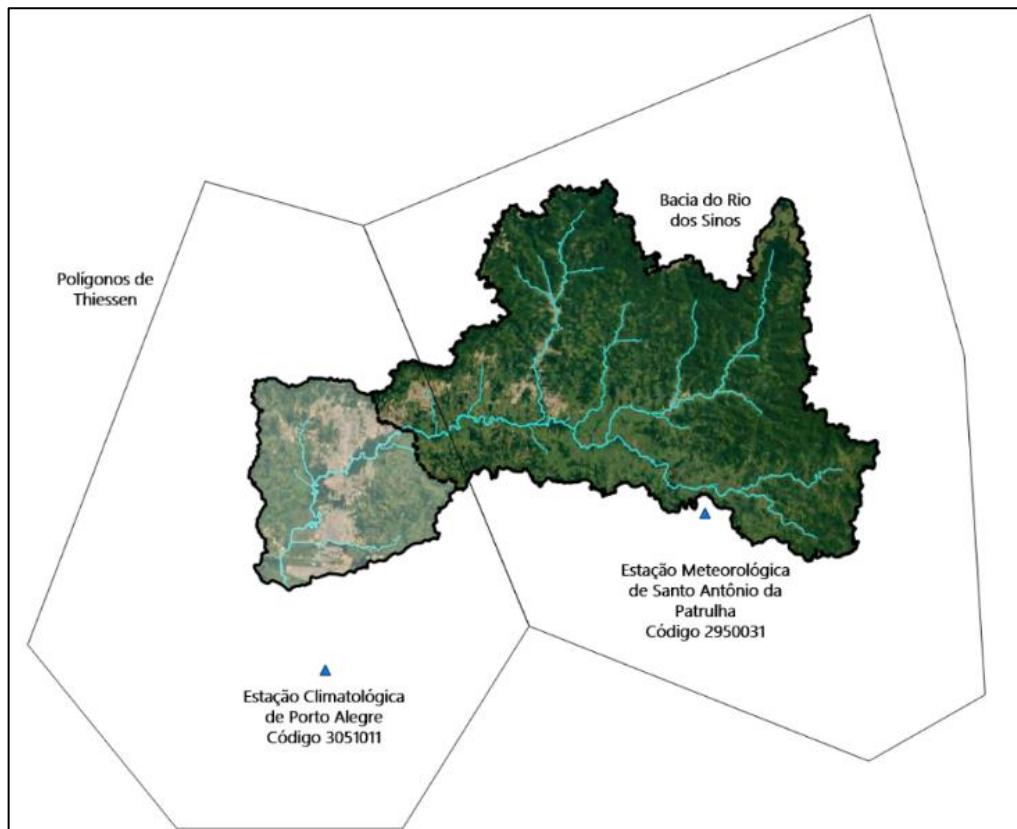


Figura 48. Polígonos de Thiessen usados para a ponderação dos valores das séries de precipitação observadas.

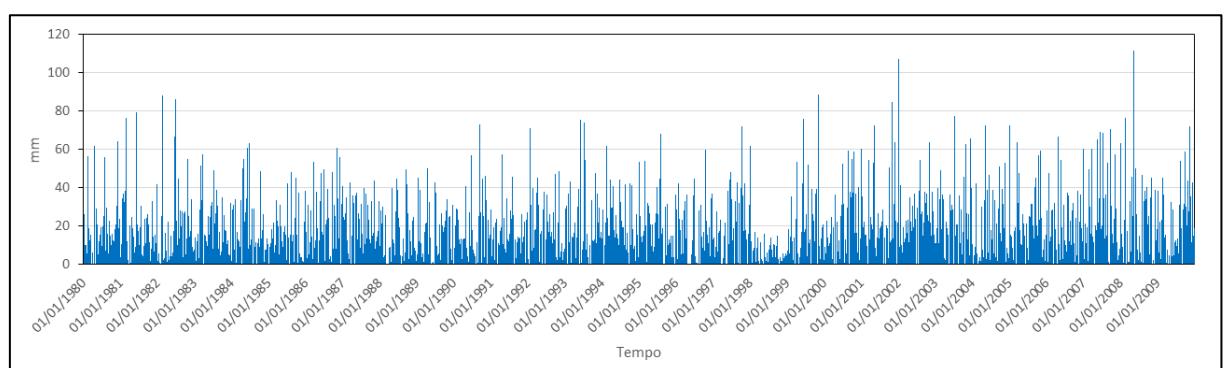


Figura 49. Precipitação: série representativa de longa duração (30 anos). Fonte dos dados: banco de dados da ANA (Hidroweb).

4.4.2. Precipitação projetada

Conforme o método apresentado no item 3.5.5, foi gerada uma série sintética de precipitação de 30 anos para simular a oferta de água. A Figura 50 apresenta a série sintética. Os anos da série observada amostrados aleatoriamente foram: 1980, 1989, 2000, 1991, 1999, 1993, 1982, 1981, 2001, 1989, 1994, 2000, 1984, 1981, 1984, 1985, 1982, 1994, 1996, 1989, 2003, 2002, 1998, 2000, 1997, 2002, 1985, 1986, 1992 e 2000.

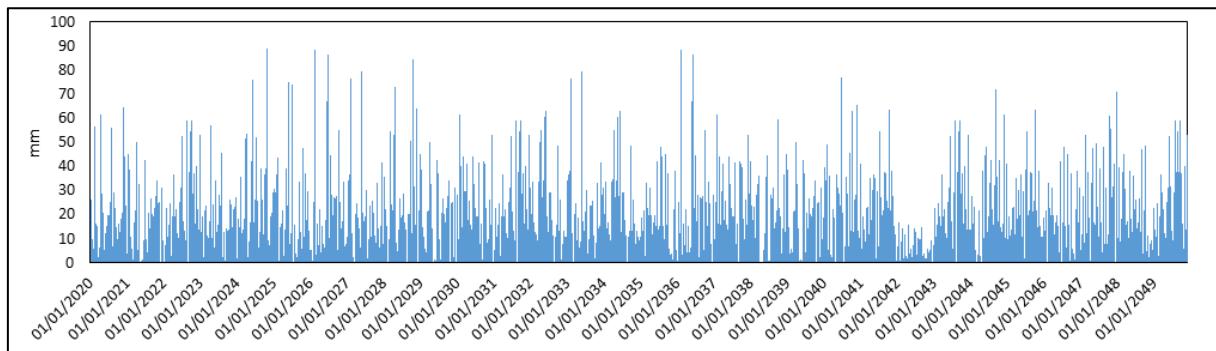


Figura 50. Precipitação projetada: série sintética de longa duração (30 anos).

4.4.3. Evapotranspiração potencial observada

Uma série sintética diária de longa duração de evapotranspiração potencial foi obtida com base na série anual de longa duração para a região de Porto Alegre apresentada por Cordeiro (2010) (Figura 51). O padrão anual de evapotranspiração potencial foi obtido de Mota *et al.* (1966) (Figura 52). A série diária então foi produzida inserindo-se um ruído aleatório dia a dia sobre a média diária esperada para cada mês (Figura 53). Cabe frisar que esse método seria desnecessário quando da disponibilidade de série observada diária da evapotranspiração potencial.

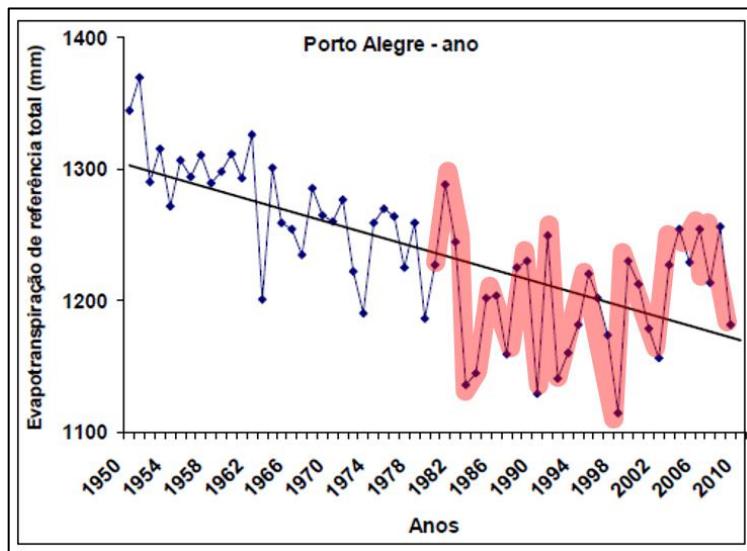


Figura 51. Série anual de evapotranspiração potencial apresentada por Cordeiro (2010). Em vermelho, destaque para a série de longa duração usada para a geração da série sintética.

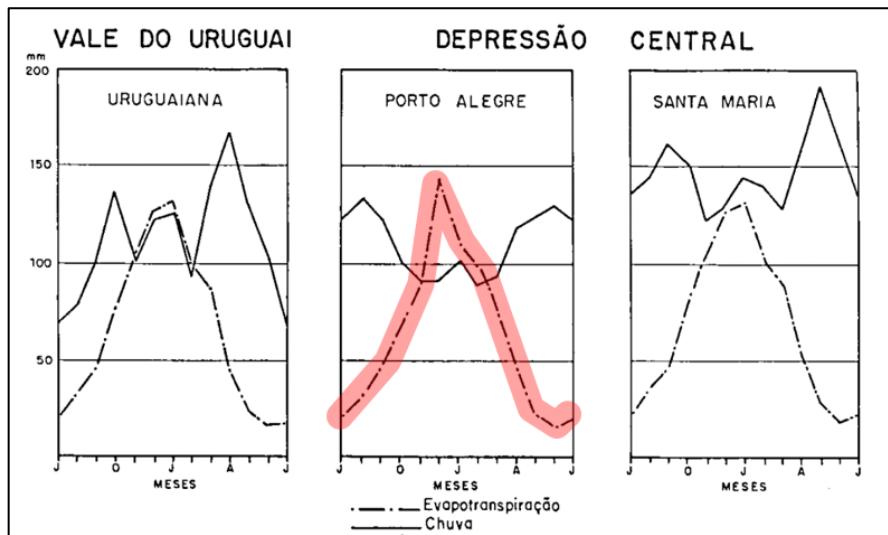


Figura 52. Em vermelho destaque para o padrão anual de evapotranspiração potencial de Porto Alegre obtido de Mota *et al.* (1966).

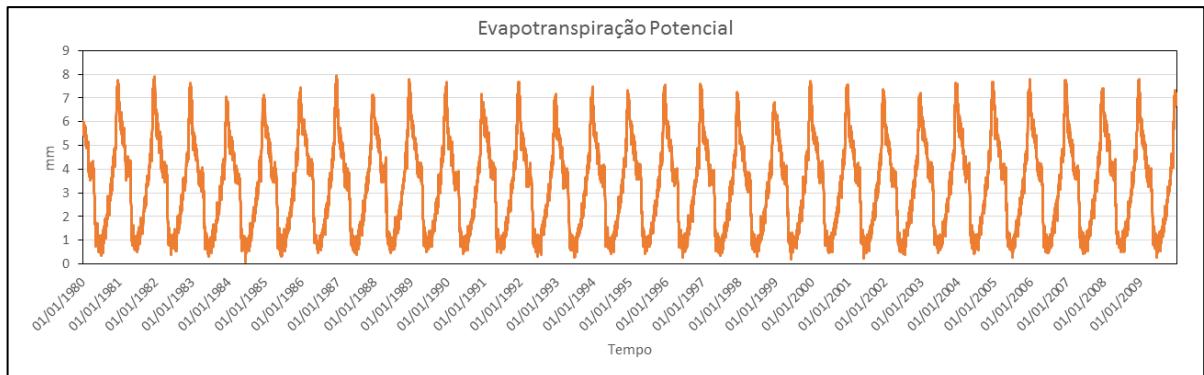


Figura 53. Série sintética diária de evapotranspiração potencial observada.

4.4.4. Evapotranspiração potencial projetada

De forma similar à projeção da precipitação, a evapotranspiração projetada para o período de simulação/otimização foi obtida pelo método descrito no item 3.5.5. Os anos amostrados foram os mesmos da série de precipitação. A Figura 50 apresenta a série projetada de evapotranspiração potencial.

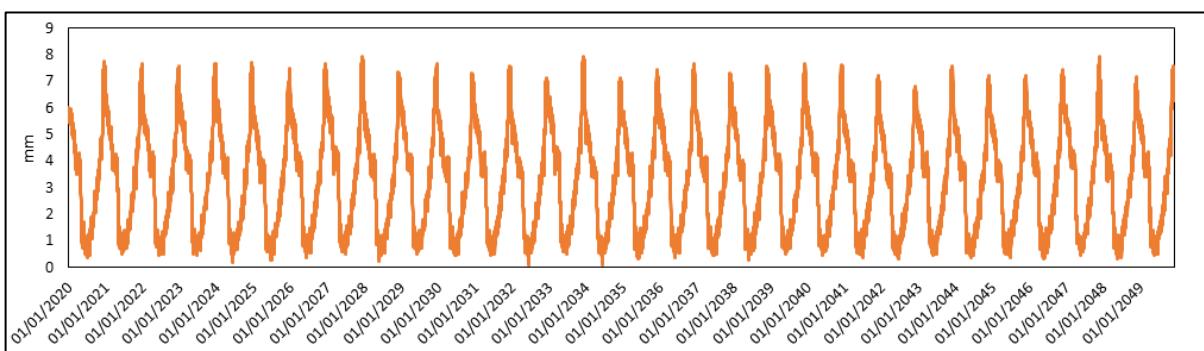


Figura 54. Série sintética diária de evapotranspiração potencial projetada.

4.4.5. Pressão territorial: uso e cobertura da terra

Como apresentado no item 3.4, o modelo hidrológico do PLANS opera com sete classes de uso e cobertura da terra. As áreas e percentuais das classes para o sistema hídrico de aplicação foram obtidas a partir do Projeto MapBiomas (2018) para o período de calibragem do modelo hidrológico (ver item 4.5 a seguir). Não se verificou mudança significativa da relação de classes de uso e cobertura da terra nos anos subsequentes a 2010. O Projeto MapBiomas (2018) apresentam 33 classes de uso e cobertura da terra para o bioma mata atlântica em uma resolução espacial de 30 metros. Essas categorias foram reclassificadas por geoprocessamento conforme o Quadro 4.

Quadro 4. Relação de reclassificação das classes de uso e cobertura da terra de Mapbiomas para as classes do PLANS.

Classe Mapbiomas	Classe PLANS
Agricultura	Lavouras
Cultura anual e perene	Lavouras
Cultura semi-perene	Lavouras
Floresta plantada	Lavouras
Mosaico de agricultura e pastagem	Lavouras
Agropecuária	Pastagens
Formação campestre	Pastagens
Outra formação natural não florestal	Pastagens
Pastagem	Pastagens
Infraestrutura urbana	Urbano
Apicum	Vegetação nativa florestal
Área úmida natural não florestal	Vegetação nativa florestal
Floresta natural	Vegetação nativa florestal
Formação florestal	Vegetação nativa florestal
Formação natural não florestal	Vegetação nativa florestal
Formação savântica	Vegetação nativa florestal
Mangue	Vegetação nativa florestal

Após a reclassificação, foi realizada uma filtragem de píxeis avulsos por geoprocessamento. Isso eliminou pequenos agrupamentos de classes na matriz espacial (Figura 55). O resultado está apresentado na Figura 56. A Figura 57 apresenta a relação percentual das classes já prontas para serem processadas pelo PLANS.

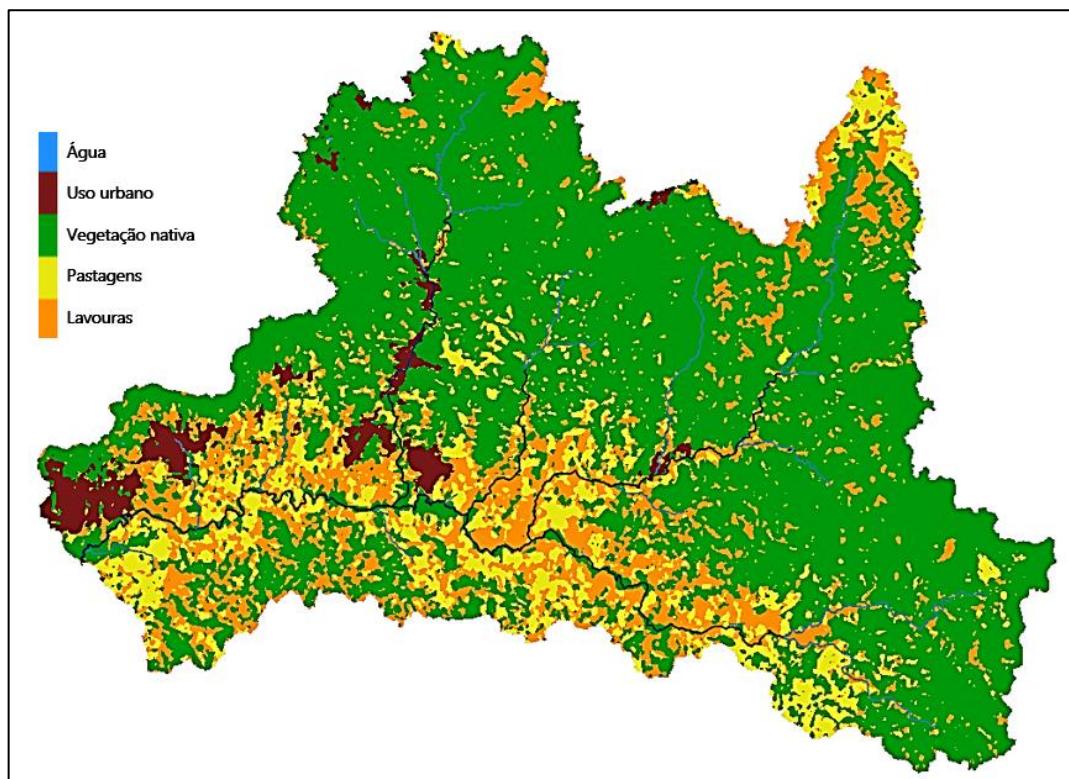


Figura 55. Classes de uso e cobertura da terra no sistema de produção de água.

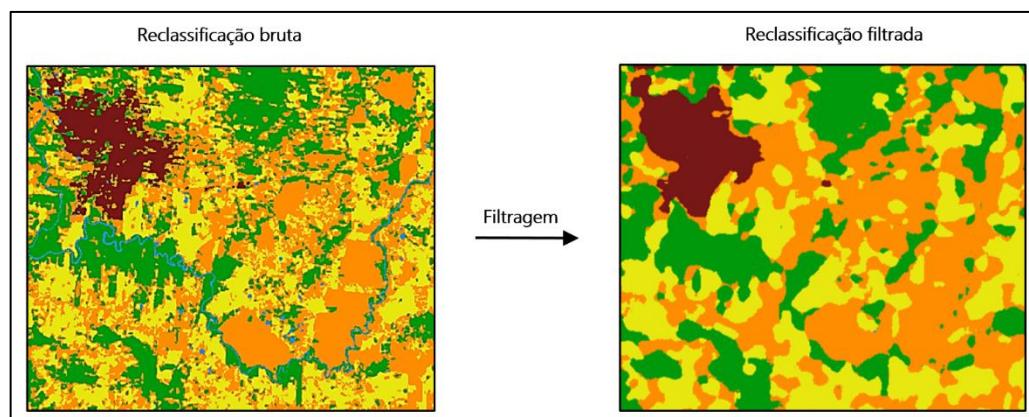


Figura 56. Exemplo da filtragem da reclassificação de classes de uso e cobertura da terra.

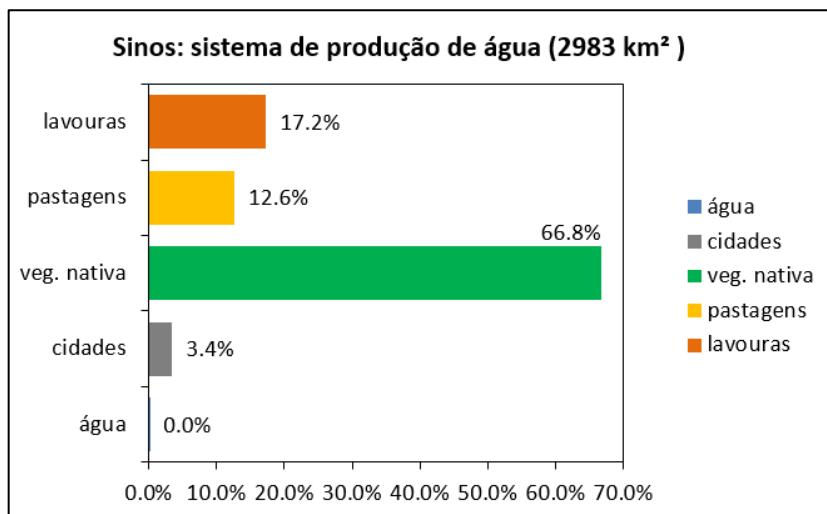


Figura 57. Relação percentual das classes de uso e cobertura da terra para o sistema de produção de água.

4.4.6. Área disponível para expansão de SBN

Como definido no item 0, a área disponível para a expansão de SBN consiste na área de lavouras e pastagens. Para o sistema hídrico de aplicação, a área disponível para a expansão de SBN obtida é de 888,7 quilômetros quadrados, o que representa 29,8% da área total do sistema de produção de água. A Figura 58 apresenta a distribuição espacial dos fragmentos disponíveis no sistema de produção de água.

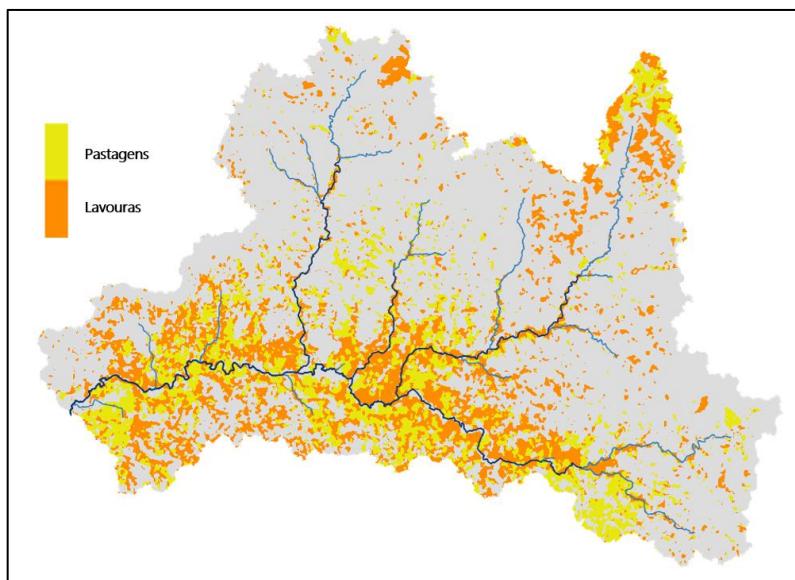


Figura 58. Distribuição espacial da área disponível para expansão de SBN no sistema de produção de água de aplicação.

4.5. Dados para a calibração do modelo hidrológico

4.5.1. Dados observados

O PLANS também requer dados de vazão observados para calibrar o modelo hidrológico em função de um período estável de uso e cobertura da terra no sistema hidrológico. Para a aplicação metodológica, se obteve os dados de vazão observados na Estação Fluviométrica de Campo Bom (código 87380000 da base Hidroweb). Essa estação de monitoramento se localiza próxima do exutório proposto para o sistema de produção de água (Figura 59), com uma área de captação de 2.885,0 quilômetros quadrados. Os percentuais das classes de uso e cobertura da terra são apresentados na Figura 60. O período amostrado foi de cinco anos, de 2005 a 2010 (Figura 61).

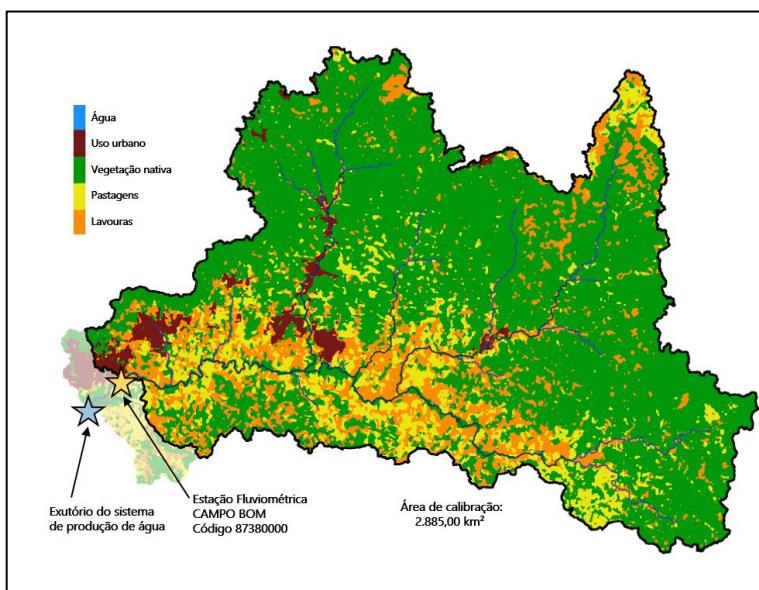


Figura 59. Localização da estação fluviométrica e uso e cobertura da terra da área de calibração do modelo hidrológico.

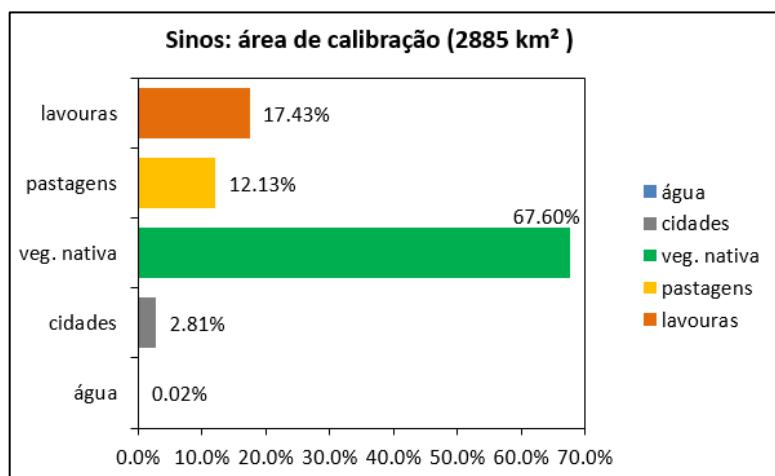


Figura 60. Relação percentual das classes de uso e cobertura da terra para a área de calibração do modelo hidrológico.

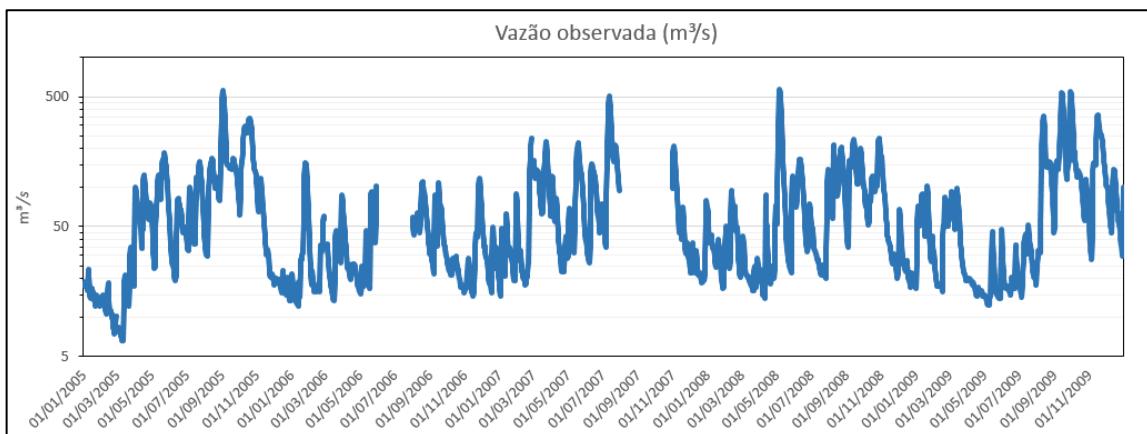


Figura 61. Vazões observadas para o período de calibração do modelo hidrológico.

4.5.2. Configuração dos parâmetros e condições iniciais

O modelo hidrológico do PLANS requer a configuração manual dos parâmetros que não são sujeitos a calibração automática. A Tabela 4 apresenta a relação dos parâmetros configurados.

Tabela 4. Relação de parâmetros configurados para o sistema hídrico de aplicação

Parâmetro	Nome	Valor	Unidade
CN	Curve Number	42,04	Adimensional
Gwmax	Taxa máxima de afloramento	4	mm/dia
n	Número de reservatórios lineares	3	Adimensional
Rzdf	Fator de profundidade da zona de raízes	0,705	Adimensional

O parâmetro CN foi determinado pela média dos valores de CN de cada classe de uso e cobertura da terra ponderada pela área de cobertura. Os valores foram extraídos da Tabela 1 considerando o grupo de solo tipo A.

As configurações iniciais das variáveis de estoque do modelo foram definidas como valor zero, que é a configuração padrão do PLANS. Os parâmetros operacionais do algoritmo de busca (ver item 3.5.4) estão apresentados na Tabela 5. Os limiares para a definição do espaço de busca foram definidos por tentativa e erro até o algoritmo retornar pontos ótimos da métrica no interior do espaço de busca.

Tabela 5. Relação de parâmetros configurados para o sistema hídrico de aplicação

Parâmetro	Nome	Valor	Unidade
CalibF	Fator de particionamento da malha de busca	10	Adimensional
CalibN	Número de repetições de busca	300	Adimensional
laf min	Limiar mínimo de busca de laf	0,01	Adimensional
laf max	Limiar máximo de busca de laf	0,4	Adimensional
Swmax min	Limiar mínimo de busca de Swmax	10	mm
Swmax max	Limiar máximo de busca de Swmax	120	mm
K-nash min	Limiar mínimo de busca de K-nash	1	dia
K-nash max	Limiar máximo de busca de K-nash	5	dia

4.6. Configuração do modelo de custo de expansão de SBN

4.6.1. Custos de instalação

As curvas de instalação para cada SBN foram definidas sem ganhos ou perdas de escala, com custo de instalação unitário constante. A relação dos custos unitários de instalação está na **Tabela 6**. A **Figura 62** apresenta as curvas de custo de instalação em função de área de cobertura de cada SBN.

Tabela 6. Relação dos custos unitários de instalação de cada SBN

SBN	Custo unitário de instalação	Fonte
Recuperação da vegetação nativa florestal	R\$185,00/ha	The Nature Conservancy (2017)
Pastagens com terraços	R\$230,00/ha	Griebeler <i>et al.</i> (2000); Santa Catarina (2019)
Lavouras com terraços	R\$130,00/ha	Griebeler <i>et al.</i> (2000);

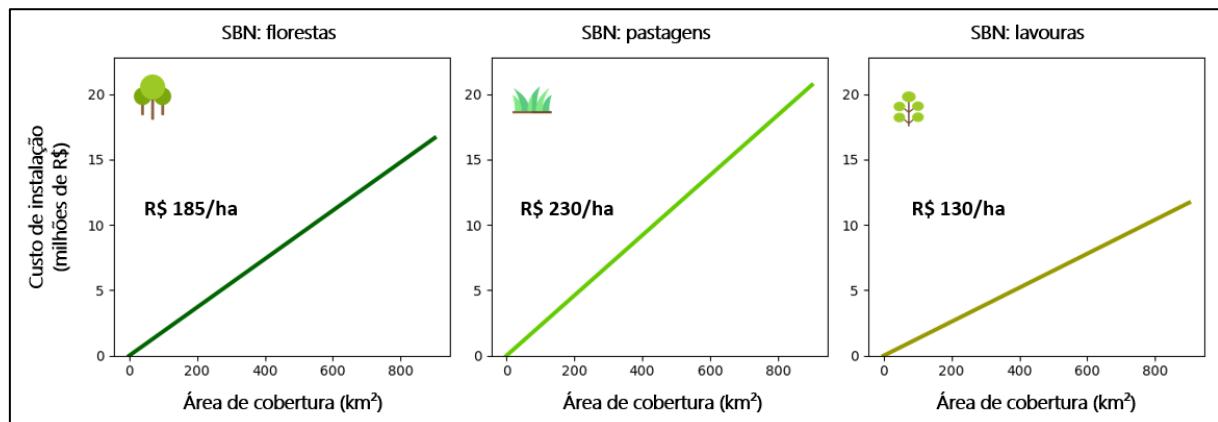


Figura 62. Curvas de custo de instalação em função da área de cobertura de cada SBN.

O custo unitário de instalação da SBN "recuperação da vegetação nativa florestal" foi obtido de The Nature Conservancy (2017), sendo o valor de R\$185/ha o valor atribuído para o método de regeneração natural.

O custo de instalação da SBN "pastagens com terraços" foi calculado com base (1) no custo unitário de instalação de terraços C_{terr} e (2) custo unitário de recuperação de pastagens C_{rec} . Aqui, se assumiu que 10% da área de pastagem necessitaria de recuperação. Assim, o custo unitário de instalação foi definido conforme a seguinte equação:

$$C_{inst_pastagens} = C_{terr} + 0,1 * C_{rec} \quad \text{Equação 68}$$

O custo unitário de terracamento C_{terr} foi obtido de Griebeler *et al.* (2000), sendo de R\$130,00/ha. O custo unitário de recuperação de pastagens C_{rec} foi obtido de Santa Catarina (2019), sendo de R\$ 1000,00/ha.

O custo unitário de instalação da SBN "lavouras com terraços" foi calculado com base no custo unitário de instalação de terraços. Esse custo foi considerado o mesmo para o terraceamento das pastagens, de R\$ 130,00/ha.

4.6.2. Custos de operação

As curvas de operação para cada SBN estão apresentadas na Figura 63. A Tabela 7 apresenta os valores unitários anuais de operação para cada SBN. Para as SBN de pastagem e lavoura, foi predefinido que a SBN deva ser instalada novamente a cada dez anos, o que implica em distribuir um décimo do custo de instalação a cada ano.

Para a SBN recuperação da vegetação nativa florestal se assumiu que 20% da área disponível é contabilizada como Reserva Legal e Área de Preservação Permanente, o que interfere na curva de custo, propiciando uma perda de escala assim que a área de cobertura supera os 20% de área disponível. O custo de operação da recuperação da vegetação nativa passa a ser, então, o custo do Pagamento por Serviços Ambientais. O valor de PSA, tido por R\$ 200/ha/ano foi adaptado do Programa Produtor de Água do Rio Vermelho (CERTI, 2018).

Tabela 7. Relação dos custos unitários de operação de cada SBN

SBN	Custo unitário de operação	Fonte (adaptações)
Recuperação da vegetação nativa florestal	R\$200,00/ha/ano	Programa produtor de água do Rio Vermelho (CERTI, 2018)
Pastagens com terraços	R\$23,00/ha/ano	Griebeler <i>et al.</i> (2000); Santa Catarina (2019)
Lavouras com terraços	R\$13,00/ha/ano	Griebeler <i>et al.</i> (2000);

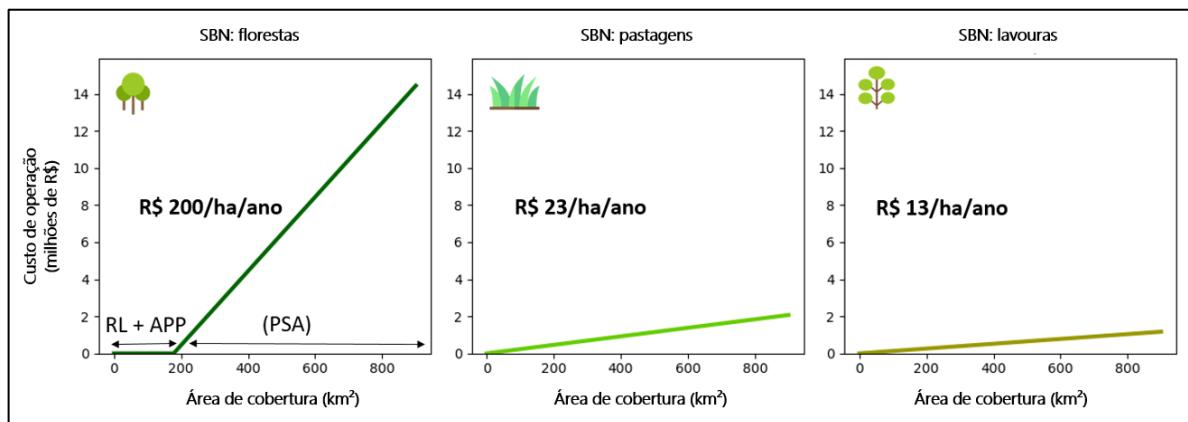


Figura 63. Curvas de custo de operação em função da área de cobertura de cada SBN.

4.7. Configuração do modelo de custo da escassez

O modelo de cálculo do custo da escassez foi configurado com base na projeção do consumo de água, definida no item 4.3. Assim, para cada ponto da curva da projeção de consumo de água, foi estimado o preço unitário da água. Com isso, se obteve a projeção do preço unitário da água. O preço em 2020 foi estimado em R\$2,26/m³ com base em BRASIL (2016) e os pontos seguintes até 2050 foram inflacionados em 5% ao ano.

Para o PLANS calcular a curva de demanda com base no método point expansion, a elasticidade do preço foi definida em -0,6. Esse valor de elasticidade é atribuído para a média nacional de elasticidade de preço e foi obtido de Bhatia *et al.* (1995) apud Ribeiro *et al.* (1999). Para esse valor de elasticidade, projeção do consumo e projeção do preço, as curvas de benefício marginal bruto para cada ano são apresentadas na **Figura 64**.

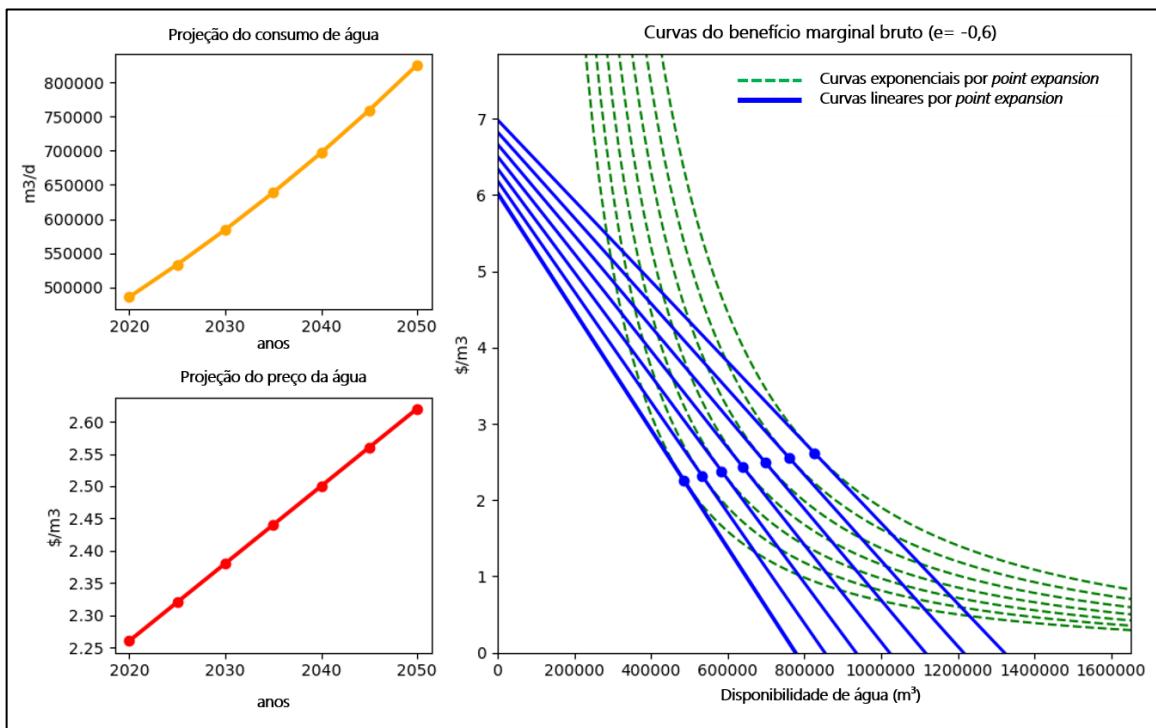


Figura 64. Curvas do modelo de simulação do custo da escassez. Em azul, as curvas lineares usadas de de benefício marginal bruto para cada ano.

4.8. Configuração do modelo de custo de tratamento

O modelo de cálculo do custo de tratamento foi calibrado com os dados obtidos de Reis (2004). O coeficiente de determinação do ajuste dos pontos foi de aproximadamente 0,5. A Equação 69 e a **Figura 65** apresentam o modelo de custo de tratamento com os coeficientes ajustados.

$$C_{trat_un} = \frac{0,2435}{p^{0,696}} \quad \text{Equação 69}$$

Onde C_{trat_un} é o custo de tratamento unitário e p é o percentual de vegetação nativa florestal no sistema de produção de água.

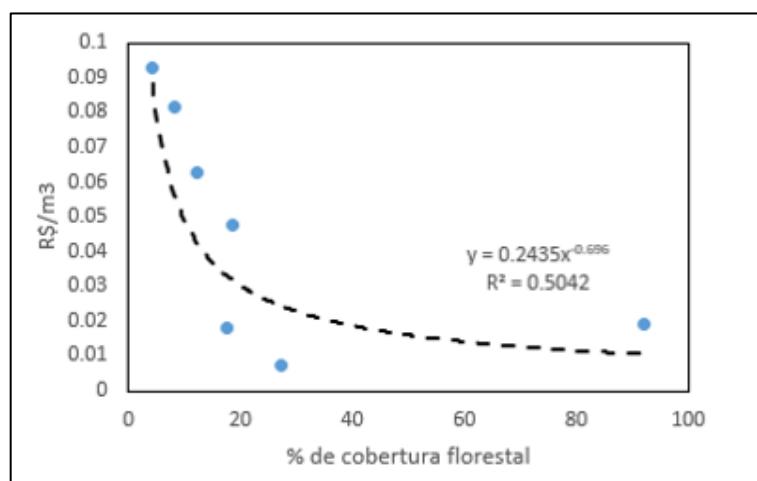


Figura 65. Ajuste do modelo de custo de tratamento aos dados apresentados por Reis (2004).

5. Resultados e discussão

5.1. Resultados da aplicação: calibração do modelo hidrológico

Após as sucessivas buscas, o algoritmo de calibração encontrou o ponto ótimo que melhor se aproxima do ótimo global da métrica M (Equação 63). A Tabela 8 apresenta os valores dos parâmetros calibrados e o valor da métrica de calibração. A Figura 66 apresenta a visualização das amostragens do algoritmo no espaço de busca. As curvas de permanência observadas e calibradas estão apresentadas na Figura 67. A Figura 68 apresenta um painel com os principais processos hidrológicos simulados no período de calibração.

A métrica de calibração M foi obtida no valor de 0,71, sendo zero o valor ideal. Com esse resultado de calibração, e com o propósito de comparação, foi calculada a Eficiência de Nash-Sutcliffe das vazões e do logarítmico das vazões. O valor dessas métricas foram de -1,713 e 0,186, respectivamente. Um valor negativo para a Eficiência de Nash-Sutcliffe implica que a média das vazões observadas é melhor em previsão de vazão que as vazões simuladas. No caso aplicado, uma defasagem na geração de hidrogramas penalizou a métrica de Eficiência de Nash-Sutcliffe. Isso pode ser um problema quando se deseja fazer previsão de vazões em uma resolução temporal diária ou mesmo horária, o que não é o objetivo do modelo hidrológico do PLANS.

Tabela 8. Relação de parâmetros calibrados e métrica de calibração

Parâmetro	Nome	Valor	Unidade
Swmax	Capacidade máxima de Sw	96,9	mm
laf	Fator de abstração inicial	0,029	Adimensional
K (nash)	Constante de decaimento linear	1,36	dia
M	Métrica de calibração	0,71	Adimensional

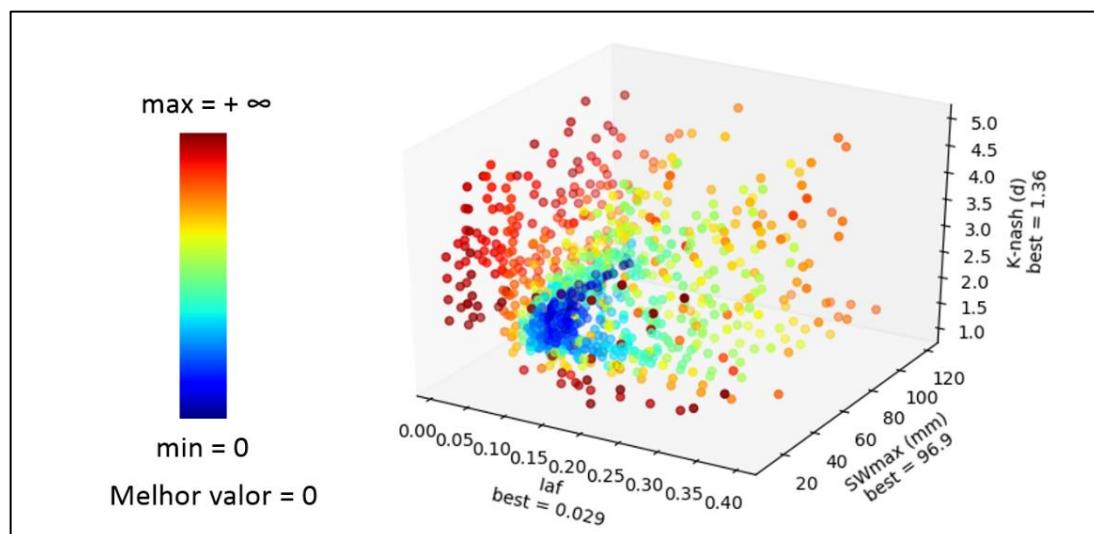


Figura 66. Visualização das buscas realizadas pelo algoritmo de calibração no espaço de busca. Quanto mais forte a cor azul, melhor a métrica de calibração. A escala de cores está normalizada pelos quantis da distribuição de frequências.

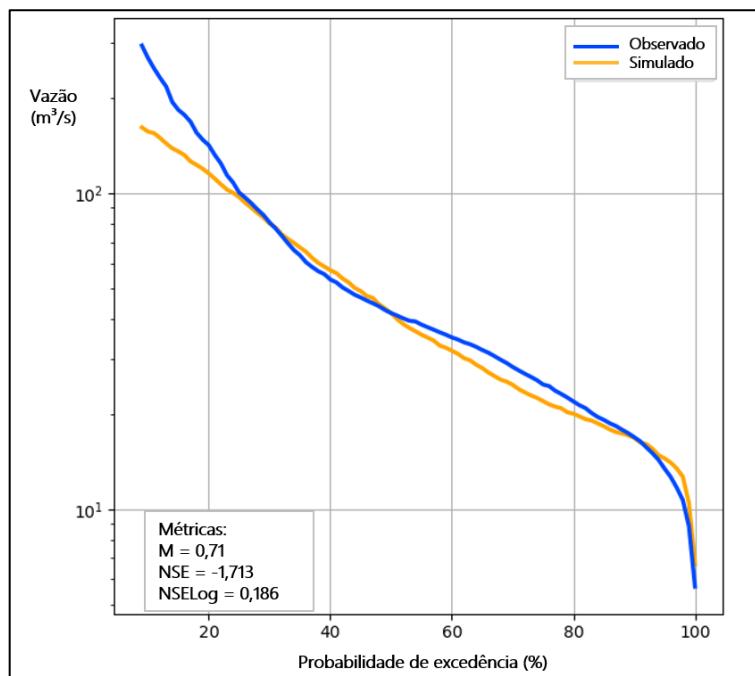


Figura 67. Curvas de permanência observadas e simulada após a calibração.

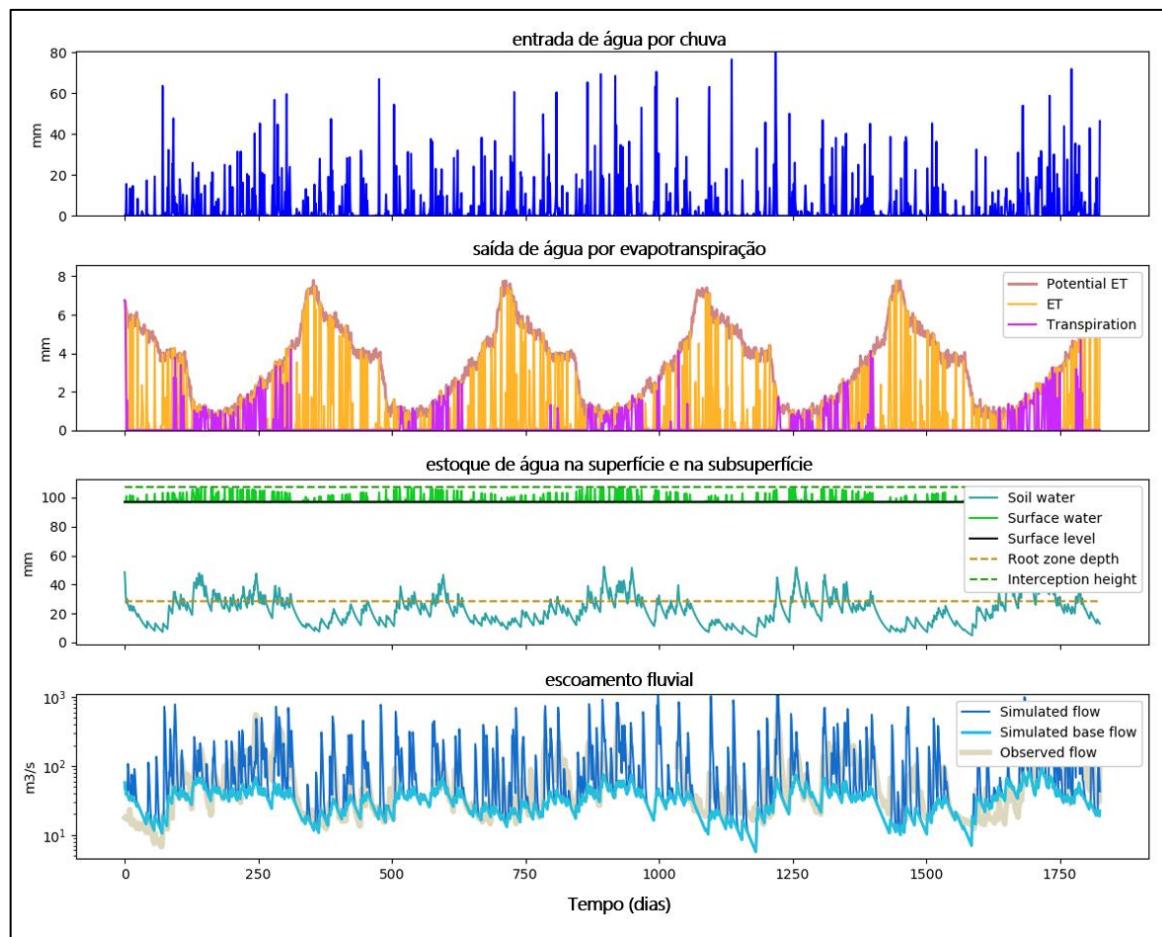


Figura 68. Painel de processos da simulação no período de calibração do modelo hidrológico.

5.2. Resultados da aplicação: otimização dos custos

O método de investigação identificou as rotas de expansão de SBN no sistema de aplicação que minimizam (1) o custo de escassez, (2) o custo de tratamento, (3) o custo de abastecimento e (4) o custo total do sistema. Lembramos aqui que o custo de abastecimento foi definido como a soma do custo de escassez com o custo de tratamento e o custo total inclui, além do custo de abastecimento, o custo de expansão de SBN. A razão de isolar as componentes incrementais do custo total é segmentar o problema e assim obter elucidações sobre o comportamento geral do sistema hídrico, bem como melhorar o entendimento do funcionamento de suas partes.

5.2.1. Otimizando apenas o custo da escassez

Ao otimizar apenas o custo da escassez, o PLANS identifica (Figura 69) que a melhor rota de expansão de SBN deve expandir apenas as pastagens com terraços (pastagens com SBN). Já no primeiro ciclo de planejamento uma expansão moderada é indicada. À medida que a pressão sobre o consumo de água aumenta, a conversão completa das áreas disponíveis remanescentes em pastagens com terraços é indicada (isso ocorre entre 2035 e 2040). Em 2050, assim, todos os 888,7 km² de área disponível para expansão de SBN no sistema de produção de água são convertidos em pastagens com terraços.

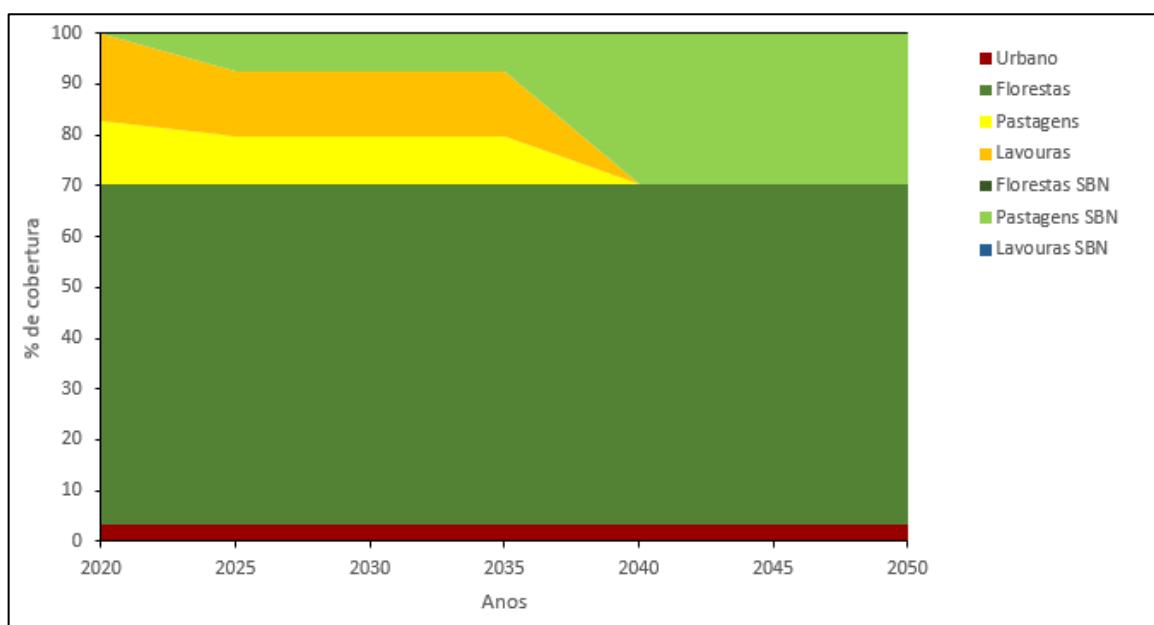


Figura 69. Rota de expansão de SBN identificada pelo PLANS para a otimização apenas do custo da escassez. Em 2050, toda a área disponível foi convertida em pastagens com terraços, eliminando-se as lavouras do sistema de produção de água.

Como apresentado na Figura 70, a escassez começa a ser perceptível no cenário de inação a partir de 2035. O benefício total em 2050 associado à expansão de SBN é de R\$ 2,24 milhões.

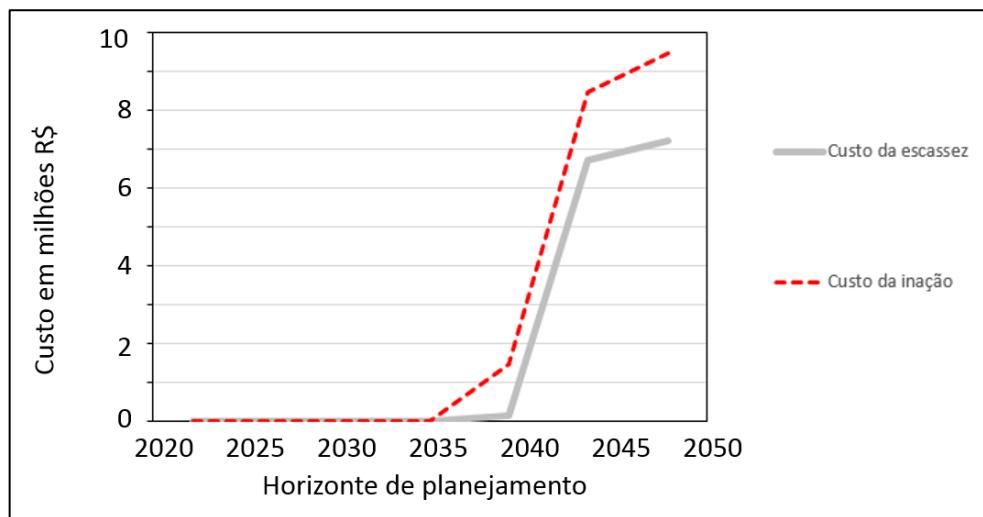


Figura 70. Otimização do custo de escassez: custos acumulados do sistema hídrico sob o cenário de expandir SBN e sob o cenário de inação. O benefício final de expandir SBN em 2050 é de R\$ 2,24 milhões.

5.2.2. Otimizando apenas o custo de tratamento

Ao otimizar apenas o custo de tratamento, o PLANS identifica que a melhor rota de expansão de SBN é, já no primeiro ciclo de planejamento, converter toda a área disponível em florestas (Figura 71). Apenas as florestas foram indicadas em razão de seu impacto exclusivo sobre o custo de tratamento. O benefício em 2050 dessa linha de ação é de aproximadamente R\$ 8,2 milhões (Figura 72).

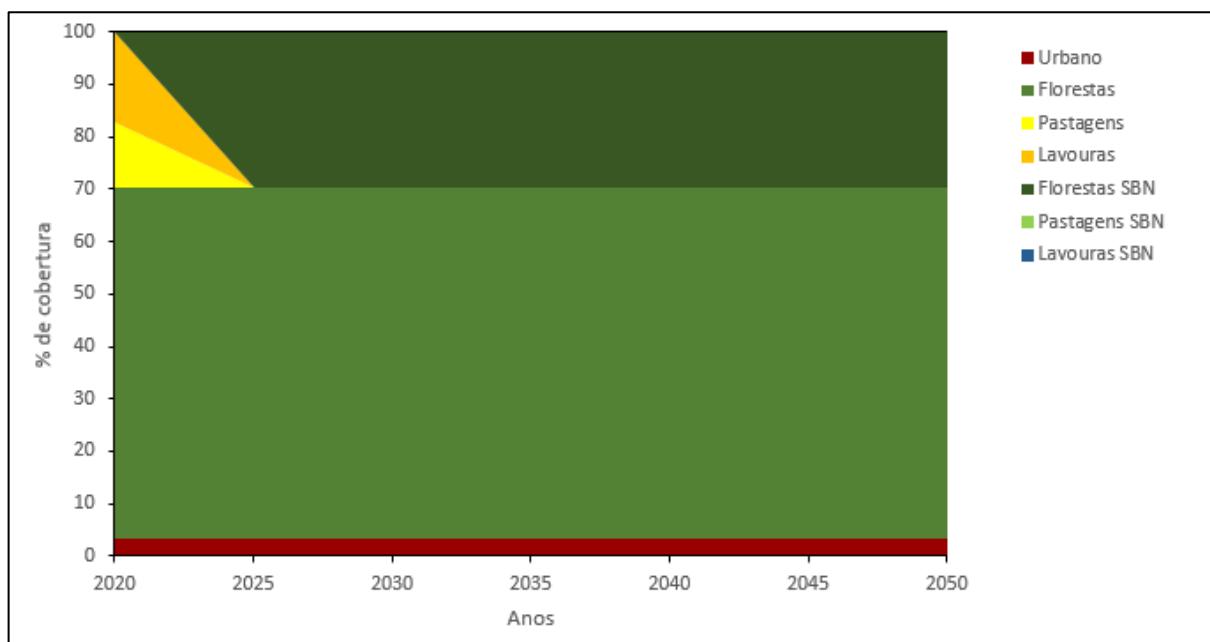


Figura 71. Rota de expansão de SBN identificada pelo PLANS para a otimização apenas do custo da tratamento. Em 2050, toda a área disponível foi convertida florestas.

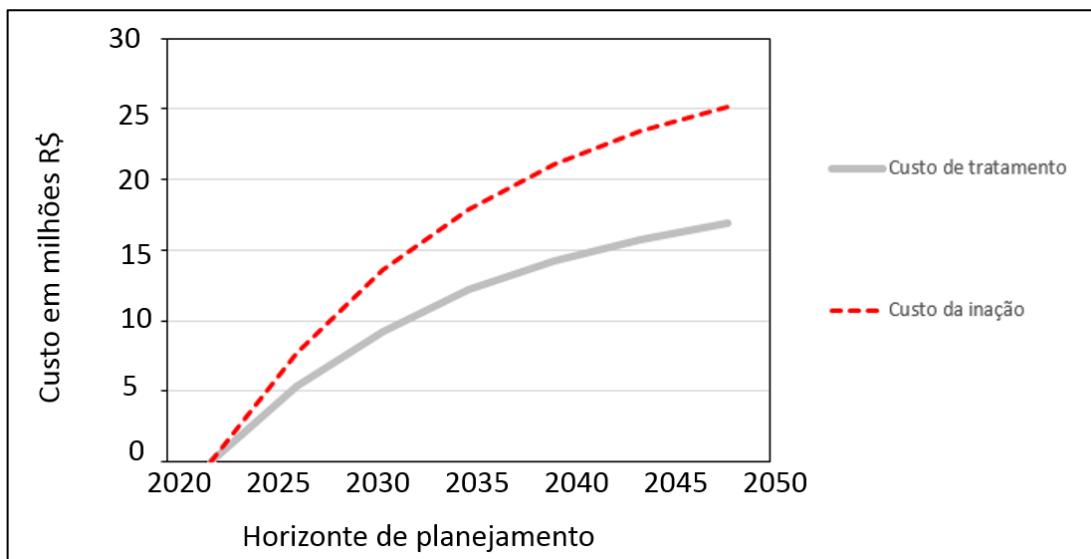


Figura 72. Otimização do custo de tratamento: custos acumulados do sistema hídrico sob o cenário de expandir SBN e sob o cenário de inação. O benefício final em 2050 é de R\$ 8,2 milhões.

5.2.3. Otimizando o custo de abastecimento

Ao otimizar custo de abastecimento, o PLANS identificou que a melhor rota de expansão de SBN deve primeiro expandir o reflorestamento para depois converter toda a área disponível remanescente em pastagens com terraços (Figura 73). Cumpre lembrar que o custo de abastecimento consiste aqui na soma do custo da escassez com o custo de tratamento. A expansão do reflorestamento, que reduz o custo de tratamento da água, é indicada a ocorrer já no primeiro ciclo de planejamento, ou seja, de 2020 a 2025. À medida que a pressão sobre o consumo de água aumenta no sistema hídrico (em razão do aumento da população), o PLANS identifica a necessidade de conversão das pastagens e lavouras convencionais em pastagens com terraços (pastagens com SBN) para reduzir o custo da escassez da água. Em 2050, assim, 177 km² de área disponível foi convertido em florestas, 710 km² de área disponível foi convertido em pastagens com terraços e as lavouras foram eliminadas no sistema de produção de água.

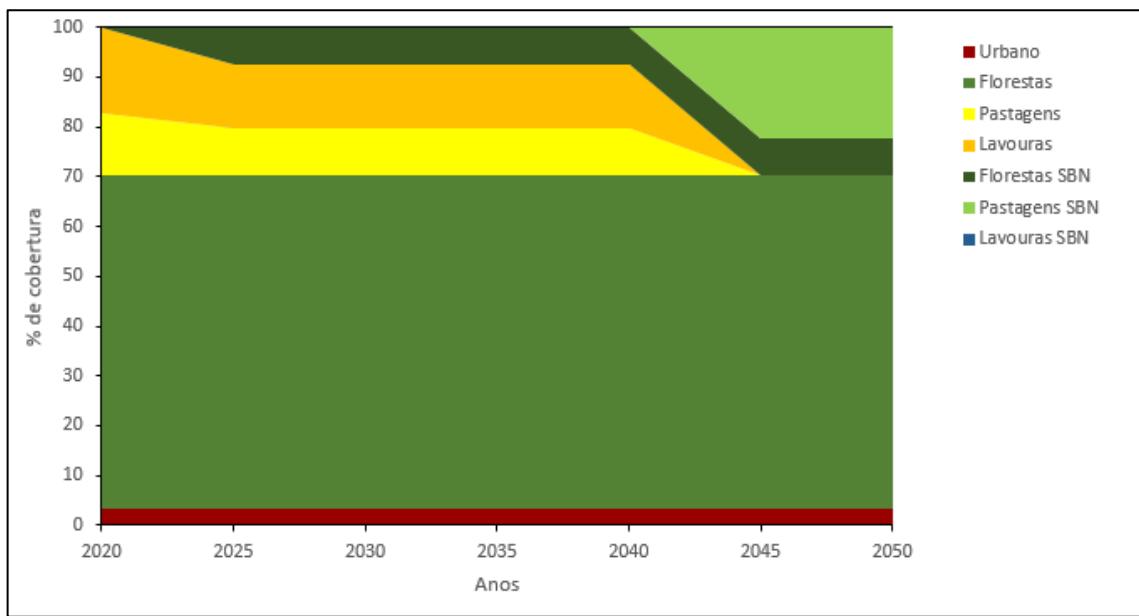


Figura 73. Rota de expansão de SBN identificada pelo PLANS para a otimização do custo de abastecimento (que é a soma do custo da escassez com o custo de tratamento). Em 2050, toda a área disponível foi convertida em florestas e pastagens com terraços, eliminado-se as lavouras do sistema de produção de água.

A Figura 74 apresenta os custos do sistema hídrico acumulados ao longo do horizonte de planejamento. O benefício da expansão de SBN é tido como a diferença entre o custo do sistema hídrico no cenário de inação, isto é, não fazer nada, e o custo do sistema hídrico com as SBN. Para o caso da otimização do custo de abastecimento, o benefício estimado pelo PLANS foi de R\$ 2,36 milhões.

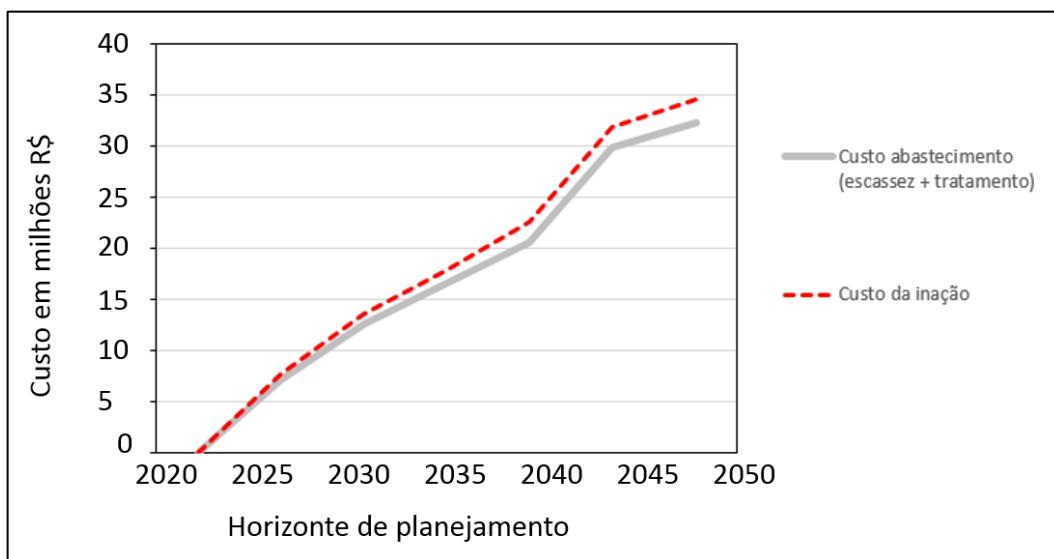


Figura 74. Otimização do custo de escassez e de tratamento: custos acumulados do sistema hídrico sob o cenário de expandir SBN e sob o cenário de inação. O benefício final de expandir SBN em 2050 é de R\$ 2,6 milhões. O custo de abastecimento é a soma do custo da escassez com o custo de tratamento.

5.2.4. Otimizando todos os custos: inclusão do custo de expansão de SBN

Ao incluir o custo de expansão de SBN, que abrange tanto o custo de instalação quanto o custo de operação, o PLANS identifica que é melhor não expandir nenhuma SBN: os custos de expansão superam os benefícios (Figura 75). A otimização do PLANS nesse caso é idêntica ao cenário de inação (Figura 76).

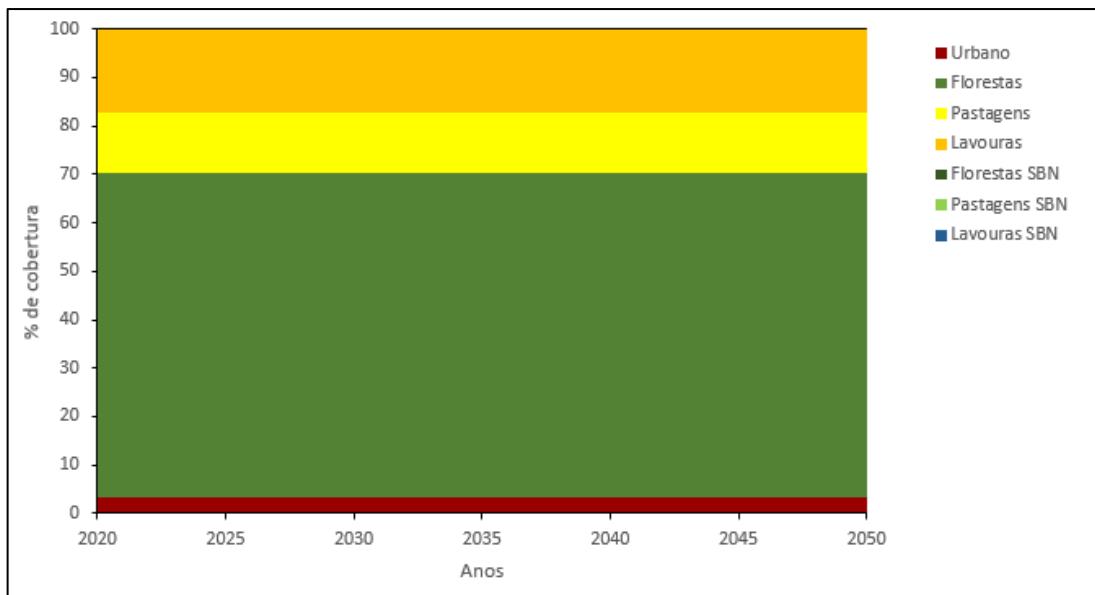


Figura 75. Rota de expansão de SBN identificada pelo PLANS para a otimização de todos os custos, incluindo o custo de expansão de SBN. Nesse caso, o PLANS identifica que a rota de melhor custo-benefício é não fazer nada.

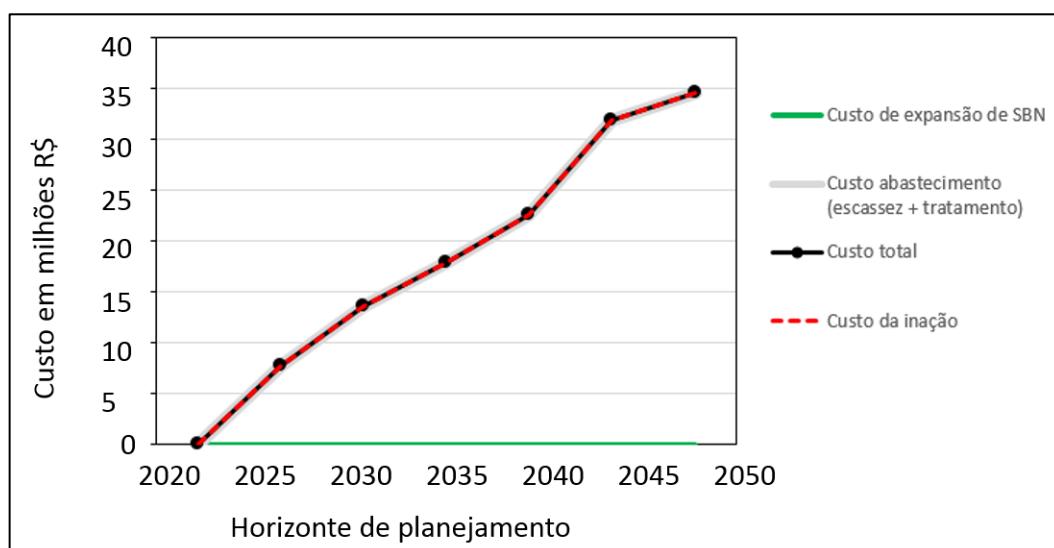


Figura 76. Otimização de todos os custos, incluindo o custo de expansão: custos acumulados do sistema hídrico sob o cenário de expandir SBN e sob o cenário de inação. Os custos do sistema e de inação são os mesmos pois o PLANS identificou que melhor opção nesse caso é não fazer nada.

5.2.5. Resumo dos custos e benefícios

O valores dos custos otimizados, custos da inação e benefícios de todas as otimizações estão resumidos na Tabela 9.

Tabela 9. Resumo dos custos e benefícios.

Otimização	Custo da ação	Custo da inação	Benefício da ação
Expansão de SBN minimizando o custo de escassez	R\$ 7,22 milhões	R\$ 9,46 milhões	R\$ 2,24 milhões
Expansão de SBN minimizando o custo de tratamento	R\$ 16,89 milhões	R\$ 25,10 milhões	R\$ 8,21 milhões
Expansão de SBN minimizando o custo de abastecimento	R\$ 32,20 milhões	R\$ 34,57 milhões	R\$ 2,36 milhões
Expansão de SBN minimizando o custo total	R\$ 34,57 milhões	R\$ 34,57 milhões	R\$ 0,00

5.3. Discussão sobre os resultados obtidos

Existem duas formas de estabelecer uma discussão sobre os resultados obtidos. Uma se estabelece com a discussão orbitando em torno dos insumos e produtos obtidos na aplicação metodológica. Outra, assumindo uma perspectiva mais crítica, se forma em torno dos métodos usados pelo PLANS. Essas duas perspectivas são exploradas adiante.

5.3.1. Discussão sobre os resultados da aplicação metodológica

Os resultados obtidos na aplicação metodológica trazem diversas elucidações sobre a temática das soluções baseadas na natureza, revitalização de bacias hidrográficas e esquemas de pagamentos por serviços ambientais.

Estratégia de expansão otimizada

A aplicação do PLANS deixou claro que a melhor estratégia de expansão de SBN faz uso das diferentes qualidades de SBN ao longo do tempo. No caso da otimização do custo de abastecimento (item 5.2.3, em quem o custo da expansão de SBN não foi contabilizado), os resultados apontam que a expansão de SBN deve ser planejada em função do cenário projetado de consumo de água, com ações alocadas estrategicamente na linha do tempo.

Nesse caso, a otimização do custo de tratamento com a expansão do reflorestamento foi indicada como a primeira ação imediata, reduzindo esse custo ao longo de todo o horizonte de planejamento. Como o custo de tratamento é pouco sensível ao cenário de consumo (a relação é linear), o valor presente do custo é otimizado com a expansão ocorrendo o quanto antes.

Foi diferente com o custo de escassez: a otimização indicou a sua redução com a expansão maior de pastagens com terraços no futuro distante, quanto o consumo de água aumenta. Isso ocorre em função da alta sensibilidade do custo de escassez ao cenário de consumo, em que a pior fase ocorre no futuro distante. Como a otimização minimiza o valor presente, os investimentos na expansão são menores se alocados para o futuro.

Pastagens com terraços versus reflorestamento

As pastagens com terraços se destacaram como as SBN de maior impacto sobre o aumento da disponibilidade de água. Isso ocorre porque, em termos relativos, as lavouras produzem um maior escoamento superficial (pois infiltram menos água) e as florestas produzem uma maior evapotranspiração (pois tem raízes mais profundas). Em termos sistêmicos, as pastagens com terraços tanto transferem mais água para o estoque de água subsuperficial que as lavouras quanto removem menos água do estoque de água subsuperficial que as florestas. O resultado é um desempenho hidrológico superior às outras classes de uso e cobertura da terra.

Para ilustrar essa elucidação, uma amostra de simulação da programação dinâmica do PLANS foi extraída para um dos ciclos de planejamento, ou seja, para cinco anos de

simulação. A Figura 77, Figura 78 e Figura 79 compararam o desempenho do sistema de produção de água sob diferentes composições de uso e cobertura da terra. Na Figura 77, nenhuma SBN foi implementada. Na Figura 78, 100% da área disponível foi convertida em reflorestamento. Na Figura 79, 100% da área disponível foi convertida em pastagens com terraços. No cenário sem SBN, observa-se que ocorreram três séries de eventos de escassez, resultando em um custo de escassez acumulado ao fim do ciclo de aproximadamente R\$ 7 milhões. Com 100% de reflorestamento, o número de séries de eventos de escassez aumenta para seis, resultando em um custo de escassez acumulado ao fim do ciclo de mais de R\$ 200 milhões. Inversamente, com 100% de pastagens com terraços, observa-se apenas uma série de eventos de escassez e um custo de escassez acumulado ao fim do ciclo de aproximadamente R\$ 0,75 milhões. Portanto, os resultados obtidos pela Figura 77, Figura 78 e Figura 79 reforçam a ideia de que as pastagens com terraços figuram como a melhor SBN em se tratando de aumento da disponibilidade de água e redução do custo da escassez.

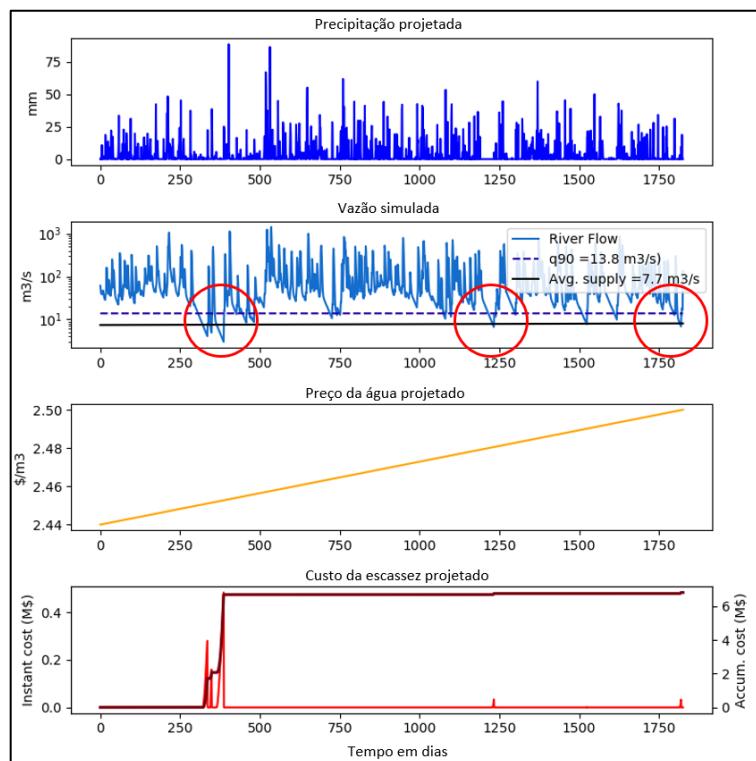


Figura 77. Simulação do desempenho hidrológico e hidroecônomo do sistema de produção de água sem o desenvolvimento de SBN. Destaque com elipses para períodos de escassez.

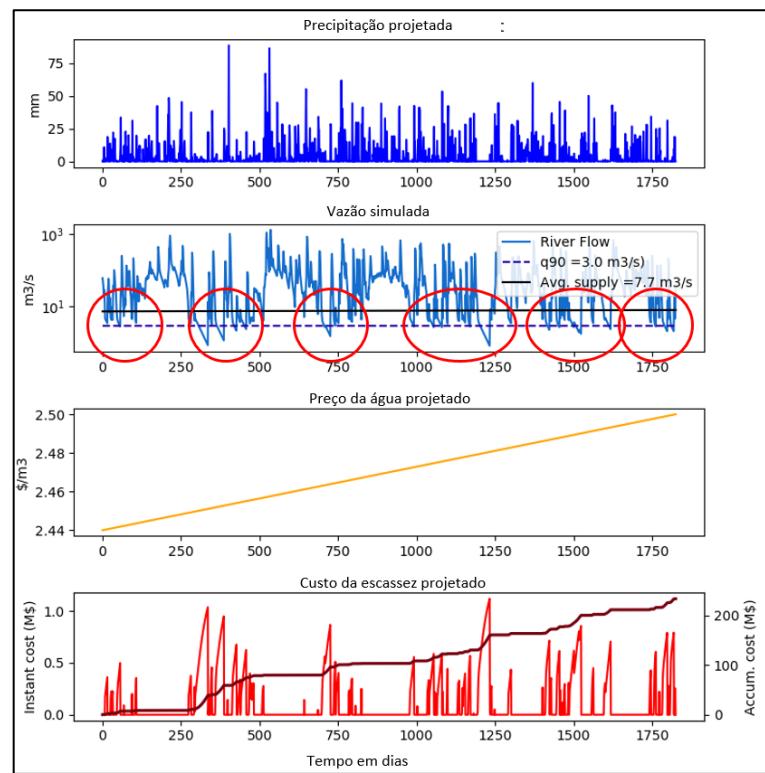


Figura 78. Simulação do desempenho hidrológico e hidroecônomo do sistema de produção de água com 100% de reflorestamento sobre a área disponível para SBN. Destaque com elipses para períodos de escassez.

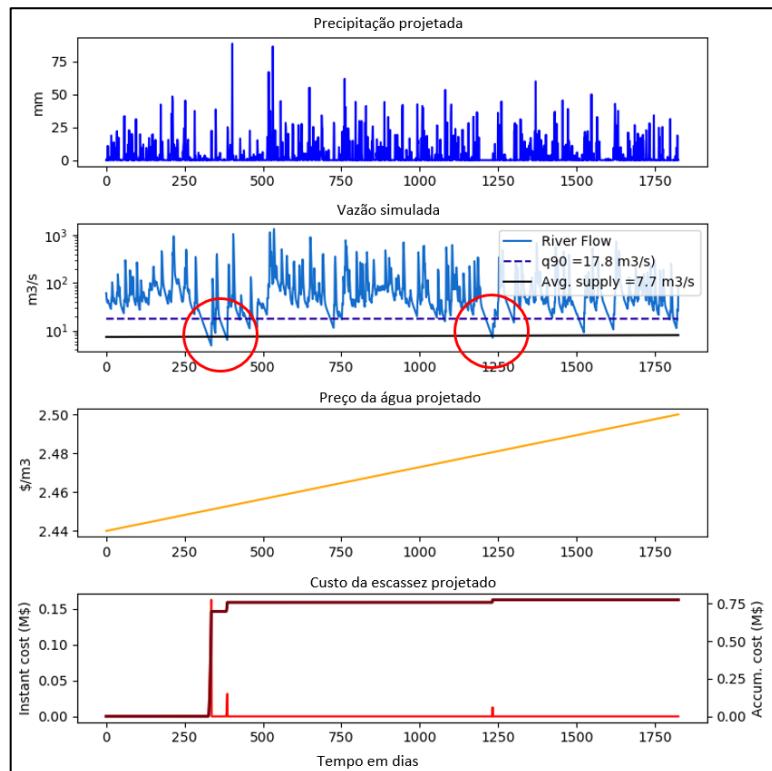


Figura 79. Simulação do desempenho hidrológico e hidroecônomico do sistema de produção de água com 100% de pastagens com terraços sobre a área disponível para SBN. Destaque com elipses para períodos de escassez.

Além disso, é possível retomar o debate em torno das florestas e a produção de água. Um modelo hidrológico que inclui os processos de interceptação, evaporação e transpiração tenderá a predizer que as florestas, não obstante infiltrem relativamente mais água, removem mais água do sistema hidrológico pelos processos de evaporação da água superficial interceptada e de transpiração da água armazenada na subsuperfície, conforme surgerem os parâmetros reportados de CN (USDA, 1986), de Kc (FAO, 1990), C e P (Wischmeier e Smith, 1978). Os estudo observacionais de Baumhardt (2014) e Avila (2014) também corroboram com essa proposição. O PLANS, ainda que de forma simplificada, reproduz esses processos no modelo hidrológico e prediz a redução da disponibilidade de água quando o cenário simulado é a cobertura completa de florestas da área disponível (Figura 78). Esse resultado indica que o reflorestamento requer uma análise hidrológica local experimental mais detalhada antes de se recomendar o seu emprego quando se objetiva aumentar a disponibilidade de água em um manancial.

Posto isso, aqui cabem as seguintes ressalvas:

- 1) Entende-se que nenhuma política de recursos hídricos deve ser baseada nesse resultado para promover o desmatamento da vegetação nativa de bacias hidrográficas. As vegetações nativas consistem em um capital natural com ativos de valores tangíveis e intangíveis, tais como a biodiversidade e espécies ameaçadas de extinção, além de oferecer serviços ambientais também inegociáveis, tais como os serviços culturais (como o turismo) e serviços de regulação (como a polinização). A contabilidade desses ativos e serviços estão fora do escopo da presente pesquisa.

- 2) Entende-se que nenhuma política ambiental ou de recursos hídricos deve negligenciar a recuperação de Área de Preservação Permanente, Reserva Legal e áreas degradadas com base nos resultados obtidos. Esse tipo de ação dificilmente irá trazer impactos tão severos na disponibilidade de água como o demonstrado pelo PLANS pois é improvável que supere os percentuais de área exigidos por lei (20% no bioma da Mata Atlântica). É preciso reforçar que a redução simulada sobre a disponibilidade de água observada na Figura 78 manifesta-se por uma questão de escala: 100% da área disponível para expansão de SBN (888,7 km²) foi coberta por florestas nessa simulação.
- 3) Existe uma relação observada entre a presença de florestas e boa qualidade de água dos mananciais, como mostrado por Reis (2004). Fora os custos de tratamento reduzidos pela boa qualidade de água, custos associados ao controle do assoreamento de rios e reservatórios também são reduzidos pela boa qualidade de água (ainda que a contabilidade desses custos estejam fora do escopo da presente pesquisa). Além disso, uma boa qualidade de água produzida pelo sistema hidrológico de montante pode, a depender do caso, ter impactos na disponibilidade de água para jusante, como a diluição de efluentes.

Retornos decrescentes no custo de tratamento

O modelo empírico que relaciona o percentual de florestas e o custo de tratamento de água obtido de Reis (2004) e usado no PLANS (Equação 69, Figura 65) sugere que existem retornos decrescentes com a escala. Em razão da curva de correlação ter a concavidade para cima, incrementos iguais de reflorestamento em uma bacia hidrográfica muito desmatada produz um benefício em economia no custo de tratamento superior ao mesmo incremento em uma bacia relativamente mais preservada. Em outras palavras, a sensibilidade do custo de tratamento diminui à medida que o percentual de florestas em uma bacia hidrográfica aumenta. Uma interpretação proposta aqui para essa não-linearidade é que, à medida que as bacias são mais preservadas, a origem predominante da má qualidade de água (sedimentos e demais constituintes da qualidade da água) deixa de ser de fontes difusas e passa a ser cada vez mais de fontes pontuais – fontes estas que não são suprimidas pela expansão das florestas.

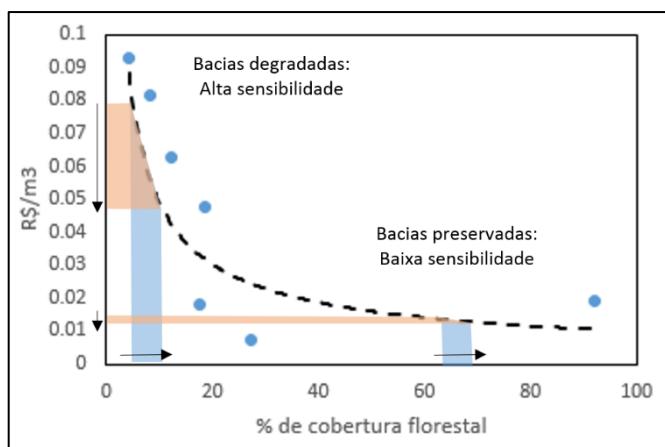


Figura 80. Destaque para as regiões de alta e baixa sensibilidade do modelo empírico usado no PLANS.

Nessa perspectiva, o sistema hidrológico modelado na aplicação (a bacia hidrográfica do Rio do Sinos) consiste em uma bacia relativamente preservada, pois 66,8% de sua cobertura atual do solo é de florestas (Figura 57). Isso provavelmente contribuiu para a inviabilidade da expansão de SBN obtida quando da otimização de todos os custos na aplicação, já que o modelo indica que o sistema modelado está na região de baixa sensibilidade do modelo empírico (Figura 80).

Esse resultado sugere que o reflorestamento, além de ser indicado para quando o objetivo de planejamento é a melhoria da qualidade de água, é uma opção mais atrativa para bacias relativamente mais degradadas, com 50% de cobertura florestal ou menos.

O problema da viabilidade econômica de SBN em larga escala

A otimização dos custos totais, que inclui o custo de expansão de SBN, indicou que as SBN não são viáveis dentro de uma relação de custo e benefício e, por isso, é melhor não fazer nada no sistema hídrico de aplicação. Os fatores que contribuíram para isso são, provavelmente, os seguintes:

- 1) O sistema hídrico de aplicação apresenta uma bacia hidrográfica bem preservada (66,8% de florestas), o que coloca o sistema na região de baixa sensibilidade do modelo de custo de tratamento, e;
- 2) A expansão de SBN em larga escala é muito cara, superando os benefícios obtidos em redução nos custos de escassez e de tratamento.

Como o primeiro fator já foi discutido anteriormente, aqui se fará uma análise sobre o segundo fator. No seu relatório sobre SBN, UN-Water (2018) faz a seguinte alegação:

"Uma premissa comumente exagerada sobre as SBN é que elas são 'viáveis economicamente', o que deve ser estabelecido por uma avaliação, incluindo a consideração de co-benefícios. Enquanto algumas aplicações de SBN em pequena escala podem apresentar custos baixos ou sequer terem custos, algumas aplicações, particularmente de larga escala, podem requerer grandes investimentos."

UN-Water, 2018. Tradução livre.

De fato, o que se pode observar a partir dos programas de PSA associados à questão de recursos hídricos no Brasil é que a abrangência em área é de algumas dezenas de quilômetros quadrados. O projeto premiado "Conservador das Águas" de Extrema, em Minas Gerais, cobre com PSA uma área de 64,8 km² e PSA de R\$ 279,00/ha/ano (Pereira, 2017). O "Programa Produtor de Água do Rio Vermelho", em Santa Catarina, apresenta planos de reflorestamento de uma área de 14,8 km² e PSA de R\$ 200,00/ha/ano (CERTI, 2018). Outro exemplo é o planejamento do "Programa Produtor de Água da Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão", também em Santa Catarina, que identifica como área total para as ações 33,7 km² e PSA de R\$ 250,00/ha/ano (Santa Catarina, 2018). Esses esquemas de PSA custam em média (ou iriam custar em caso de implementação) aproximadamente R\$ 980 mil por ano.

Por outro lado, os sistemas hídricos de cidades que devem se planejar para as pressões sistêmicas futuras sobre a oferta e o consumo de água em geral abrangem centenas de quilômetros quadrados. Por exemplo, a área disponível para a expansão de SBN no sistema de produção de água definido para a bacia do Rio do Sinos (a área aplicada na pesquisa) é de 888,7 km². Nesse caso a cobertura completa de SBN sobre a área disponível teria um custo de instalação na ordem de milhões de reais (Figura 81) e um custo operacional na ordem de milhões de reais por ano (Figura 82).

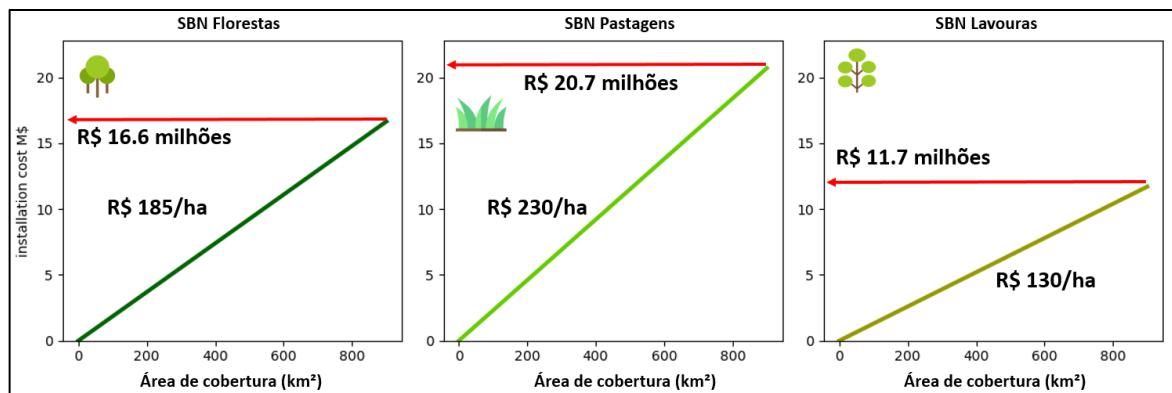


Figura 81. Destaque para o custo total de instalação para a cobertura completa de SBN sobre a área disponível.

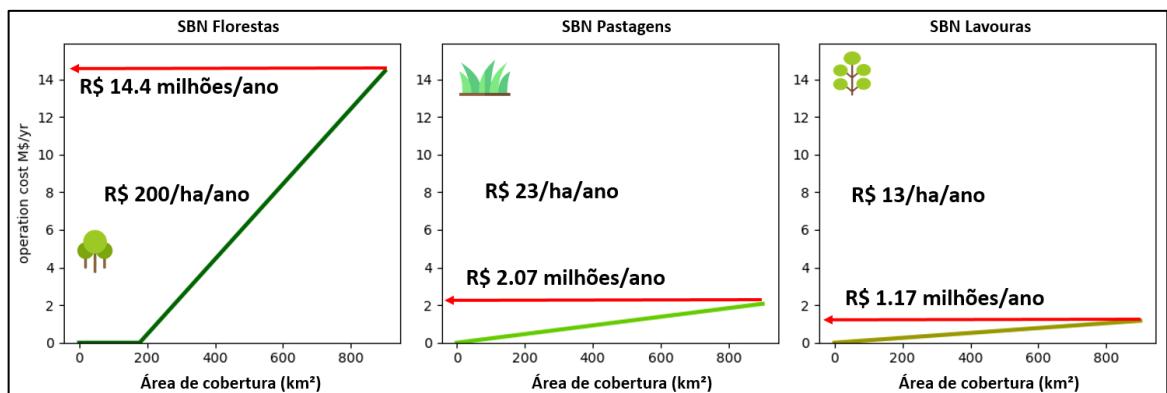


Figura 82. Destaque para o custo total de operação para a cobertura completa de SBN sobre a área disponível.

Um programa de PSA em escala semelhante aos exemplos verificados no Brasil dificilmente produziria impacto perceptível em um sistema hidrológico igual ou superior em tamanho ao do Rio dos Sinos. Essa alegação é especialmente válida para o impacto no aumento da disponibilidade de água, uma vez que essa variável é essencialmente difusa e precisa ser abordada extensivamente pela mudança de uso e cobertura da terra. Já a questão da melhoria na qualidade de água pode ser relativizada pela ação focalizada em áreas prioritárias ou mesmo fontes pontuais, o que poderia, a depender do sistema, trazer um impacto positivo perceptível a partir de uma abordagem intensiva.

5.3.2. Discussão sobre a metodologia

Questões associadas ao modelo de custo da escassez

Como foi demarcado na seção de metodologia, o custo de escassez calculado pelo método *point expansion* linear consiste em uma estimativa conservadora do custo da escassez. Se o modelo adotado assumisse elasticidade de preço constante as curvas de custo seriam exponenciais, produzindo custos de escassez superiores. Além disso, outras abordagens para avaliar o custo da escassez, como a inclusão, além da tarifa, do custo de ações de crise. Essas ações poderiam ser o custo de tratamento avançado de efluentes ou água de outros mananciais com ultrafiltração, transposições de bacia, etc.

Questões associadas ao modelo de custo de tratamento

O PLANS calcula o custo de tratamento a partir de um modelo empírico que relaciona diretamente o percentual de florestas no sistema de produção de água com o custo de tratamento. Essa abordagem empírica sacrifica o detalhamento dos processos subjacentes em nome da praticidade e velocidade de processamento. Os processos que operam para produzir essa relação são os seguintes:

- 1) A chuva e o escoamento superficial gerado produzem a erosão e a lavagem da superfície nas áreas de encosta; esse processo é mais ou menos intenso a depender da classe de uso e cobertura da terra predominante;
- 2) Os sedimentos e demais constituintes da qualidade de água são transportados pelo escoamento fluvial, impactando no valor de um ou mais parâmetros de qualidade de água, como a turbidez e sólidos suspensos;
- 3) A água captada pelo sistema de abastecimento de água é tratada em função de um ou mais parâmetros de qualidade, como turbidez e sólidos suspensos, incorrendo em uma relação de custo de tratamento associado à concentração do parâmetro de qualidade.

Ou seja, para modelar os processos, seria necessário acoplar no modelo hidrológico a modelagem de erosão, transporte de sedimentos e de qualidade da água. Além disso, seria também preciso integrar a relação de custo de tratamento associado à concentração do parâmetro de qualidade simulado pelo modelo hidrológico.

Essa abordagem baseada em processos é atrativa tendo em vista o detalhamento do sistema hidrológico, o que poderia trazer mais informações e conhecimento sobre o sistema. Ainda mais considerando um modelo hidrológico distribuído ou semi-distribuído, essa abordagem permitiria a identificação espacial de áreas prioritárias de ação e expansão de SBN. Pesa, contudo, sobre essa abordagem o ônus da redução da velocidade de processamento e a não garantia de melhoria nas incertezas - muito pelo contrário, mais parâmetros provavelmente iriam aumentar a incerteza dos resultados. Além disso, a calibração dos modelos hidrossedimentológicos podem ser um grande entrave em razão da alta dispersão dos dados existentes, além da baixa taxa de amostragem disponível na maioria dos sistemas hídricos. A Figura 83 ilustra essa questão, apresentando a série histórica de dados existentes de monitoramento sedimentológico da mesma estação de monitoramento de vazão usada na aplicação metodológica (estação Campo Bom).

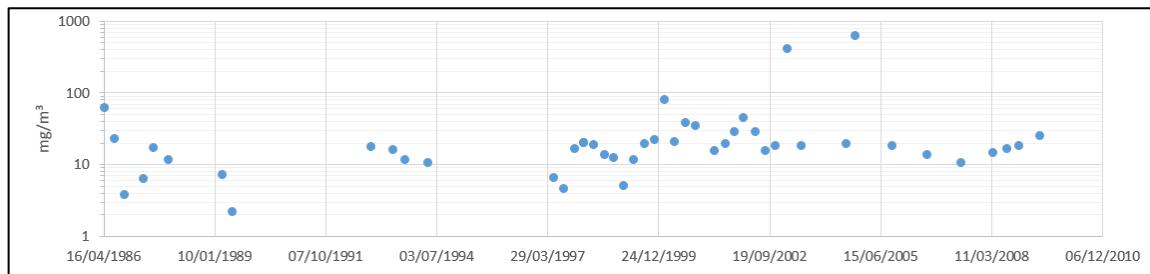


Figura 83. Série histórica de dados do monitoramento sedimentológico da estação Campo Bom.

Isso não quer dizer que o modelo empírico usado pelo PLANS na aplicação metodológica é satisfatório em termos de incertezas. O modelo foi calibrado com apenas sete pontos amostrados por Reis (2004) nas bacias do Rio Piracicaba e Rio Corumbataí. O autor entende que é possível e necessário melhorar a amostragem de pontos para a calibração do modelo. Na época do estudo de Reis (2004) o uso de Sistemas de Informação Geográfica era muito mais restrito que no presente momento, além da disponibilidade de dados de uso e cobertura da terra serem esparsos e não padronizados. O Projeto MapBiomas (2018) mudou completamente o cenário no Brasil sobre a temática de uso e cobertura da terra, padronizando as classes de uso e cobertura a nível de bioma e disponibilizando amplamente os dados. Assim, abre-se uma frente de pesquisa para o aprimoramento desse modelo empírico.

Questões associadas ao modelo hidrológico

Em virtude da métrica de calibração usada (Equação 63), o modelo hidrológico desenvolvido no PLANS foi exitoso em reproduzir o regime de vazões para o período de calibração. Isso é possível afirmar pela inspeção visual das curvas de permanência observada e simulada na Figura 67. Como é possível observar na Figura 67, os maiores desvios se apresentaram nas grandes vazões - uma região irrelevante para a simulação do custo da escassez. Entretanto, a Eficiência de Nash-Sutcliffe apresentou um valor negativo, o que provavelmente decorreu de uma defasagem entre os hidrogramas observados e simulados que penalizou essa métrica de desempenho. Não sendo o objetivo do modelo hidrológico no PLANS a previsão de vazões na escala temporal diária, mas a simulação da disponibilidade de água em longos ciclos de planejamento, esse problema, ainda que indesejável, não é crítico para fragilizar a metodologia usada.

Uma forma possível de consolidar a metodologia, que não foi usada, seria avaliar (ou validar, ainda que esse termo seja controverso) o desempenho do modelo hidrológico após a calibração em um outro período observado, com o devido cuidado de reconfigurar a relação de classes de uso e cobertura da terra para esse período. A métrica de desempenho usada para calibração também poderia ser modificada para penalizar a defasagem entre os hidrogramas, seja com adaptações da métrica de Kling e Gupta ou mesmo com otimização multiobjetivo de mais de uma métrica.

Outro problema, comum a todos os modelos hidrológicos, jaz sobre a incerteza associada ao valor dos parâmetros. Com exceção da relação de classes de uso e cobertura da terra e os parâmetros de calibragem, todos os parâmetros foram obtidos de literatura

ou definidos por tentativa e erro. Por exemplo, a profundidade da zona de raízes, um parâmetro de especial relevância para a modelagem do impacto das florestas, foi definido com base na proporção relativa dos coeficientes evapotranspiração K_c entre as diferentes classes de uso e cobertura. Apesar da incomensurabilidade de parâmetros, um embasamento melhor dessa relação entre as classes deveria ser fundamentada em amostragens de campo da profundidade da zona de raízes.

A despeito do fato de modelos complexos necessitarem de mais parâmetros, o que pode gerar mais incertezas, o modelo hidrológico conceitual desenvolvido poderia ser melhorado em termos de complexidade. Novos reservatórios poderiam ser implementados para representar sub-compartimentos do sistema hidrológico. Unidades de resposta hidrológica poderiam ser definidas em função das diferentes classes de solo ou geologia distribuídas na bacia hidrográfica. O modelo poderia ser semi-distribuído, com o roteamento dos hidrogramas na rede de drenagem sendo calculado por um método de propagação de vazão. Indo além, o modelo poderia ser completamente distribuído em uma grade regular de amostragem, permitindo um grande detalhamento espacial do sistema hidrológico.

Uma simplificação do modelo que merece destaque é que o modelo tratou o solo e o subsolo como um único reservatório do sistema hidrológico. Se esse reservatório fosse concebido como dois reservatórios empilhados (o de cima para o solo e o de baixo para o subsolo), seria possível vincular a capacidade de armazenamento do solo em função da cobertura do solo. Essa abordagem permitiria a representação no modelo do efeito da melhoria na capacidade de campo dos solos com o advento da biomassa e outros processos que aumentam a porosidade de um solo, como apontado em Avila (2014). Como está, a cobertura do solo tem apenas impacto sobre a capacidade de armazenamento superficial e, por consequência, sobre a capacidade de infiltração. Mesmo que não garantida, essa modificação abriria uma chance das florestas melhorarem nas simulações o seu desempenho no aumento da disponibilidade de água. Ainda assim, pesaria contra as florestas o processo de evapotranspiração, que remove relativamente mais água do solo que as outras coberturas do solo.

Problemas associados aos dados de evapotranspiração potencial

Para calibrar e simular o modelo hidrológico, o PLANS requer, além da série diária de precipitação, uma série diária de evapotranspiração potencial. Esse dado de entrada é de grande importância pois representa, junto com a precipitação, a componente climática da pressão sistêmica sobre a oferta de água no sistema hídrico. Esse dado não é, porém, amplamente disponível nas bases de dados de monitoramento meteorológico.

De fato, a reconstituição dessa variável climática em uma resolução temporal diária na aplicação metodológica lançou mão de um método bastante específico, baseado na literatura disponível. Isso é um problema de reprodutibilidade do PLANS. Uma forma de solucionar esse problema de reprodutibilidade é implementar no PLANS um modelo integrado que calcula a evapotranspiração potencial a partir de variáveis climáticas amplamente disponíveis, tais como a temperatura e a velocidade do vento.

Incertezas, sensibilidade e cenarios

O objetivo da aplicação metodológica foi somente demonstrar o funcionamento do PLANS. Sob uma perspectiva rigorosa, os insumos e resultados da aplicação metodológica consistem apenas em um retrato possível para o sistema hídrico modelado. Os parâmetros foram considerados estáticos e as projeções das pressões sistêmicas foram baseadas em opinião especialista ou, no caso da pressão de oferta de água, em uma série sintética gerada por sorteio de números aleatórios. Por exemplo: a projeção populacional se baseou no cenário tendencial da série observada - o que é apenas uma suposição razoável. Outro exemplo é a taxa anual de juros para o cálculo do valor presente dos custos, que foi definida em 8% com base na suposição de que o futuro não será muito diferente do presente.

Conhecidas as amplitudes minimamente prováveis dos valores dos parâmetros, uma análise de sensibilidade do PLANS deveria ser realizada para a consolidação de conclusões robustas. Nessa mesma linha, se conhecidas as distribuições de probabilidade dos parâmetros, uma análise de incerteza poderia ser também realizada para qualificar os resultados. Por fim, uma análise de monte carlo poderia ser feita sobre as projeções climáticas de forma a investigar o desempenho do sistema sob diferentes cenários.

6. Conclusões

6. Conclusões

A integração de conhecimentos dos campos da hidrologia, economia e a emergente temática de soluções baseadas na natureza não foi identificada na literatura pelo autor até o momento. Portanto, considera-se a presente pesquisa como pioneira na melhoria do ferramental técnico e analítico nessa temática.

A pesquisa obteve êxito em seus objetivos pois foi desenvolvido um metamodelo (chamado de “PLANS”) que é capaz de identificar a melhor estratégia de expansão de soluções baseadas na natureza em um dado sistema hídrico e, com isso, estimar a relação de custo e benefício do desenvolvimento de soluções baseadas na natureza. O PLANS, assim, surge como um arcabouço analítico disponível para o planejamento de soluções baseadas na natureza. Melhorias estruturais, conceituais e procedurais no PLANS podem ser implementadas em razão da sua estrutura modular. A estrutura inteira do PLANS pode ser modificada sem prejuízo de suas rotinas básicas e vice-versa. Ao que tudo indica, a pesquisa produziu um legado que pode ser explorado por novas pesquisas - um aspecto importante no progresso da Ciência

Os resultados evidenciam que a melhor estratégia de expansão de soluções baseadas na natureza é aquela que distribui temporalmente as decisões de maneira a minimizar o custo total do sistema hídrico ao final do período de planejamento. As soluções baseadas na natureza apresentam impactos diferenciados sobre o custo total, agindo ora mais sobre o custo de escassez, ora mais sobre o custo de tratamento. A melhor estratégia de expansão, portanto, otimiza temporalmente as vantagens de cada solução baseada na natureza em relação às pressões apresentadas pelo cenário de futuro.

A pesquisa vai além disso, pois contribui com aporte científico para o debate em torno da crescente demanda por água em cidades, esquemas de pagamentos por serviços ambientais, políticas de conservação de água e revitalização de bacias hidrográficas. Nesse sentido, os resultados da aplicação do PLANS a bacia hidrográfica do Rio dos Sinos indicam que:

- 1) As pastagens com terraços são a solução baseada na natureza de melhor desempenho sobre o aumento da disponibilidade de água e redução do custo da escassez;
- 2) O reflorestamento não é a solução baseada na natureza adequada para o aumento da disponibilidade de água e redução do custo da escassez, pois, conforme estudos observacionais, experimentais e parâmetros as florestas removem relativamente mais água pelo processo de evapotranspiração que as pastagens e lavouras com terraços;
- 3) O reflorestamento é a solução baseada na natureza de impacto superior sobre o aumento da qualidade de água, mas sua expansão é mais eficiente em bacias altamente desmatadas (com 50% ou menos de cobertura florestal);
- 4) A expansão de solução baseada na natureza em larga escala sobre os sistemas hídricos pode ser inviável economicamente quando avaliado os custos e benefícios diretos, o que foi o caso do sistema hídrico de aplicação;
- 5) Os programas de pagamentos por serviços ambientais e similares observados na prática no Brasil atuam sobre áreas pelo menos dez vezes menores que as necessárias para produzir impactos perceptíveis sobre a disponibilidade de água de grandes sistemas hídricos (que em geral ocupam centenas de quilômetros quadrados).

Referências

- ALLEN, R. et al. **Crop evapotranspiration - guidelines for computing crop water requirements**. FAO Irrigation and Drainage Paper 56. Rome: [s.n.].
- ANDRÉASSIAN, V. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. **Journal of Hydrology**, v. 291, n. 1-2, p. 1-27, 31 maio 2004.
- ARANCIBIA, A. L.; MARQUES, G. F.; BULHÕES MENDES, C. A. Systems capacity expansion planning: novel approach for environmental and energy policy change analysis. **Environmental Modelling and Software**, v. 85, p. 70-79, 2016.
- AVILA, C. B. Variação da infiltração devido a alterações de uso do solo: estudo de caso de implantação de florestas em bioma pampa. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Maria. 2014.
- BASSI, L. Valuation of land use and management impacts on water resources in the Lajeado São José micro-watershed Chapecó, Santa Catarina State, Brazil. [s.l: s.n.].
- BAUMHARDT, E. Hidrologia de cabeceira com eucaliptocultura e campo nativo na região da campanha gaúcha. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Santa Maria. 2014.
- BELLMAN, R. **Dynamic Programming**. [s.l.] Princeton University Press, 1957.
- BEVEN, K. **Rainfall-Runoff Modelling**. [s.l: s.n.].
- BOELEE, E. et al. Overcoming water challenges through nature-based solutions. **Water Policy**, v. 19, n. 5, p. 820-836, 2017.
- BOX, G. E. P. Robustness in the Strategy of Scientific Model Building. [s.l.] Academic Press, 1979.
- BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2014. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2016.
- BUREK, P. et al. Water Futures and Solutions. Laxenburg: [s.n.].
- BUURMAN, J.; BABOVIC, V. Adaptation Pathways and Real Options Analysis: An approach to deep uncertainty in climate change adaptation policies. **Policy and Society**, v. 35, n. 2, p. 137-150, 2016.
- COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Ajuste Multiobjetivo dos Parâmetros de um Modelo Hidrológico. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 3, p. 27-39, 2003.
- COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. May, p. 253-260, 1997.

Referências

- GROOT, R. S. DE. Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics. **The Environmentalist**, 1987.
- DEBAERE, P. et al. Water markets as a response to scarcity. **Water Policy**, 2014.
- DINGMAN, S. L. **Physical Hydrology**. 2. ed. Long Grove, Illinois, USA: Waveland Press, 2002.
- DOORENBOS, J.; PRUITT, W. O. Guidelines for predicting crop water requirements. Rome. FAO Irrigation and drainage paper 24, , 1977.
- DURRANS; METHODS, H. **Stormwater Conveyance Modeling and Design**. [s.l: s.n].
- ELLISON, D., FUTTER, M., BISHOP, K., 2012. On the forest cover-water yield debate: from demand-to supply-side thinking. **Glob. Change Biol.** 18, 806–820.
- FILOSO, S. et al. Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review. **PLoS ONE**, 2017.
- FLÖRKE, M.; SCHNEIDER, C.; MCDONALD, R. I. Water competition between cities and agriculture driven by climate change and urban growth. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 1, p. 51–58, 2018.
- FOLEY, J. A. et al. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570, 2005.
- FÓRUM ECONÔMICO MUNDIAL. **The Global Risks Report 2019**. 14th Edition Insight Report. [s.l: s.n].
- FRAGA, C. C. S.; MEDELLÍN-AZUARA, J.; MARQUES, G. F. Planning for infrastructure capacity expansion of urban water supply portfolios with an integrated simulation-optimization approach. **Sustainable Cities and Society**, v. 29, p. 247–256, 2017.
- FRANCESCONI, W. et al. Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to model ecosystem services: A systematic review. **Journal of Hydrology**, v. 535, p. 625–636, 1 abr. 2016.
- GOMES, M. A. Solos, manejo e aspectos hidrológicos na bacia hidrográfica do Araújos, Viçosa - MG. [s.l.] Universidade Federal de Viçosa, 2005.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E. et al. The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. **Ecological Economics**, v. 69, p. 1209–1218, 2010.
- GRIEBELER, N. P.; CARVALHO, D. F. DE; MATOS, A. T. DE. Estimativa do custo de implantação de sistema de terraceamento, utilizando-se o sistema de informações geográficas. estudo de caso: Bacia do Rio Caxangá, PR. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 4, n. 2, p. 299–303, 2000.
- GRIFFIN, R. C. **Water Resources Economics - the analysis of scarcity, policies, and projects**. Cambridge: Massachusetts Institute of Technology, 2006.

Referências

- GUILLAUME, J. H. A.; JAKEMAN, A. J. Providing scientific certainty in predictive decision support: The role of closed questions. iEMSs 2012 - Managing Resources of a Limited Planet: Proceedings of the 6th Biennial Meeting of the International. **Environmental Modelling and Software Society**, p. 1835–1842, 2012.
- HAASNOOT, M. et al. Fit for purpose? Building and evaluating a fast, integrated model for exploring water policy pathways. **Environmental Modelling and Software**, v. 60, p. 99–120, 2014.
- HAASNOOT, M. et al. A method to develop management strategies for an uncertain future. **Sustainable Development**, v. 381, n. November 2009, p. 369–381, 2011.
- HAASNOOT, M. et al. Dynamic adaptive policy pathways: A method for crafting robust decisions for a deeply uncertain world. **Global Environmental Change**, v. 23, n. 2, p. 485–498, 1 abr. 2013.
- HAASNOOT, M. et al. Exploring pathways for sustainable water management in river deltas in a changing environment. **Climatic Change**, 2012.
- HAINES-YOUNG, R.; POTSCHEIN, M. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 Guidance on the Application of the Revised Structure. [s.l: s.n.]. Disponível em: <www.cices.eu>.
- HAN, D. et al. Alterations to groundwater recharge due to anthropogenic landscape change. *Journal of Hydrology*, v. 554, p. 545–557, 1 nov. 2017. HAROU, J. J. et al. Hydro-economic models: Concepts, design, applications, and future prospects. **Journal of Hydrology**, 2009.
- HILLIER, F. S.; LIEBMAN, G. J. Introduction to Operations Research. [s.l: s.n.]. v. 16
- HOEKSTRA, A. Y. et al. Global monthly water scarcity: Blue water footprints versus blue water availability. **PLoS ONE**, v. 7, n. 2, 2012.
- HORTON, R. E. Analysis of runoff-plat experiments with varying infiltration capacity. **Transactions American Geophysical Union**, n. Reports and papers-hydrology, p. 693–711, 1939.
- HORTON, R. E. The role of infiltration in the hydrologic cycle. **Transactions American Geophysical Union**, n. Reports and papers-hydrology, p. 446–460, 1933.
- HUNTINGTON, T. G. Evidence for intensification of the global water cycle: Review and synthesis. **Journal of Hydrology**, 2006.
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). The IUCN Programme 2013–2016. IUCN World Conservation Congress. [s.l: s.n.]. Disponível em: <https://cmsdata.iucn.org/downloads/iucn_programme_2013_2016.pdf>.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands**, Second Edition. [s.l: s.n.].

Referências

- KEESSTRA, S. et al. The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystem services. **Science of the Total Environment**, v. 610–611, p. 997–1009, 2018.
- KINGSBOROUGH, A.; BORGOMEO, E.; HALL, J. W. Adaptation pathways in practice: Mapping options and trade-offs for London's water resources. **Sustainable Cities and Society**, v. 27, p. 386–397, 2016.
- LEOPOLD, L. Hydrology for Urban Land Planning - A Guidebook on the Hydrologic Effects of Urban Land Use. **Geological Survey Circular 554**. Washington D.C.: [s.n.]. Disponível em: <<http://enviro.lclark.edu/resources/Tryon/Water/Hydrology.pdf>>.
- LIQUETE, C. et al. Integrated valuation of a nature-based solution for water pollution control. Highlighting hidden benefits. **Ecosystem Services**, v. 22, p. 392–401, 2016.
- LIU, R. et al. Identifying non-point source critical source areas based on multi-factors at a basin scale with SWAT. **Journal of Hydrology**, v. 533, p. 379–388, 1 fev. 2016.
- LOUCKS, D. P.; BEEK, E. VAN. **Water resource systems planning and analysis**. [s.l.] Deltares and UNESCO, 2017.
- MALEK, K. et al. Climate change reduces water availability for agriculture by decreasing non-evaporative irrigation losses. **Journal of Hydrology**, v. 561, p. 444–460, 1 jun. 2018.
- MARQUES, G. F.; JENKINS, M. W.; LUND, J. R. C. N.-0000. Modeling of Friant Water Management and Groundwater. 2003.
- MARYLAND DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL RESOURCES; PRINCE GEORGE COUNTY. Low-Impact Development Design Strategies: An Integrated Design Approach. Largo: [s.n.].
- MCCULLOCH, J. S. G.; ROBINSON, M. History of forest hydrology. **Journal of Hydrology**, v. 150, n. 2, p. 189–216, 1993.
- MEADOWS, D. H. **Thinking in systems: a primer**. 1. ed. White River Junction, Vermont: Chelsea Green Publishing, 2008.
- MEDEIROS, G. DE O. R. et al. Estimates of annual soil loss rates in the state of São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 40, p. 1–18, 2016.
- MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. Sustainability: Four billion people facing severe water scarcity. **Science Advances**, 2016.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystems and Human Well-being: SynthesisA Report of the Millennium Ecosystem AssessmentWashington D.C. Island Press, , 2005. Disponível em: <<http://www.who.int/entity/globalchange/ecosystems/ecosys.pdf%5Cnhttp://www.loc.gov/catdir/toc/ecip0512/2005013229.html>>

Referências

- MOMBLANCH, A. et al. Using ecosystem services to represent the environment in hydro-economic models. **Journal of Hydrology**, v. 538, p. 293–303, 1 jul. 2016.
- MURTHY, R. **Operations Research**. 2. ed. Anantapur: New Age International, 2007.
- NEARY, D. G.; ICE, G. G.; JACKSON, C. R. Linkages between forest soils and water quality and quantity. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 10, p. 2269–2281, 30 out. 2009.
- NEITSCH, S. L. et al. Soil and Water Assessment Tool - Theoretical Documentation. [s.l: s.n.].
- NESSHOVER, C.; ASSMUTH, T.; IRVINE, K. N. The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective. **Science of the Total Environment**, v. 579, p. 1215–1227, 2017.
- ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). OECD Environmental Outlook to 2050. **OECD Publishing**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1787/9789264122246-en>>.
- PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Stream in the Urban Landscape. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 32, p. 333–365, 2001.
- PEREIRA, P. H. Projeto Conservador de Águas - 12 anos. [s.l: s.n.].
- POSTEL, S. L.; THOMPSON, B. H. Watershed protection: Capturing the benefits of nature's water supply services. **Natural Resources Forum**. [s.l: s.n.].
- REIS, L. V. DE S. Cobertura florestal e custo de tratamento de águas em bacias hidrográficas de abastecimento público: caso do manancial do município de Piracicaba. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2004.
- RICHARDS, L. A. Capillary conduction of liquids through porous mediums. **Journal of Applied Physics**, v. 1, n. 5, p. 318–333, 1931.
- ROSENBERG, D. E.; HOWITT, R. E.; LUND, J. R. Water management with water conservation, infrastructure expansions, and source variability in Jordan. **Water Resources Research**, v. 44, n. 11, p. 1–11, 2008.
- SAMUELSON, P. A.; NORDHAUS, W. D. **Economics**. 19. ed. New York: McGraw-Hill, 2010.
- SANTOS, F. L. DOS; SILVANO, R. A. M. Aplicabilidade, potenciais e desafios dos Pagamentos por Serviços Ambientais para conservação da água no sul do Brasil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, 2016.
- SAVENIJE, H. H. G. The importance of interception and why we should delete the term evapotranspiration from our vocabulary. **Hydrological Processes**, v. 18, n. 8, p. 1507–1511, 2004.
- SCHUELER, T. R. Controlling Urban Runoff: A Practical Manual for Planning and Designing Urban BMPs. Washington D.C.: [s.n.].

Referências

- SINGH, A. An overview of the optimization modelling applications. **Journal of Hydrology**, v. 466–467, p. 167–182, 12 out. 2012.
- SMITH, M.; GROOT, R. DE; BERGKAMP, G. **Pay: establishing payments for watershed services**. Gland, Switzerland: IUCN, 2006.
- SONNEVELD, B. G. J. S. et al. **Nature-Based Solutions for agricultural water management and food security**. Rome: FAO, 2018.
- THE NATURAL CAPITAL PROJECT. InVEST User's Guide. [s.l.] The Nature Conservancy, 2016.
- TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2nd. ed. Porto Alegre: [s.n.].
- UNITED NATIONS DEPARTMENT OF SOCIAL AND ECONOMIC AFFAIRS (UN-DESA); BOCQUIER, P. **World urbanization prospects: The 2018 Revision**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://esa.un.org/unpd/wup/Highlights/WUP2014-Highlights.pdf>>.
- UNITED NATIONS WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME (WWAP/UN-WATER). **The United Nations World Water Development Report 2018: Nature-Based Solutions for Water** (UNESCO, Ed.). Paris: [s.n.]. Disponível em: <<http://unesdoc.unesco.org/images/0026/002614/261424e.pdf>>. 2018
- UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE (USDA). **Best Management Practices To Minimize Agricultural Phosphorus Impacts on Water Quality**. [s.l: s.n.].
- UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE (USDA). **Urban hydrology for small watersheds**. USDA Natural Resource Conservation Service Conservation Engineering Division Technical Release 55. [s.l: s.n.].
- WADA, Y. et al. Modeling global water use for the 21st century: The Water Futures and Solutions (WFaS) initiative and its approaches. **Geoscientific Model Development**, v. 9, n. 1, p. 175–222, 2016.
- WALKER, W. E. et al. Defining Uncertainty A Conceptual Basis for Uncertainty Management in Model-Based Decision Support. **Integrated Assessment**, 4, 2003, v. 00, n. 0, 2003.
- WALKER, W. E.; MARCHAU, V. A. W. J.; SWANSON, D. Addressing deep uncertainty using adaptive policies: Introduction to section 2. **Technological Forecasting and Social Change**, v. 77, n. 6, p. 917–923, 2010.
- WILLIAMS, J. R. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yield and Sources. Washington D.C. United States Department of Agriculture, 1975.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. A universal soil-loss equation to guide conservation farm planning. **Transactions 7th int. Congr. Soil Sci.**, v. 1, p. 418–425, 1960.

Referências

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. **Agriculture Handbook Number 537**. Washington D.C.: [s.n.].

WORLD OVERVIEW OF CONSERVATION APPROACHES AND TECHNOLOGIES (WOCAT). **WOCAT 2007: where the land is greener - case studies and analysis of soil and water conservation initiatives worldwide**. [s.l.] WOCAT, CAT, FAO, UNEP, CDE, 2007.

WUNDER, S. The Efficiency of Payments for Environmental Services in Tropical Conservation. **Conservation Biology**, v. 21, n. 1, p. 48–58, 2007.