

CONTRATO Nº 12/2018

TDR Nº 66

ANÁLISE DOS REFLEXOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NAS METODOLOGIAS DE PLANEJAMENTO DE SISTEMAS ELÉTRICOS

PRODUTO 4

METODOLOGIA PARA USO CONSUNTIVO DA ÁGUA

META

PROJETO DE ASSISTÊNCIA
TÉCNICA DOS SETORES DE
ENERGIA E MINERAL



BANCO MUNDIAL
BIRD • AID | GRUPO BANCO MUNDIAL

MINISTÉRIO DE
MINAS E ENERGIA



Pesquisa / Produto / Trabalho executado com recursos provenientes do Acordo de Empréstimo nº 8.095-BR, formalizado entre a República Federativa do Brasil e o Banco Internacional para Reconstrução e Desenvolvimento – BIRD, em 1º de março de 2012.

Outubro/2018

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	4
2. FUNDAMENTOS GERAIS.....	5
3. ESTIMATIVAS DE USOS DA ÁGUA	11
3.1. Usos consuntivos	13
3.1.1. Irrigação	13
3.1.2. Abastecimento Animal	24
3.1.3. Abastecimento humano	27
3.1.4. Industrial	34
4. PROJEÇÕES DE USOS	44
4.1. Modelos e projeções de uso e cobertura do solo	44
4.1.1. Modelo GLOBIOM	51
4.1.2. Modelo LCM	58
4.1.3. Modelo Dinamica EGO	61
4.1.4. Modelo LuccME	63
4.1.5. Modelo REGIA	67
4.1.6. Modelo IMAGEM-B.....	70
4.1.7. Modelo CLUE-S	72
4.1.8. Outros modelos	73
4.2. Projeções de uso consuntivo da água.....	75
4.2.1. Irrigação	76
4.2.2. Abastecimento animal	77
4.2.3. Abastecimento humano	77

4.2.4. Indústria.....	77
4.3. Projeções de usos considerando aspectos econômicos	78
4.3.1. Contas Econômicas Ambientais da Água para o Brasil (CEAA)	80
4.3.2. Uso de modelos computáveis de equilíbrio geral para projeção da demanda hídrica	95
4.3.3. Aplicação à bacia do rio São Francisco.....	110
5. PROJEÇÃO DE VAZÕES COM BASE EM MUDANÇAS CLIMÁTICAS	115
5.1. Estudos antecedentes	115
5.2. Proposição de aperfeiçoamentos metodológicos	120
5.3. Estudo de caso para a bacia do rio São Francisco	124
5.3.1. Descrição geral da metodologia.....	124
5.3.2. O modelo hidrológico MGB-IPH.....	125
5.3.3. Ajuste do modelo MGB-IPH à bacia do rio São Francisco	130
5.3.4. Calibração do modelo hidrológico	136
5.3.5. Verificação das simulações de vazões com base nas simulações climáticas para o período de referência (1961 a 1990).....	140
5.3.6. Projeções de vazões para o período futuro (2019 a 2050) com base nas projeções climáticas	144
5.3.7. Simulação de cenário de mudança no uso do solo	155
5.3.8. Projeções de usos consuntivos na bacia do rio São Francisco	157
5.3.9. Projeções de vazões considerando cenários de mudanças do uso do solo, usos consuntivos e mudanças climáticas.....	164
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	166
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	168

1. INTRODUÇÃO

Embora a gestão de recursos hídricos no Brasil tenha uma referência institucional moderna já há mais de vinte anos (Lei Federal 9433/97), as informações hídricas de consumo são ainda deficientes. Isso ocorre de forma generalizada, seja no nível das outorgas (que já está em processo de organização), seja principalmente no que diz respeito ao consumo efetivo. Assim, existe uma dificuldade real para se ter um bom diagnóstico do consumo hídrico, notadamente considerando seus atributos espacial e temporal.

A Agência Nacional de Águas (ANA) tem se esforçado em melhorar as ferramentas de diagnóstico, iniciando a utilização de sistemas de informações geográficas, econômicas e contábeis, que levarão a uma maior aderência das estimativas com a realidade. Entretanto, para o planejamento necessita-se de um histórico de dados razoável, principalmente do uso e das condições econômicas vigentes correlacionadas. Nesse sentido, a ANA e o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) publicaram recentemente as Contas Econômicas Ambientais da Água (CEAA), que permitirão em alguns anos se ter uma base para melhores análises e projeções.

Há de se considerar, ainda, a influência das mudanças climáticas sobre os usos do solo e da água, que podem impactar significativamente na disponibilidade hídrica de bacias hidrográficas. Nesse contexto, faz-se necessário o aperfeiçoamento de metodologias que englobam os cenários de uso do solo e de uso consuntivo da água decorrentes das mudanças climáticas.

O presente Produto realizou, primeiramente, um levantamento de fundamentos e das metodologias utilizadas para diagnósticos de usos consuntivos da água. Em seguida, foram levantadas os modelos e projeções de uso do solo, da água e dos aspectos econômicos associados à água. Com base nos levantamentos realizados, foram propostos alguns aperfeiçoamentos metodológicos visando aprimorar a projeção de vazões, considerando as mudanças climáticas. Posteriormente, foi desenvolvido o estudo de caso da bacia do rio São Francisco, por meio de simulações hidrológicas

com o modelo MGB-IPH para avaliação dos impactos decorrentes de cenários de mudanças do uso do solo, usos consuntivos e mudanças climáticas. Por fim, apresentou-se as considerações finais que poderão subsidiar a elaboração de estudos futuros.

2. FUNDAMENTOS GERAIS

De acordo com a Organização das Nações Unidas (ONU, 2012a), os formuladores das políticas de gestão da água, devem estar cientes das prováveis consequências de tais políticas sobre a economia. Para isso, são necessários sistemas que integrem informações sobre a economia, a hidrologia, outros recursos naturais e aspectos sociais. Nesse sentido, a organização desenvolveu o *System of Environmental-Economic Accounting for Water (SEEA-Water)*, em português Sistema de Contabilidade Econômico-Ambiental da Água.

O *SEEA-Water* tem por objetivo padronizar conceitos e métodos na contabilidade da água. Fornece uma estrutura conceitual para organizar informações econômicas e hidrológicas, permitindo uma análise consistente da contribuição da água para a economia e do impacto da economia sobre os recursos hídricos. Por meio do *SEEA-Water* é possível obter um conjunto de indicadores agregados para monitorar o desempenho econômico-ambiental, tanto a nível setorial como macroeconômico, bem como um conjunto de estatísticas para orientar os gestores de recursos para tomada de decisões (ONU, 2012a).

Na Figura 1 é apresentada de forma simplificada e diagramática a estrutura do *SEEA-Water*, que considera de forma integrada a economia, os sistemas de recursos hídricos e suas interações. A economia e o sistema de águas interiores de um determinado território (denominado como “território de referência”) são representados por duas caixas separadas. O sistema de águas interiores é composto por todos os recursos hídricos do território (águas superficiais, subterrâneas e do solo) e os fluxos naturais entre eles. Já a economia é composta pelos residentes, que

utilizam água para fins de produção e consumo e instalam infraestruturas para armazenar, tratar, distribuir e descarregar a água.

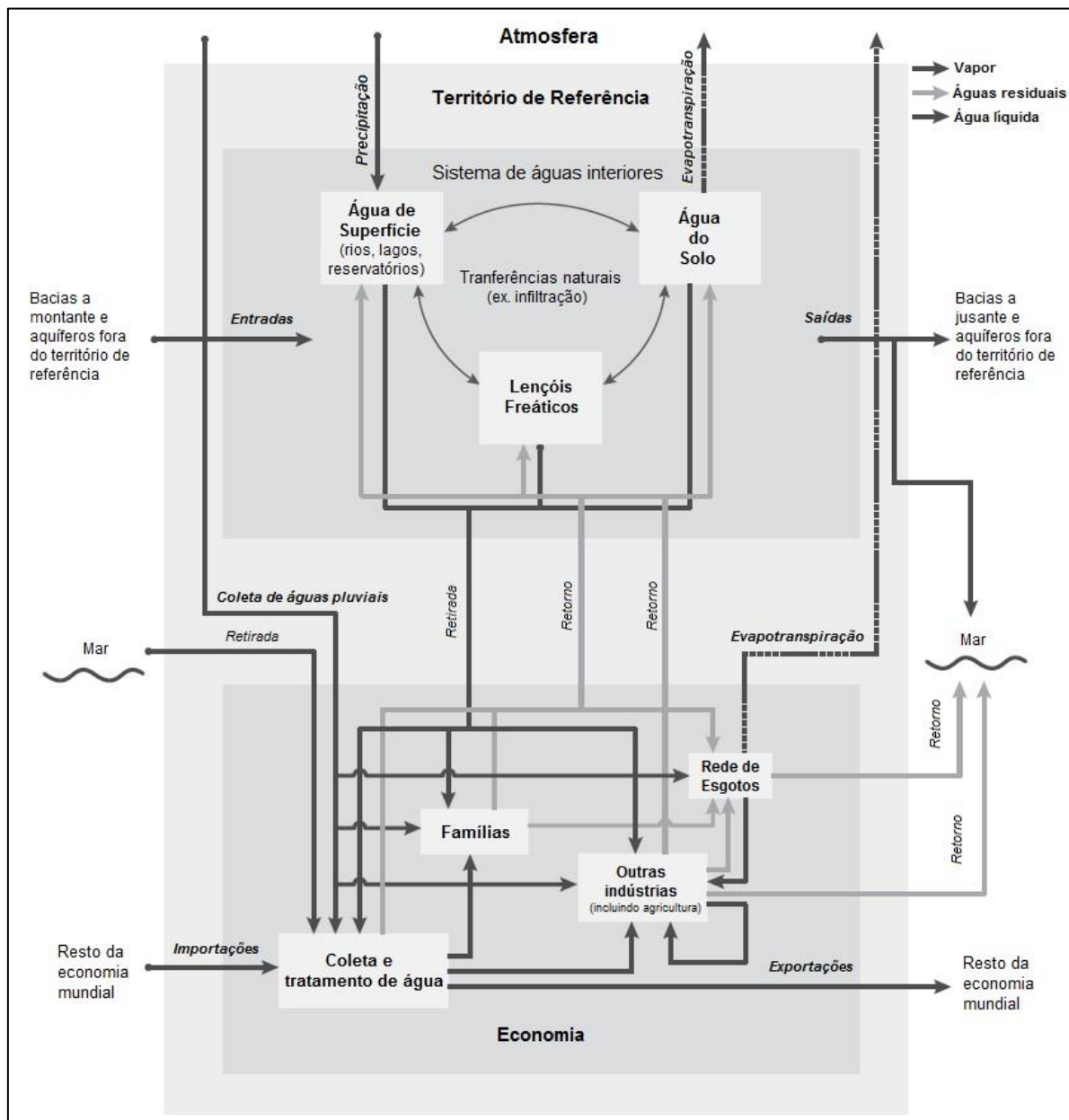


Figura 1 - Principais fluxos dentro e entre os sistemas de águas interiores e economia.

Fonte: Adaptado de ONU (2012a).

O sistema de águas interiores e a economia de um determinado território, que pode ser um país, uma região administrativa ou uma bacia hidrográfica, podem trocar água com os de outros territórios por meio de importações e exportações de água (trocas

de água entre economias) e entradas de territórios a montante e saídas para territórios à jusante (trocas de água entre sistemas de águas interiores). Há ainda trocas com o mar e a atmosfera, considerados fora do sistema de águas interiores.

A economia utiliza a água de diversas formas. Pode remover fisicamente a água do ambiente para atividades que envolvem produção e consumo ou usar água sem removê-la fisicamente do ambiente. No primeiro caso, a economia abstrai a água das massas de águas interiores ou do mar, utiliza a precipitação através da agricultura de sequeiro ou da captação de água e também para gerar energia hidrelétrica. No segundo caso, a economia usa a água para fins recreativos e de navegação, pesca e outros usos que dependem da presença física da água e, muitas vezes, da qualidade da água também. Mesmo que esses usos possam ter um impacto negativo na qualidade dos corpos d'água, não são considerados diretamente nas contas da água, uma vez que não envolvem deslocamento de água.

Além de abstrair a água, a economia devolve a água ao ambiente, para o sistema de águas interiores ou diretamente para o mar. Normalmente, os fluxos de retorno têm um impacto negativo no ambiente em termos de qualidade, geralmente menor que a da água captada. Embora os retornos ao sistema de águas interiores alterem a qualidade do corpo receptor, representam uma entrada no sistema, pois a água devolvida torna-se disponível para outros usos.

Durante o uso, parte da água pode ser retida nos produtos gerados pela indústria/agricultura ou evaporada/evapotranspirada. Na maioria das atividades industriais a água é perdida, principalmente, como resultado da evaporação, em oposição à situação na agricultura, em que a água é consumida como resultado da evaporação e transpiração de plantas e culturas.

Conforme já mencionado, o *SEEA-Water* fornece um conjunto de indicadores que permitem comparações ao longo do tempo e entre países, auxiliando os gestores nas tomadas de decisão. Na Tabela 1 são apresentados os indicadores de intensidade de uso da água e produtividade hídrica. Entende-se por intensidade a relação entre o consumo de água e o produto ou serviço associado, podendo ser medido em termos

econômicos (Produto Interno Bruto-PIB, renda per capita, dentre outros) ou físicos (unidades de peso, volume, área, população de usuários etc.). A intensidade tomada em bases técnicas é também denominada consumo específico (ou, neste caso, consumo hídrico específico). A produtividade hídrica é simplesmente o inverso da intensidade hídrica.

Tabela 1 - Indicadores do *SEEA-Water* de intensidade e produtividade hídrica.

Fonte: ONU (2012b).

Indicador	Fórmula
Intensidade do uso da água (unidades físicas)	$WI = \frac{(E + G) - (F + H)}{População}$ E = retirada de água; G = água recebida de outras unidades econômicas; F = água fornecida a outras unidades econômicas; H = retorno da água ao ambiente pelas unidades econômicas.
Intensidade do uso da água na economia	$WI_{Economia} = \frac{(E + G) - (F + H)}{PIB}$ E = retirada de água; G = água recebida de outras unidades econômicas; F = água fornecida a outras unidades econômicas; H = retorno da água ao ambiente pelas unidades econômicas; PIB = produto interno bruto.
Intensidade do uso da água pela indústria	$WI_{Indústria} = \left[\frac{(E + G) - (F + H)}{Valor\ adicionado} \right]_{Indústria}$ E = retirada de água; G = água recebida de outras unidades econômicas; F = água fornecida a outras unidades econômicas; H = retorno da água ao ambiente pelas unidades econômicas.
Intensidade do uso da água por produto	$WI_{Produto} = \left[\frac{(E + G) - (F + H)}{Produção\ monetária} \right]_{Produto}$ E = retirada de água; G = água recebida de outras unidades econômicas; F = água fornecida a outras unidades econômicas;

Indicador	Fórmula
	H = retorno da água ao ambiente pelas unidades econômicas.
Produtividade hídrica da economia	$WP_{Economia} = \left[\frac{PIB}{(E + G) - (F + H)} \right]_{Economia}$ E = retirada de água; G = água recebida de outras unidades econômicas; F = água fornecida a outras unidades econômicas; H = retorno da água ao ambiente pelas unidades econômicas; PIB = produto interno bruto.
Produtividade hídrica da indústria	$WP_{Indústria} = \left[\frac{Valor\ adicionado}{(E + G) - (F + H)} \right]_{Indústria}$ E = retirada de água; G = água recebida de outras unidades econômicas; F = água fornecida a outras unidades econômicas; H = retorno da água ao ambiente pelas unidades econômicas.

Observem que estes índices estão associados ao uso consuntivo da água, pois abatem da extração a restituição. Embora o *SEEA-Water* contabilize qualquer uso que esteja associado à extração, esses índices não revelam o quão impactantes realmente são nos corpos d'água. Associe a isso os usos não consuntivos, posto que estes representam importantes restrições de uso. Uma evolução no conceito de contabilização do uso da água é a Pegada Hídrica, que avalia a necessidade do recurso hídrico disponível na natureza para garantir determinado uso.

Os índices econômicos são mais adequados para as projeções, notadamente de médio e longo prazo. Entretanto, por terem caráter muito agregado carecem de uma análise técnica complementar que permita a desagregação (principalmente espacial) no território de interesse. Há de se destacar que os modelos de diagnóstico de uso hídrico correntes no país prendem-se, quase que na totalidade, aos índices técnicos e raramente estão associados a parâmetros econômicos.

É clara a necessidade de se ter um sistema de informações integrado hídrico-econômico para se ter uma base de dados capaz de suportar análises e projeções mais

aderentes, mas ainda ficam dependentes das incertezas crescentes, destacando-se as associadas às mudanças climáticas e às evoluções tecnológicas.

Como dito, o uso da água não se prende ao consumo, nem tampouco se restringe à inclusão do uso não consuntivo. Necessita-se entender o ciclo hídrico e deste avaliar quanto deste recurso estará comprometido com determinado uso (ou forma de uso).

De acordo com Leão e Jacobi (2016), dentre as diversas ferramentas para melhoria da gestão da água, a Pegada Hídrica (PH) merece destaque, por sua aplicação em diversos estudos divulgados em revistas científicas internacionais e, ainda, segundo Hoekstra (2011), por se tratar de um indicador abrangente da apropriação dos recursos hídricos, vis-à-vis ao conceito tradicional e restrito de captação de água.

O conceito de PH, desenvolvido a partir do conceito de água virtual, foi introduzido por Hoekstra em 2002, como sendo um indicador do uso da água, que considera não apenas o uso direto por um consumidor ou produtor, mas também seu uso indireto (HOEKSTRA et al., 2011). Basicamente, a PH de um produto ou serviço é o volume de água utilizado para produzi-lo, medido ao longo de toda cadeia produtiva.

A PH contabiliza a água consumida em todas as fases de produção de um bem ou serviço, sendo composta pela PH verde, PH azul e PH cinza (Figura 2). A PH azul é a quantidade de água consumida de origem superficial ou subterrânea. A PH verde é a quantidade de precipitação armazenada no solo e consumida pelas plantas. E, por fim, a PH Cinza, que, por se tratar de um indicador de impactos sobre a qualidade da água, é definida como a quantidade de água necessária para diluir os poluentes presentes no efluente resultante do processo produtivo em questão (HOEKSTRA et al., 2011 apud LEÃO; JACOBI, 2016).

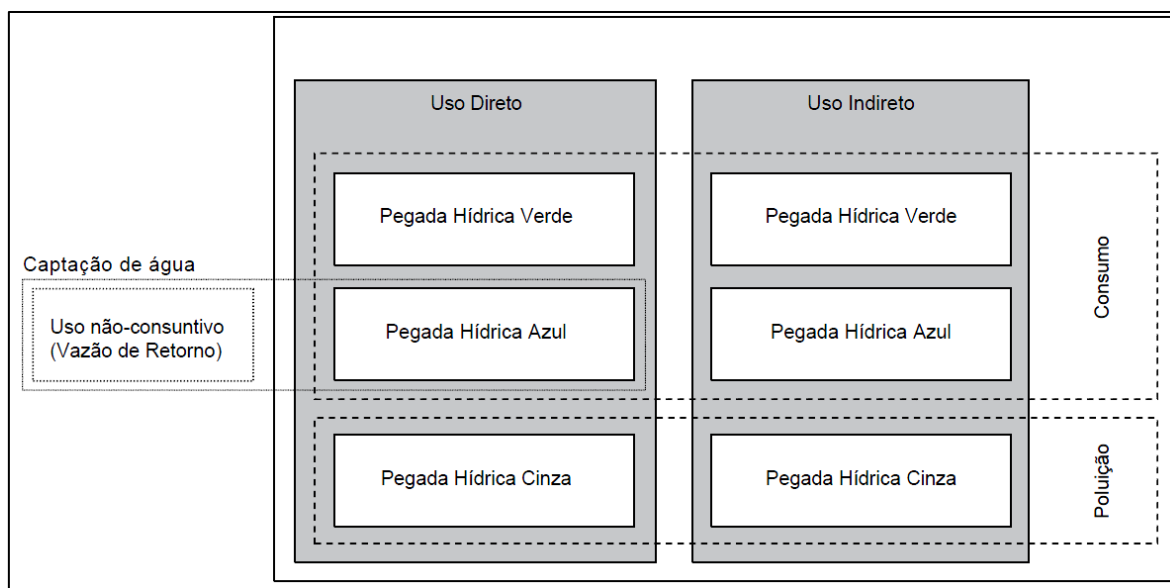


Figura 2 - Representação esquemática dos componentes de uma pegada hídrica.

Fonte: Hoekstra et al. (2011).

É verificado, por meio da observação da Figura 2, que a pegada hídrica difere da medida clássica de captação de água, em três aspectos: (i) não inclui o uso da água azul, quando a mesma retorna ao ambiente, ou seja, o uso não-consuntivo não faz parte da PH; (ii) não está restrita ao uso da água azul, mas inclui também a água verde e cinza e (iii) não está restrita ao uso direto da água, mas inclui também seu uso indireto. Dessa forma, a PH oferece uma perspectiva mais ampla e adequada sobre a forma como um consumidor e produtor se relaciona com o uso dos sistemas de água doce (HOEKSTRA et al., 2011).

3. ESTIMATIVAS DE USOS DA ÁGUA

Toda atividade humana que modifique as condições naturais da água é considerada um tipo de uso, que pode ser classificado como consuntivo ou não consuntivo. Os **usos consuntivos** são aqueles que abstraem a água do manancial com finalidade, por exemplo, de irrigação, utilização na indústria e abastecimento humano, promovendo o consumo da água. Já os **usos não consuntivos** não implicam no consumo direto da água, ou melhor, aproveitam a água do manancial sem consumi-la, por exemplo, a geração de energia hidrelétrica, a pesca e a navegação (ANA, 2018).

A estimativa dos usos da água, especialmente os consuntivos, é de fundamental importância no planejamento e na gestão dos recursos hídricos, pois subsidiam, dentre outros, as análises de riscos com vistas à segurança hídrica e à garantia dos usos múltiplos da água.

O desenvolvimento de metodologias para estimativa dos usos consuntivos em nível nacional é um grande desafio, dadas as dimensões continentais e a grande geodiversidade do Brasil, que implicam em dificuldades na coleta e padronização dos dados, muitas vezes de qualidade deficiente.

A ANA, por meio da Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos (SPR), possui a atribuição de manter atualizado o balanço entre a oferta e demanda de água e, tem procurado avançar progressivamente no refinamento das demandas, tanto nas metodologias quanto nos dados básicos de entrada (BRASIL et al., 2015).

No levantamento das metodologias de estimativa do uso consuntivo da água, foram consultados documentos e estudos que estimam ou estimaram as demandas hídricas em nível nacional, cujas metodologias de cálculo são ou foram em algum momento chanceladas pela ANA (Tabela 2).

Tabela 2 – Documentos analisados quanto as metodologias de estimativa de uso consuntivo da água.

Uso	Documento	Referência
Irrigação	Estimativa das Vazões para Atividades de Uso Consuntivo da Água em Bacias do Sistema Interligado Nacional (SIN)	ONS (2003; 2005)
	Desenvolvimento de Matriz de Coeficientes Técnicos para Recursos Hídricos no Brasil	SRHU e FUNARBE (2011)
	Atlas Irrigação: Uso da Água na Agricultura Irrigada	ANA (2017b)
Abastecimento animal	Estimativa das Vazões para Atividades de Uso Consuntivo da Água em Bacias do Sistema Interligado Nacional (SIN)	ONS (2003, 2005)
	Plano Integrado de Recursos Hídricos (PIRH) da Bacia Hidrográfica do Rio Grande	ANA e ENGECORPS (2017)
	Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2017: Relatório Pleno	ANA (2017a)
Abastecimento	Estimativa das Vazões para Atividades de Uso Consuntivo da Água em Bacias do Sistema Interligado	ONS (2003; 2005)

Uso	Documento	Referência
humano	Nacional (SIN)	
	Nota Técnica nº 56/2015	ANA (2015)
Indústria	Estimativa das Vazões para Atividades de Uso Consuntivo da Água em Bacias do Sistema Interligado Nacional (SIN)	ONS (2003; 2005)
	Desenvolvimento de Matriz de Coeficientes Técnicos para Recursos Hídricos no Brasil	SRHU e FUNARBE (2011)
	Água na Indústria: Uso e Coeficientes Técnicos	ANA (2017c)

Em reunião realizada no dia 03/08/18, entre a equipe da iX e técnicos da ANA, foi informado que a agência está atualizando as demandas consuntivas do país, com o aperfeiçoamento de algumas metodologias e desenvolvimento de outras. A publicação do estudo, com o detalhamento dos métodos adotados, ocorrerá somente em 2019. No entanto, por contato telefônico, foi constatado que as metodologias para estimativa das demandas para irrigação (ANA, 2017b), abastecimento animal (ANA, 2017a) e uso industrial (ANA, 2017c) já são as atualizadas.

3.1. Usos consuntivos

3.1.1. Irrigação

De acordo com a ANA (2017), a irrigação é atualmente o principal uso da água no país, em termos de quantidade utilizada (Figura 3). Em 2016, a retirada de água para irrigação correspondeu, em média, a 969 m³/s, com retorno de 224 m³/s, ou seja, consumo de cerca de 70%.



Figura 3 - Total de água consumida no Brasil (média anual).

Fonte: ANA (2017a).

A área irrigada no Brasil tem crescido a taxas médias anuais superiores a 4% desde a década de 60. É estimado que, em 2015, o país atingiu a marca de 6,95 milhões de hectares irrigados, com destaque para as culturas de arroz e cana-de-açúcar, que representam, respectivamente, 25 e 20% das áreas irrigadas.

Existem diversas técnicas para o cálculo da demanda de água pela agricultura irrigada, sendo o mais comum o emprego de métodos indiretos, baseados na necessidade de água da cultura, em um dado estágio de desenvolvimento e em um determinado local. Em geral, esses métodos são baseados na disponibilidade de informações climáticas, nas características das culturas e dos sistemas de irrigação (ANA, 2017b).

3.1.1.1. Metodologia do ONS (2003; 2005)

A SRHU e FUNARBE (2011) consideraram a metodologia proposta pelo ONS (2003; 2005) como a mais avançada tecnologicamente. Baseada na demanda hídrica das culturas e no balanço hídrico das regiões em estudo, a metodologia utilizou dados climatológicos, de áreas irrigadas, dos métodos de irrigação e coeficientes de cultura e umidade para o cálculo das vazões de retirada, consumo e retorno (Figura 4).

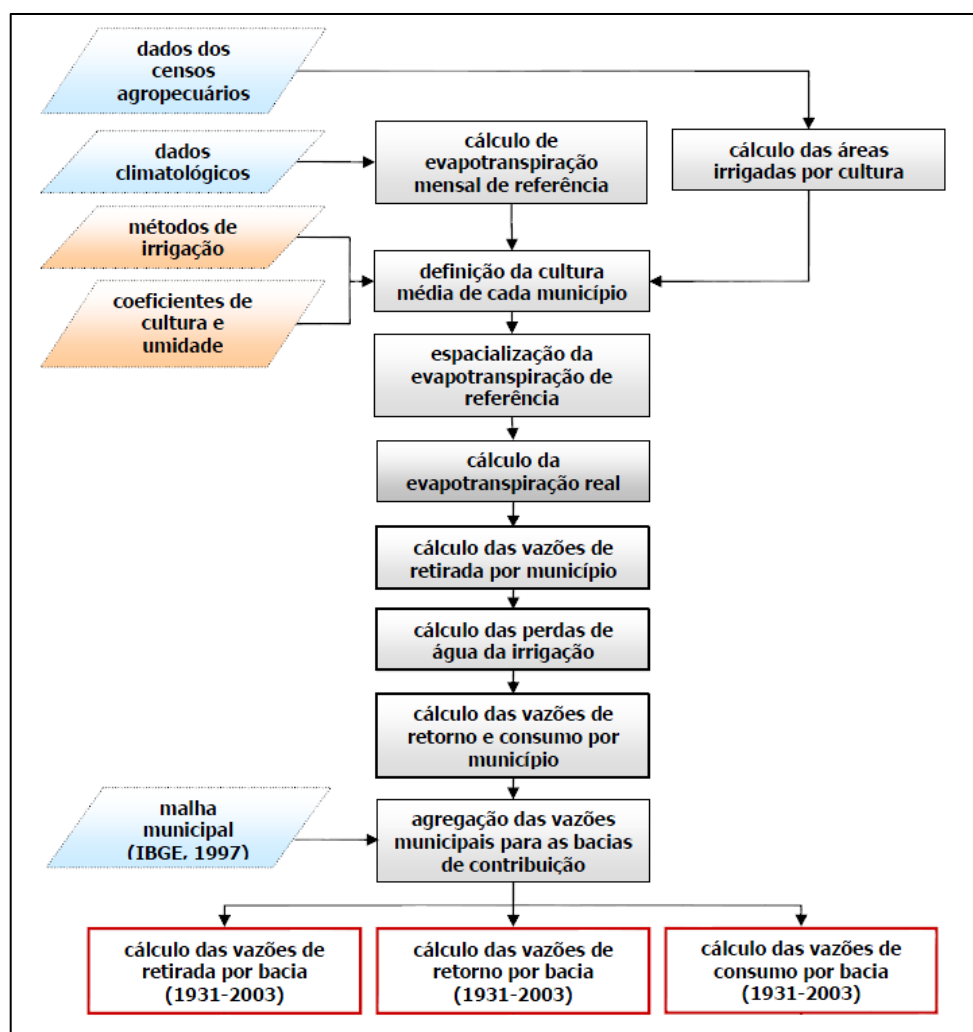


Figura 4 - Fluxograma simplificado da metodologia da ONS para determinação das séries de vazões para irrigação.

Fonte: Adaptado de ONS (2005).

i. Vazão de retirada

A vazão de retirada em um dado município é obtida pela multiplicação da área total irrigada pela lâmina média de aplicação, que representa o consumo com base na necessidade hídrica de uma “cultura média” (Equação 1).

$$Q_i = A_{i,m} \left[\frac{(ET_{o,m} \cdot K_{c,m,m} \cdot K_{s,m,m}) - P_{ef,m}}{E_{a,m,m}} \right] \cdot 10 \quad \text{Equação 1}$$

Em que:

Q_i = vazão de retirada para irrigação (i) no município [$\text{m}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$];

$A_{i,m}$ = área irrigada total no município no mês (m) [ha];

$ET_{o,m}$ = evapotranspiração de referência no município para o mês (m) [$\text{mm} \cdot \text{mês}^{-1}$];

$K_{c,m,m}$ = coeficiente da cultura para a cultura média no município (m) para o mês (m);

$K_{s,m,m}$ = coeficiente de umidade da cultura média no município para o mês (m);

$P_{ef,m}$ = precipitação efetiva no município para o mês (m) [$\text{mm} \cdot \text{mês}^{-1}$];

$E_{a,m,m}$ = eficiência de aplicação da cultura média no município para o mês (m).

Comenta-se, a seguir, as particularidades de cada variável utilizada para o cálculo da vazão de retirada.

- *Área irrigada (A_i)*

Os Censos Agropecuários do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (1960, 1970, 1975, 1980, 1985 e 1995/1996) forneceram os valores de área total irrigada dos municípios. Porém, como esses valores não são desagregados por tipo de cultura em nível municipal, foi necessário estimá-los. Para isso, o ONS utilizou as áreas irrigadas por cultura que os censos disponibilizam para os estados. Foi admitido que os municípios possuem a mesma relação área irrigada/área colhida, para cada cultura, que os estados aos quais pertencem.

Para converter os valores de área irrigada por cultura de cada município, obtidos em valores anuais, em valores mensais, foi utilizado o Calendário Agropecuário 1995-1996. Esse calendário representa a divisão da área total colhida no estado para cada cultura nele presente, nos meses nos quais ocorre a colheita. Finalmente, a área irrigada total em um determinado mês é a soma das áreas irrigadas de cada uma das n culturas presentes nesse mês.

- *Evapotranspiração de referência (ET_o)*

A evapotranspiração de referência (ET_o) foi determinada pelo método de Penman-Monteith-FAO (ALLEN et al., 1998). Os parâmetros meteorológicos (temperaturas média, máxima e mínima, umidade relativa, velocidade do vento e insolação), necessários ao cálculo da evapotranspiração, foram obtidos das Normais Climatológicas de um conjunto de 361 estações, sobretudo, do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

Os valores da evapotranspiração de referência foram especializados pelo inverso do quadrado da distância entre as estações e as sedes municipais. Assim, foi possível a obtenção da ET_o nos 12 meses do ano para cada município de interesse.

- *Coefficiente da cultura para cultura média (K_{c_m})*

Como, em geral, os municípios possuem mais de uma cultura irrigada, foi necessário definir uma “cultura média” para cada município, que representasse, em cada mês, todo conjunto de culturas perenes. Assim, o coeficiente da cultura média (K_c) é a ponderação, dos coeficientes das diversas culturas e respectivas áreas (Equação 2).

$$K_{c_m} = \frac{(Ai_1 \cdot Kc_1 + Ai_2 \cdot Kc_2 + \dots + Ai_n \cdot Kc_n)}{Ai_t} \quad \text{Equação 2}$$

Em que:

K_{c_m} = K_c da cultura média;

K_{c₁} = K_c da cultura 1*;

K_{c₂} = K_c da cultura 2*;

K_{c_n} = K_c da cultura n*.

* Obtidos de Allen et al. (1998).

- *Coefficiente de umidade da cultura para cultura média (Ks_m)*

Assim como o Kc_m , o coeficiente de umidade da cultura para a cultura média (Ks_m) é a ponderação dos coeficientes de umidade das diversas culturas e respectivas áreas (Equação 3).

$$Ks_m = \frac{(Ai_1 \cdot Ks_1 + Ai_2 \cdot Ks_2 + \dots + Ai_n \cdot Ks_n)}{Ai_t} \quad \text{Equação 3}$$

Em que:

Ks_m = Ks da cultura média;

Ks_1 = Kc da cultura 1*;

Ks_2 = Kc da cultura 2*;

Ks_n = Kc da cultura n*.

* Obtidos do Projeto GEF São Francisco (ANA, 2002)

- *Precipitação efetiva no município (Pef)*

Definida como sendo parte da precipitação que é utilizada pela cultura para atender à sua demanda evapotranspirométrica, a precipitação efetiva foi obtida por uma ferramenta computacional, desenvolvida com base na metodologia estabelecida pelo *United States Department of Agriculture* (USDA), que possui como parâmetros de entrada a precipitação mensal observada e a evapotranspiração potencial da cultura.

Os valores de precipitação total, obtidos de um conjunto de estações da ANA (até 2003), foram especializados pelo inverso do quadrado da distância entre as estações e as sedes municipais. Assim, foi possível a obtenção da precipitação efetiva para cada município de interesse.

- *Eficiência de aplicação da cultura média (Ea_m)*

A eficiência de aplicação varia de acordo com o método de irrigação utilizado. Foram adotados os valores definidos no Projeto GEF São Francisco (ANA, 2002), a saber: (i) 0,71 para irrigação por aspersão e (ii) 0,79 para irrigação localizada. Semelhantemente aos parâmetros Kc e Ks , a eficiência de aplicação

da cultura média (Ea_m) é a ponderação dos coeficientes de aplicação das diversas culturas e respectivas áreas.

ii. Vazão de retorno

Para o cálculo da vazão de retorno foi considerada vazão de retirada e as perdas de água por percolação e escoamento (Equação 4).

$$Q_{i,r} = Q_i (P_p + P_{esc}) \quad \text{Equação 4}$$

Em que:

$Q_{i,r}$ = vazão de retorno (r) da irrigação (i) no município [$\text{m}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$];

P_p = perdas de água por percolação;

P_{esc} = perda por escoamento.

Para o método de irrigação localizada foi considerado que as perdas por escoamento são nulas. Considerando os valores de eficiência de aplicação e perdas por evaporação (P_{ev}) para cada um dos sistemas de irrigação, as perdas por percolação foram estimadas de acordo com a Equação 5.

$$P_p + P_{esc} = 1 - P_{ev} - E_a \quad \text{Equação 5}$$

Em que:

$P_{e,v}$ = perdas por evaporação e arraste;

E_a = eficiência de aplicação.

Para os sistemas de irrigação por aspersão, $P_{e,v}$ foi adotado como 10,9% (ANA, 2002). Já para os sistemas de irrigação localizada, as perdas por evaporação foram consideradas iguais a zero.

iii. Vazão consumida

A vazão consumida pela irrigação (Equação 6) é a diferença entre a vazão de retirada (Equação 1) e a vazão de retorno (Equação 4).

$$Q_{i,c} = Q_i - Q_{i,r} \quad \text{Equação 6}$$

As vazões, obtidas para cada município em $\text{m}^3.\text{mês}^{-1}$, foram transformadas para $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ em função do número de dias do mês. Para determinação das vazões para as bacias, foi realizado um processo de agregação, considerando o critério de proporcionalidade da área dos municípios em relação à área de drenagem considerada.

É importante mencionar que a metodologia descrita acima foi aplicada para todas as culturas irrigadas, exceto o arroz cultivado por inundação, para o qual foi aplicado uma metodologia complementar, em virtude da diferente dinâmica de uso da água em relação às outras culturas. Maiores detalhes podem ser encontrados no documento “*Estimativa das Vazões para Atividades de Uso Consuntivo da Água em Bacias do Sistema Interligado Nacional*” (ONS, 2003; 2005).

3.1.1.2. Metodologia da SRHU e FUNARBE (2011)

A elaboração da matriz de coeficientes técnicos da agricultura irrigada foi baseada na metodologia supra apresentada, desenvolvida pelo ONS (2003; 2005), porém com a adaptação e atualização de alguns dados, discriminados a seguir:

- Determinação das vazões de retirada, consumo e retorno para todos os municípios brasileiros e nos três níveis de regiões hidrográficas;
- Adoção da base cartográfica do IBGE (2005);
- Utilização dos valores de área irrigada e colhida disponibilizados pelo Censo Agropecuário de 2006;
- Aplicação do Calendário de Colheita do Censo Agropecuário de 2006 para conversão dos valores anuais de área irrigada para valores mensais;
- Padronização das culturas de acordo com as tipologias definidas pela Classificação Nacional de Atividades Econômicas 2.0 (CNAE 2.0);
- Utilização dos dados de precipitação das estações da ANA (até 2008) para o cálculo da precipitação efetiva;
- Os coeficientes foram expressos $\text{L.s}^{-1}.\text{ha}^{-1}$, unidade comumente utilizada para expressar a vazão específica no setor agrícola.

Assim como nos estudos do ONS (2003; 2005), os coeficientes foram calculados para os municípios e, posteriormente, agregados para os três níveis de regiões hidrográficas do Brasil (Divisão Hidrográfica Nacional, Subdivisão 1 e Subdivisão 2).

3.1.1.3. Metodologia da ANA (2017b)

Por possuir a atribuição de manter atualizado o balanço entre a oferta e a demanda de água no país, a ANA tem procurado avançar progressivamente no refinamento das demandas, tanto do ponto de vista metodológico, quanto dos dados básicos de entrada (BRASIL et al., 2015).

Em 2017 foi publicado o relatório *“Atlas Irrigação: Uso da Água na Agricultura Irrigada”*. Com ano de referência de 2015, o documento sintetiza e padroniza os esforços recentes do órgão - em estudos próprios¹ ou em parceria com a Companhia Nacional de Abastecimento (Conab) e Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa)² - na produção e atualização de informações, fornecendo uma nova base técnica para discussão da agricultura irrigada. Além disso, apresenta uma reavaliação das projeções censitárias, que inclui novos critérios de projeção e de preenchimento das desidentificações.

Diferentemente dos documentos do ONS (2003; 2005) e da SRHU e FUNARBE (2011), o Atlas da Irrigação (ANA, 2017b) não apresenta de forma detalhada a metodologia utilizada para o cálculo dos coeficientes de retirada, retorno e consumo. No entanto, é possível listar as seguintes melhorias em relação aos estudos mencionados:

- Refinamento dos valores de áreas irrigadas, por meio da incorporação de mapeamentos georreferenciados, estudos realizados por outras entidades, informações de planos de recursos hídricos, dados da Pesquisa Agrícola Municipal (PAM) do IBGE, entre outros (Tabela 3). A inclusão de novas fontes de dados permitiu que mais de 60% dos municípios com área irrigada superior

¹ ANA. Levantamento da cana-de-açúcar irrigada na Região Centro-Sul do Brasil. Brasília: ANA, 2017, 31 p.

² ANA e Embrapa. Levantamento da agricultura irrigada por pivôs centrais no Brasil – 2014: Relatório Síntese. Brasília: ANA, 2016, 33 p.

a 500 hectares possuísem refinamento das áreas entre bom e muito bom (Figura 5);

Tabela 3 - Fontes utilizadas para compor os valores de área irrigada.

Fonte: Adaptado de ANA (2017a).

Culturas/Sistemas		Fonte	Base
Arroz (inundado)		Conab - Mapeamentos (RS, SC e TO)	Georreferenciada
		Conab (2016), Produção Agrícola Municipal (PAM) do IBGE e Agência de Desenvolvimento do Estado do Ceará (GO, MS, MG, MA, PI, PE, AL, SE, CE)	Municipal
		IBGE - Censo Agropecuário Projetado* (Demais UFs)	Municipal
Cana-de-açúcar		ANA (2017) - Levantamento da Cana-de-açúcar Irrigada na Região Centro-Sul do Brasil (MT, MS, GO, ES, RJ, SP, MG, PR)	Georreferenciada
		ADECE/CE e IBGE - Censo Agropecuário Projetado* (Demais UFs)	Municipal
Demais culturas	Pivôs centrais	ANA e EMBRAPA (2016) - Levantamento da Agricultura Irrigada por Pivôs Centrais no Brasil	Georreferenciada
	Outros sistemas	ADECE/CE; IBGE - Censo Agropecuário Projetado ** e ANA - Planos de Recursos Hídricos e Outorgas de uso da água federais	Municipal

* Com preenchimento de desidentificações. Projeções a partir da PAM/IBGE. ** Com preenchimento de desidentificações. Projeções da parcela mecanizada a partir das tendências observadas em CSEI/Abimaq (2016).

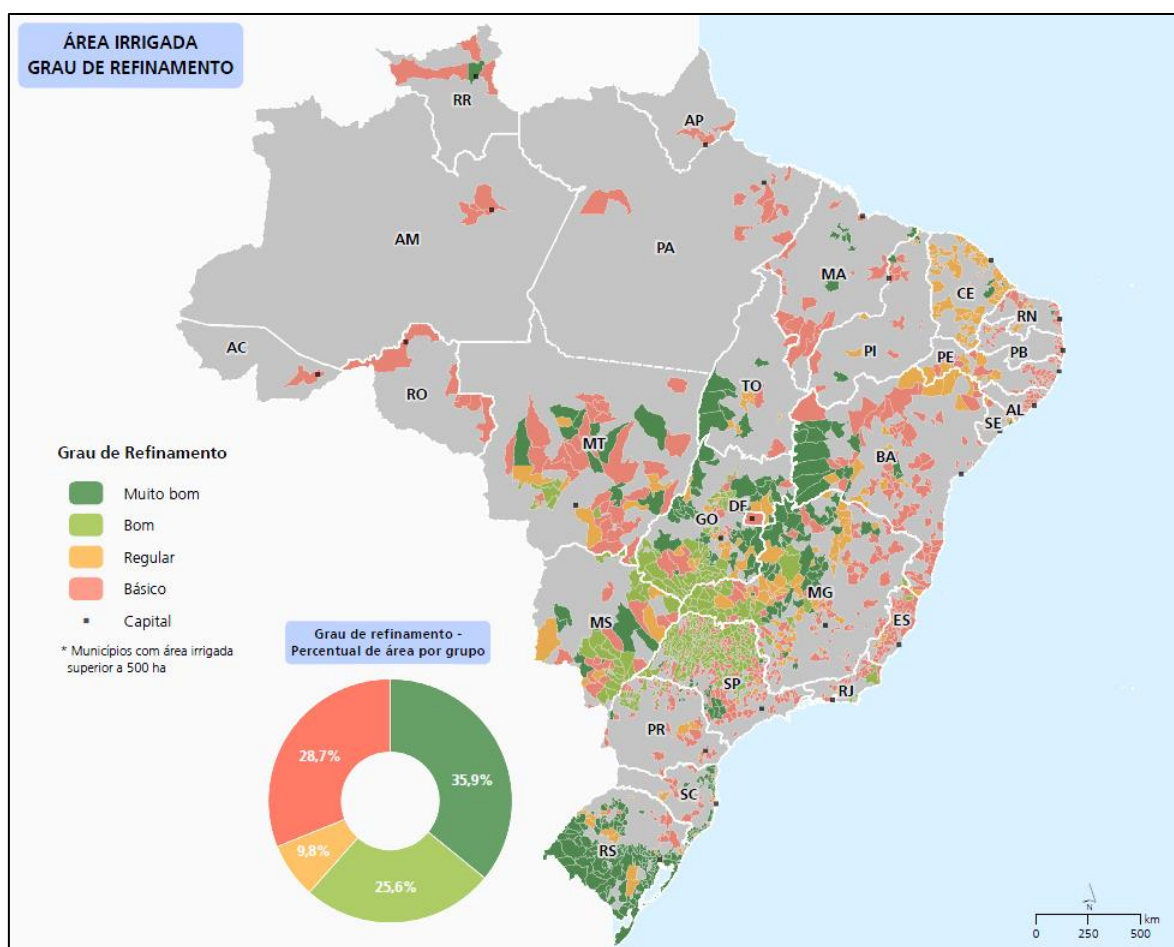


Figura 5 - Grau de refinamento das áreas irrigadas.

Fonte: ANA (2017a).

- Utilização dos dados de cerca de 10 mil estações pluviométricas e 524 estações meteorológicas, que permitiram o aprimoramento dos valores de precipitação efetiva e evapotranspiração potencial. No entanto, não foi mencionado qual método foi utilizado para a determinação das lâminas de irrigação;
- Adaptações metodológicas na determinação das lâminas de irrigação para o arroz cultivado sob inundação e para cana-de-açúcar. Para o arroz foi considerada a evaporação da lâmina d'água e os diferentes tipos de manejo (agrupados nos sistemas convencional e pré-germinado). Para a cana-de-açúcar foram consideradas as três formas de manejo: irrigação plena, irrigação suplementar e irrigação por salvamento;

- Adoção dos valores de eficiência dos sistemas de irrigação propostos em ANA (2013) (Tabela 4).

Tabela 4 - Indicadores de eficiência de uso da água para sistemas de irrigação.

Fonte: ANA (2017b).

Método	Sistema de Irrigação	Eficiência de Referência (%)	Perdas (%)
Superfície	Sulcos abertos	65	35
	Sulcos fechados ou interligados em bacias	75	25
	Inundação	60	40
Subterrâneo	Gotejamento subterrâneo ou enterrado	95	5
	Subirrigação ou elevação do lençol freático	60	40
Aspersão	Convencional com linhas laterais ou em malha	80	20
	Mangueiras perfuradas	85	15
	Canhão autopropelido/Carretel enrolador	80	20
	Pivô central (fixo ou rebocável)	85	15
	Linear	90	10
Localizado	Gotejamento	95	5
	Microaspersão	90	10

3.1.2. Abastecimento Animal

De acordo com a ANA (2017a), o abastecimento animal engloba a utilização de água nas estruturas de dessedentação, criação e ambiência nos sistemas de criação de animais (gestão e manutenção de dispositivos em instalações de confinamento).

Em 2016, o abastecimento animal foi o segundo maior consumidor de água no país (Figura 3), com a abstração correspondente a 165,1 m³/s e retorno de 42,2 m³/s. Os bovinos representam 88% da demanda animal (Figura 6).

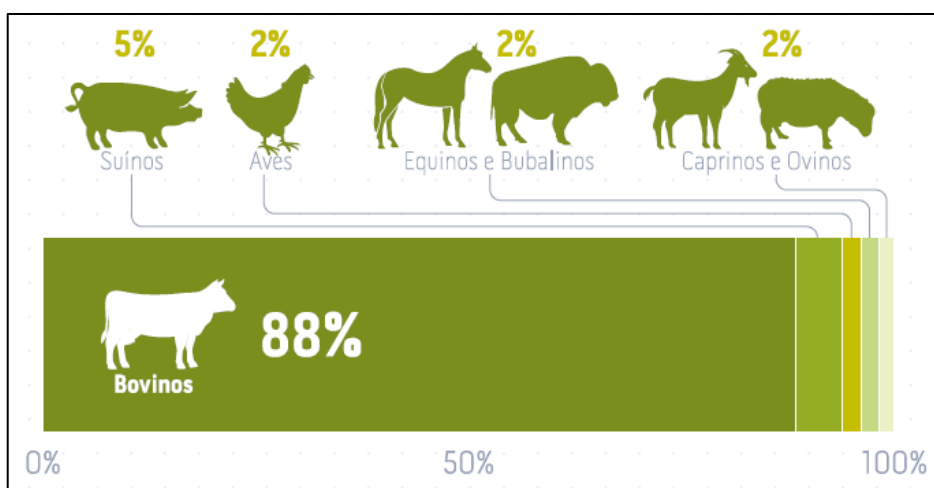


Figura 6 - Distribuição da demanda animal por tipo de rebanho em 2016.

Fonte: ANA (2017a).

3.1.2.1. Metodologia do ONS (2003; 2005)

Para a determinação da vazão de retirada para abastecimento animal foram considerados dados censitários dos rebanhos e coeficientes de retirada por espécie animal (Equação 7).

$$Q_a = \sum (Reb_{Esp.animal} \cdot q_{Esp.animal}) \quad \text{Equação 7}$$

Em que:

Q_a = vazão retirada para abastecimento animal por município [$l \cdot dia^{-1}$];

$Reb_{Esp.animal}$ = rebanho do município para cada espécie animal [cabeças];

$q_{Esp.animal}$ = vazão per capita por espécie animal [$L \cdot animal^{-1} \cdot dia^{-1}$] (Tabela 5).

Tabela 5 - Coeficientes de retirada para espécies animais.

Fonte: ONS (2005).

Espécie animal	Retirada (l/cabeça/dia)
Bovino	50
Suíno	12,5
Bubalino	50
Equino	50

Espécie animal	Retirada (l/cabeça/dia)
Asinino	50
Muar	50
Ovino	10
Caprino	10
Aves	0,36

Os dados de rebanho foram obtidos dos Censos Agropecuários do IBGE (1940, 1950, 1960, 1970, 1975, 1980, 1985 e 1995/1996) e foi aplicado o critério de proporcionalidade da área do município em relação à área de drenagem correspondente. Para estimar a vazão de retorno foi adotada uma taxa de 0,2 do volume captado.

3.1.2.2. Metodologia da ANA e ENGEORPS (2017)

No PIRH da Bacia do Rio Grande as demandas para abastecimento animal foram determinadas utilizando o critério de Bovinos Equivalentes para a Demanda de Água (BEDA) (SUDENE, 1980), que pondera a demanda unitária de água para a dessedentação de cada espécie em relação ao bovino (Equação 8).

$$BEDA = Bov + Bub + \frac{Equi + Mua + Asi}{1,25} + \frac{Ovi + Cap}{6,25} + \frac{Suí}{5} + \frac{Coe}{200} + \frac{Aves}{250} \quad \text{Equação 8}$$

Em que:

BEDA = número de bovinos equivalentes; *Ovi* = número de ovinos;
Bov = número de bovinos; *Cap* = número de caprinos;
Bub = número de bubalinos; *Suí* = número de suínos;
Equi = número de equinos; *Coe* = número de coelhos;
Mua = número de muas; *Aves* = número de aves.
Asi = número de asininos;

Os dados de efetivo dos rebanhos foram obtidos da Pesquisa da Pecuária Municipal (IBGE, 2013). Após contabilizados os rebanhos e transformados em BEDA, foi

aplicada a demanda unitária de 50 l/dia/cabeça, para o cálculo da vazão de retirada. Para a vazão consumida e vazão de retorno foram utilizados os coeficientes de 0,8 e 0,2, respectivamente.

3.1.2.3. Metodologia da ANA (2017a)

De acordo com a Nota Técnica ANA nº 56/2015, as demandas para abastecimento animal eram determinadas da mesma forma que no PIRH da Bacia do Rio Grande, cuja metodologia foi detalhada no tópico anterior. Porém, no documento “*Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil*” (ANA, 2017a) são apresentados novos coeficientes de retirada e consumo, de acordo com o tipo de rebanho (Tabela 6), indicando a adoção de nova metodologia. O efetivo dos rebanhos para 2016 foi resultado de projeção baseada nos dados da Pesquisa da Pecuária Municipal de 2014.

Tabela 6 - Coeficientes de retirada, consumo e retorno segundo tipo de rebanho.

Fonte: Adaptado de ANA (2017a).

Tipo de Rebanho	Retirada (l/cabeça/dia)	Consumo (%)	Retorno (%)
Vacas ordenhadas	127,5	60	40
Outros bovinos	50	80	20
Bubalinos	50	80	20
Equinos	40	80	20
Suínos	18,7	60	40
Ovinos	10	80	20
Caprinos	10	80	20
Galinhas	0,27	60	40
Outros galináceos	0,22	69	31
Codornas	0,18	80	20

3.1.3. Abastecimento humano

De acordo com a ANA (2010), a garantia de água para o abastecimento humano deve ser prioritária, pois se trata do atendimento à necessidade básica da população e, considerada estratégica, tendo em vista as perspectivas de desenvolvimento do país.

O uso da água para o abastecimento humano se divide em urbano e rural, havendo metodologias específicas para a estimativa de cada um deles.

3.1.3.1. Abastecimento urbano

O serviço de abastecimento urbano de água, incluindo produção e distribuição, é prestado predominantemente por companhias estaduais de saneamento (em 69% dos municípios brasileiros), além de entidades municipais e empresas do setor privado (ANA, 2017a). Em 2016, a retirada para essa finalidade foi correspondente a 488 m³/s, com consumo de 97,7 m³/s.

i. Metodologia do ONS (2003; 2005)

A vazão de captação para abastecimento urbano foi o produto da população municipal abastecida pela rede geral por um coeficiente per capita de retirada (Equação 9).

$$Q_u = Pop_{u,a} * CP_{(Fxn)} \quad \text{Equação 9}$$

Em que:

Q_u = vazão de captação [l.d⁻¹];

$Pop_{u,a}$ = população municipal abastecida por rede geral [habitantes];

$CP_{(Fxn)}$ = consumo per capita [L.hab⁻¹.d⁻¹] (Tabela 7).

Os valores da população municipal foram obtidos dos Censos Demográficos do IBGE. Já os coeficientes per capita de retirada foram calculados por faixas populacionais, para cada estado, com base nos dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB, 2000).

Tabela 7 – Coeficientes de retirada urbana per capita (l.hab⁻¹.d⁻¹), de acordo com estado e faixa de população do município.

Fonte: ONS (2003; 2005).

UF	Faixa populacional do município			
	< 10 mil hab.	De 10 a 100 mil hab.	De 100 a 500 mil hab.	> 500 mil hab.
Rondônia	370	425	490	573
Amazonas	268	313	357	420
Pará	223	256	295	345
Amapá	295	345	394	463
Maranhão	207	239	275	322
Piauí	187	221	249	291
Bahia	179	209	239	281
Minas Gerais	199	232	265	311
Espírito Santo	251	289	333	389
Rio de Janeiro	191	223	255	299
São Paulo	231	270	309	363
Paraná	183	210	242	283
Santa Catarina	210	242	279	326
Rio Grande do Sul	243	283	324	380
Mato Grosso do Sul	236	271	312	365
Mato Grosso	260	298	344	402
Goiás	169	201	226	263

A vazão de retirada foi estimada para cada um dos municípios pertencentes à bacia de drenagem, sendo que a vazão total de retirada para abastecimento urbano foi obtida pelo somatório das vazões correspondentes a todos os municípios pertencentes à bacia.

As vazões consumidas no abastecimento urbano foram estimadas considerando um coeficiente de 0,2. A NBR 9649 (ABNT, 1986) recomenda, na ausência de valores obtidos em campo, o valor de 0,8 para o coeficiente de retorno.

ii. Metodologia da ANA (2015)

Nessa metodologia, a vazão de retirada para abastecimento urbano é produto da população urbana por um valor per capita máximo diário de consumo, corrigido com as perdas do estado (Equação 10).

$$Q_u = Pop_u * CP \quad \text{Equação 10}$$

Em que:

Q_u = vazão de captação [l.d⁻¹];

Pop_u = população urbana [habitantes];

CP = consumo per capita [L.hab⁻¹.d⁻¹] (Tabela 8).

Inicialmente foi calculada a taxa de urbanização de cada município, obtida pela razão entre a população urbana e a população total do Censo de 2010 (IBGE). Essa taxa foi então aplicada sobre a população estimada para 2013, para a determinação da população urbana no respectivo ano.

Os valores de uso per capita máximo diário de consumo são provenientes do documento “ATLAS - Abastecimento de Água” (ANA, 2010), corrigidos com as perdas por estado, informadas no Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto – 2012 (SNIS, 2013) (Tabela 8).

Tabela 8 – Valores per capita do Atlas do Abastecimento de água corrigidas com as perdas informadas no SNIS (2013).

Fonte: ANA (2015).

UF	Índice de Perdas (SNIS 2013)	Demanda Per Capita			
		<5.000 habitantes*	5.000 a 35.000 habitantes*	35.000 a 75.000 habitantes*	>75.000 habitantes*
AC	60	328,1	352,3	392,8	387,2
AL	36,1	214,4	230,3	256,8	253,1
AM	48,2	258,9	278,0	310,0	305,5
AP	71,9	456,7	490,5	546,9	539,0

UF	Índice de Perdas (SNIS 2013)	Demanda Per Capita			
		<5.000 habitantes*	5.000 a 35.000 habitantes*	35.000 a 75.000 habitantes*	>75.000 habitantes*
BA	37,7	219,3	235,6	262,6	258,9
CE	38,7	222,5	239,0	266,4	262,6
DF	23,9	184,0	197,6	220,3	217,1
ES	35,2	211,8	227,5	253,6	250,0
GO	29,7	197,1	211,7	236,1	232,7
MA	39,5	225,1	241,8	269,6	265,7
MG	33,1	205,9	221,2	246,6	243,1
MS	31,9	202,7	217,7	242,7	239,3
MT	45,9	248,9	267,3	298,0	293,8
PA	45,2	246,0	264,2	294,6	290,4
PB	38,6	222,2	238,6	266,1	262,3
PE	54,7	292,5	314,2	350,3	345,3
PI	53,5	285,6	306,7	342,0	337,1
PR	33	205,6	220,9	246,3	242,7
RJ	31,8	202,5	217,4	242,4	239,0
RN	55,5	297,3	319,3	356,1	351,0
RO	52,3	279,0	299,7	334,1	329,3
RR	57	306,9	329,6	367,5	362,2
RS	40,3	227,8	244,7	272,8	268,9
SC	34,8	210,6	226,2	252,2	248,6
SE	59,8	326,5	350,7	391,0	385,4
SP	34,2	209,0	224,4	250,2	246,6
TO	34,2	209,0	224,4	250,2	246,6

*Os valores de habitantes se referem apenas à população urbana.

Para o cálculo da demanda consumida, foi aplicado um coeficiente de retorno de 0,8 na vazão de retirada para abastecimento urbano por rede de abastecimento, baseado no estudo do ONS (2003; 2005).

3.1.3.2. Abastecimento rural

Em 2016, a população rural demandou 33,8 m³/s para seu abastecimento, valor 15 vezes menor que a demanda para abastecimento urbano. Em geral, o abastecimento rural se dá por meio de uso de poços, captações isoladas ou cisternas (ANA, 2017a).

i. Metodologia do ONS (2003; 2005)

Para a determinação da vazão de retirada para abastecimento rural, foi considerada além da população rural, a população urbana não atendida pela rede geral de abastecimento (Equação 11), baseada no pressuposto que ambas possuem o mesmo padrão de suprimento.

$$Q_r = (Pop_{r,na} + Pop_{u,na}) * CP_{rur} + Pop_{r,a} * CP_{(Fxn)} \quad \text{Equação 11}$$

Em que:

Q_r = vazão retirada para abastecimento rural por município [l.dia⁻¹];

$Pop_{r,na}$ = população rural do município não atendida por rede geral [habitantes];

$Pop_{u,na}$ = população urbana não atendida por rede geral [habitantes];

$Pop_{r,a}$ = população rural do município atendida por rede geral [habitantes];

CP_{rur} = vazão per capita [L.hab⁻¹.dia⁻¹] (Tabela 9);

$CP_{(Fxn)}$ = per capita da faixa na qual se enquadra o município [L.hab⁻¹.d⁻¹] (Tabela 7).

Os coeficientes per capita de retirada rural foram aqueles propostos no documento “Base de Referência para o Plano Nacional de Recursos Hídricos” (ANA, 2003), considerando o estado no qual está inserido o município (Tabela 9).

Tabela 9 – Coeficientes de retirada rural per capita conforme estado.

Fonte: ANA (2003 apud ONS 2003; 2005).

Estado	Consumo per capita (l.hab ⁻¹ .dia ⁻¹)
AL, GO, PI	70
AC, BA, CE, DF, ES, MA, MS, MT, PA, PB, PE, PR, RN,	100

Estado	Consumo per capita (l.hab ⁻¹ .dia ⁻¹)
RO, SE, SC, TO	
AM, AP, MG, RJ, RS, RR, SP	125

Para a parcela da população rural atendida pela rede geral de abastecimento, foram adotados os coeficientes de retirada per capita calculados por faixas populacionais, para cada estado, com base na PNSB (2000) (Tabela 7).

As vazões retiradas para abastecimento rural foram calculadas para cada um dos municípios pertencentes à bacia de drenagem, sendo a vazão total retirada obtida pelo somatório das vazões correspondentes a todos os municípios pertencentes à bacia.

Para o cálculo das vazões de retorno do abastecimento rural foi adotado um coeficiente de 0,5.

ii. Metodologia da ANA (2015)

A vazão de retirada para abastecimento rural é produto da população rural por um valor de uso per capita rural, estabelecido por grupos de estados (Equação 12).

$$Q_r = Pop_r * CP_r \quad \text{Equação 12}$$

Em que:

Q_r = vazão de captação [l.d⁻¹];

Pop_r = população rural [habitantes];

CP_r = consumo per capita [L.hab⁻¹.d⁻¹] (Tabela 10).

Inicialmente foi calculada a taxa de urbanização de cada município, obtida pela razão entre a população urbana e a população total do Censo de 2010 (IBGE). Essa taxa foi então aplicada sobre a população estimada para 2013, para a determinação da população urbana no respectivo ano. A população rural é então o resultado da subtração da população urbana da população total.

Os valores de uso per capita rural adotados foram estabelecidos no Plano Nacional de Recursos Hídricos (FGV; SRHU, 1998) (Tabela 10).

Tabela 10 – Uso per capita rural por estado.

Fonte: ANA (2015).

Estado	Uso de água (l/habitante/dia)
AL, GO, PI	70
AC, BA, CE, DF, ES, MA, MS, MT, PA, PB, PE, PR, RN, RO, SE, SC, TO	100
AM, AP, MG, RJ, RS, RR, SP	125

3.1.4. Industrial

Em 2016, a retirada de água para suprir o setor industrial foi de 192,4 m³/s, com retorno de 87,4 m³/s, o que caracteriza o setor como o terceiro maior consumidor (Figura 3). As indústrias que fabricam produtos alimentícios, bebidas, celulose, papel, produtos derivados do petróleo, produtos químicos e metalurgia correspondem somadas, a cerca de 90% das vazões consumidas pela indústria nacional (Figura 7) (ANA, 2017a).

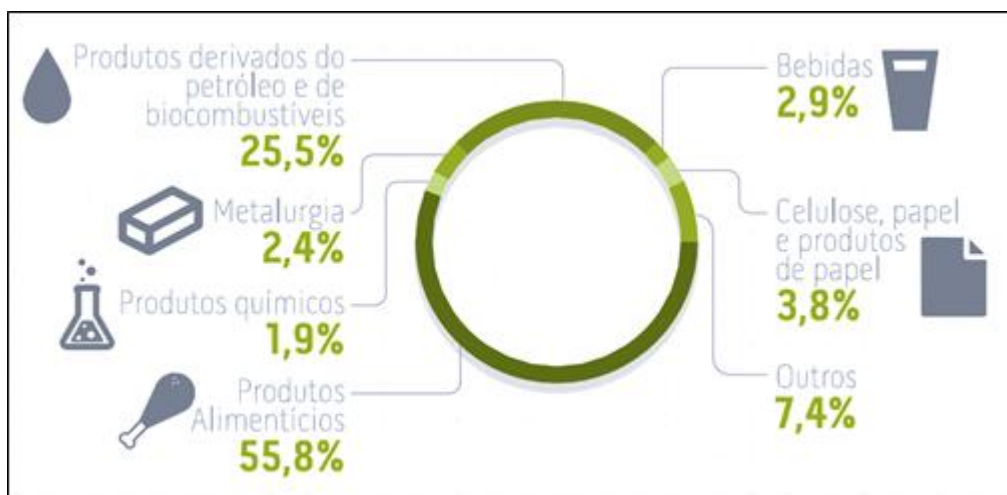


Figura 7 – Consumo de água industrial do Brasil.

Fonte: ANA (2017a).

Conforme ANA (2017c), historicamente o cálculo e a espacialização das estimativas de uso da água pela indústria apresentam grandes dificuldades e incertezas. A ausência de bases cadastrais de vazões sistematizadas, inconsistências em bancos de dados de outorgas e incompatibilidade de conceitos, métodos e dados disponíveis fazem com que as estimativas indiretas surjam como alternativa necessária, notadamente em escalas regionais e nacional.

Nos últimos anos, alguns métodos indiretos foram propostos para o Brasil, em escala nacional, estando associados com a aplicação de matrizes de coeficientes técnicos considerando três variáveis principais: (i) faturamento bruto; (ii) volume produzido e (iii) número de empregados.

3.1.4.1. Metodologia do ONS (2003;2005)

A metodologia adotada para estimar as séries de vazões relacionadas ao abastecimento industrial, considerou o valor da produção industrial municipal, a quantidade produzida por tipo de indústria e a relação entre essa quantidade e o volume de água necessário à produção de cada unidade, função do processo industrial adotado (Figura 8).

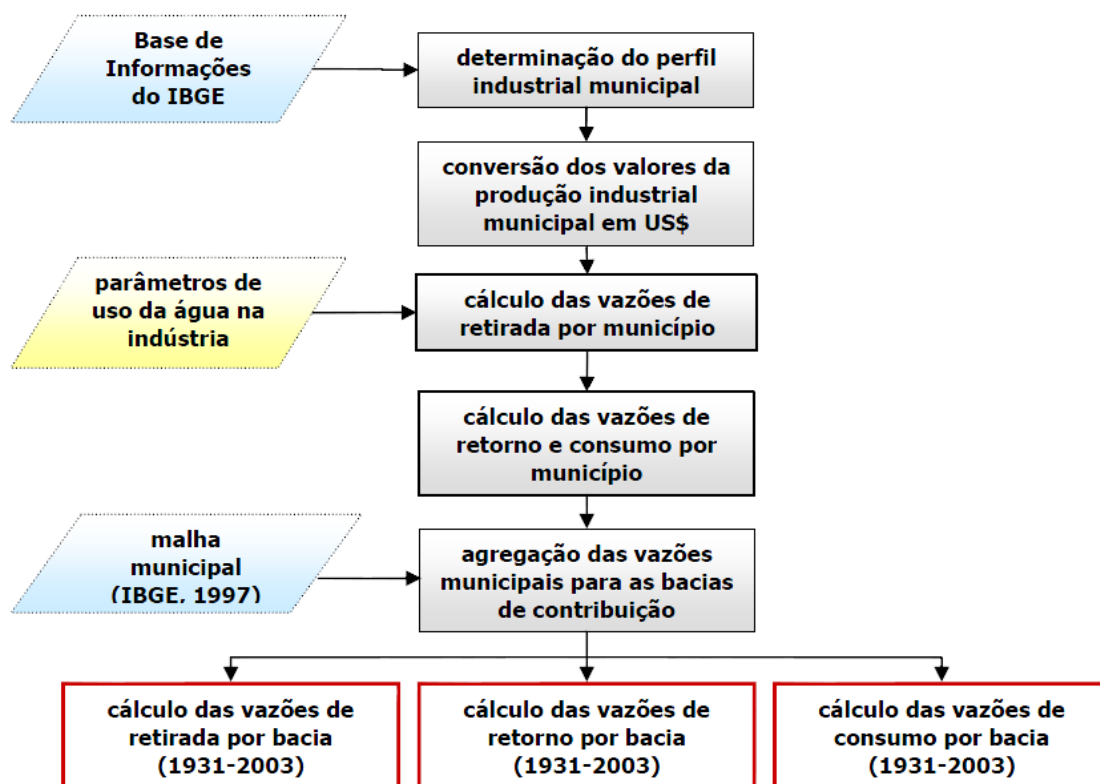


Figura 8 – Fluxograma simplificado da metodologia da ONS para determinação das séries de vazões para uso industrial.

Fonte: Adaptado de ONS (2005).

i. Vazão de retirada

A estimativa da vazão de retirada para abastecimento industrial no município é obtida pelo somatório das vazões demandadas por cada classe de indústria presente (Equação 13).

$$Q_{ind} = \left\{ \sum_{Y=1}^{23} [VP_{(ProdutoY)} * V_{retirada(PordutoY)}] \right\} / 31.536.000 \quad \text{Equação 13}$$

Em que:

Q_{ind} = vazão total de retirada para abastecimento industrial no município (m) [m³s⁻¹];

$VP_{(ProdutoY)}$ = valor da produção do produto Y [US\$];

$V_{\text{retirada}} (\text{ProdutoY}) = \text{volume captado por unidade monetária produzida do produto Y}$
[m³.US\$⁻¹] (Tabela 11).

○ *Valor da produção (VP)*

Os valores de produção foram estimados com base nos dados dos Censos Industriais (1940, 1950, 1960, 1970, 1975, 1980 e 1985) e da Pesquisa Industrial Anual (1990, 1995 e 2001), ambos do IBGE. Devido ao longo período de estudo, o valor da produção foi expresso em diversas moedas, sendo necessário a conversão para Dólar dos Estados Unidos (US\$), em valor nominal da época. A conversão foi realizada com base na cotação anual média do Dólar, obtida do Banco Central do Brasil.

○ *Volume captado por unidade monetária produzida (V_{retirada})*

Para a determinação desse parâmetro, foram adaptados os valores de vazão de retirada e de retorno apresentados no “*Manual de Procedimentos para Outorga de Uso da Água na Indústria e Mineração – Bacia do Paraíba do Sul*” (ANA, 2002b). O processo de adaptação envolveu duas etapas, a primeira foi a agregação dos valores dos diversos processos industriais e unificação de unidades para as 21 grandes classes de atividades industriais da CNAE 2.0. Já a segunda etapa foi a conversão da unidade original m³/unidade para m³/US\$ (Tabela 11).

Tabela 11 – Parâmetros utilizados na estimativa das vazões de retirada e retorno da indústria.

Fonte: ONS (2005).

Código	Produto	Parâmetros (m ³ /US\$)	
		Retirada	Retorno
100	Extrativa Mineral	0,13233	0,10586
150	Produtos Alimentares	0,02708	0,02166
159	Bebidas	0,00998	0,00870
160	Fumo	0,00564	0,00451
170	Têxtil	0,03064	0,02451

Código	Produto	Parâmetros (m³/US\$)	
		Retirada	Retorno
180	Vestuários, Calçados e Artefatos de Tecidos	0,03052	0,02442
190	Couros e Peles, Artefatos para Viagens	0,01474	0,01179
201	Madeira	0,05039	0,04031
210	Papel e Papelão	0,08545	0,06836
220	Editorial e Gráfica	0,00001	0,00001
240	Química	0,02304	0,01843
245	Produtos Farmacêuticos e Veterinários	0,00560	0,00448
247	Perfumaria, Sabões e Velas	0,00753	0,00602
251	Borracha	0,00134	0,00107
252	Produtos de Matérias Plásticas	0,00023	0,00018
260	Transformação de não metálicos	0,00492	0,00394
270	Metalúrgica	0,01013	0,00811
290	Mecânica	0,01132	0,00905
310	Material Elétrico de Comunicações	0,00001	0,00001
340	Material de Transporte	0,00551	0,00440
360	Mobiliário	0,12274	0,09838
900*	Genérica	0,02713	0,02176

* A classe genérica, composta pela média entre os demais parâmetros, foi aplicado aos municípios que não possuíam o valor de produção discriminado por tipo de indústria.

ii. Vazão de retorno

A vazão de retorno do abastecimento industrial para cada município foi resultado do somatório das vazões de retorno de cada classe de indústria presente (Equação 14).

$$Q_{ind,r} = \left\{ \sum_{Y=1}^{23} [VP_{(ProdutoY)} * V_{retorno(PordutoY)}] \right\} / 31.536.000 \quad \text{Equação 14}$$

Em que:

$Q_{ind,r}$ = vazão de retorno do abastecimento industrial no município (m) [m³s⁻¹];

$VP_{(ProdutoY)}$ = valor da produção do produto Y [US\$];

$V_{\text{retorno(ProdutoY)}} = \text{volume efluente por unidade monetária produzida do produto Y}$
[m³.US\$⁻¹] (Tabela 11).

iii. Vazão de consumo

A vazão de consumo de cada município foi obtida pela diferença entre a vazão de retirada e de retorno (Equação 15).

$$Q_{ind,c} = Q_{ind} + Q_{ind,r} \quad \text{Equação 15}$$

Foi considerado que as vazões de abastecimento industrial estavam concentradas nas sedes dos municípios. Assim, as vazões nas bacias hidrográficas foi o resultado do somatório das vazões dos municípios com sedes localizadas nas bacias.

3.1.4.2. Metodologia da SRHU e FUNARBE (2011)

A Matriz de Coeficientes Técnicos de Recursos Hídricos para o Setor Industrial Brasileiro (Tabela 12), elaborada pela SRHU e FUNARBE (2011), não foi obtida por uma metodologia específica e sim, pelo agrupamento (segundo a CNAE 2.0), dos coeficientes divulgados em relatórios de sustentabilidade, sites de empresas e associações, publicações científicas, contato telefônico e outras fontes.

Tabela 12 – Pequena parte da Matriz de Coeficientes Técnicos de Recursos Hídricos para o Setor Industrial.

Fonte: Adaptado de ONS (2005).

Código CNAE 2.0				Denominação	Coeficiente Técnicos de Uso da Água (m ³ /unidade da atividade)			
Seção	Div.	Grupo	Classe		Unidade	Retirada	Consumo	Efluente
B	07	07.1	-	Extração de minério de ferro	Ton. produzida	1,05	0,18-1,00	0,87
B	08	08.9	08.92-4	Extração e refino de sal marinho	Ton. produzida	6,25	1,25	5,0
C	10	10.1	10.13-9	Fabricação de produtos de carne	Ton. produzida	12,0	1,50	10,5
C	10	10.5	-	Laticínio	m ³ leite	1,1-2,0	-	1,6-2,2
C	11	11.1	11.12-7	Fabricação de	Ton. de	2,5	0,5	2,0

Código CNAE 2.0				Denominação	Coeficiente Técnicos de Uso da Água (m ³ /unidade da atividade)			
Seção	Div.	Grupo	Classe		Unidade	Retirada	Consumo	Efluente
				vinho	uva			
C	15	15.3	-	Fabricação de calçados	Par de calçados	0,0021	0,0004	0,0017

A composição da matriz envolveu quatro etapas:

- *Levantamento de dados*

Foram realizadas pesquisas em sites de busca, para identificar quais as indústrias apresentavam e disponibilizavam informações referentes ao uso de água, considerando as diversas atividades industriais brasileiras. Foram realizadas ainda pesquisas por relatórios de sustentabilidade ou relatórios anuais das empresas.

Nos relatórios que apresentaram informações relativas ao uso da água, tanto dos coeficientes, quanto da vazão e produção, foi realizada a consistência das informações, por meio da comparação do valor fornecido com o valor calculado, a fim de confirmar a veracidade das informações disponibilizadas.

Posteriormente, as pesquisas foram direcionadas para sites específicos do setor industrial, analisando se as empresas associadas a essas federações/associações se enquadravam nas tipologias estudadas. Para aquelas que se enquadraram, foram avaliadas as informações presentes nos sites identificando, quando possível, os coeficientes de retirada e de efluente ou os dados de produção e vazão, respectivamente.

Com a finalidade de ampliar a base de dados do estudo foi realizado ainda um levantamento de dados junto aos setores usuários, por meio da realização de entrevistas e pesquisas, com apoio da Confederação Nacional da Indústria (CNI).

- *Classificação Nacional de Atividades Econômicas (CNAE 2.0)*

Para o enquadramento das indústrias de acordo com a CNAE 2.0, foram acessados, com os números dos CNPJ, os registros cadastrais de pessoa jurídica, no site da receita federal do Brasil, obtendo as tipologias de atividade econômica nas quais as empresas se enquadravam.

- *Estruturação e preenchimento do banco de dados*

As informações, obtidas durante a etapa levantamento de dados, foram estruturadas em um banco de dados utilizando o software Excel, com campos referentes ao nome da indústria, tipologia a qual pertence, localização (endereço), quantidade produzida, vazão de retirada e efluente, coeficiente de vazão de retirada e efluente por unidade produzida, calculado ou fornecido, fonte dos dados, entre outras.

- *Compilação das informações levantadas*

Nessa etapa as informações obtidas foram analisadas, por tipologia de atividade econômica, para consistência e validação dos dados coletados. Para isso, foi realizada uma comparação com as referências da ANA (2002c) e do *Integrated Pollution Prevention and Control* (2009).

3.1.4.3. Metodologia da ANA (2017c)

Em 2017, a ANA publicou o documento “*Água na Indústria: Uso de Coeficientes Técnicos*”, como parte dos esforços para produção e disseminação de informações sobre estimativas de demanda hídrica da indústria de transformação brasileira. Consiste, basicamente, na estimativa de coeficientes técnicos com base no número de trabalhadores, por tipologia industrial, que podem ser aplicados para a obtenção das demandas hídricas no setor (Tabela 13).

Tabela 13 – Pequena parte da Matriz de Coeficientes Técnicos do Setor Industrial.

Fonte: Adaptado de ANA (2017c).

Código CNAE 2.0				Denominação	Coeficiente de retirada	Coeficiente de consumo	Consumo
Seção	Div.	Grupo	Classe				
C	10	10.1	10.13-9	Fabricação de produtos de carne	751	94	12,5
C	10	10.5	-	Fabricação de laticínios	2.089	752	36
C	11	11.1	11.12-7	Fabricação de vinho	5.414	1.083	20
C	15	15.3	-	Fabricação de calçados	1.895	361	19,1

Na Figura 9 são apresentadas as principais etapas e bases de dados utilizadas para obtenção dos coeficientes técnicos e das vazões de retirada, retorno e consumo do setor industrial.

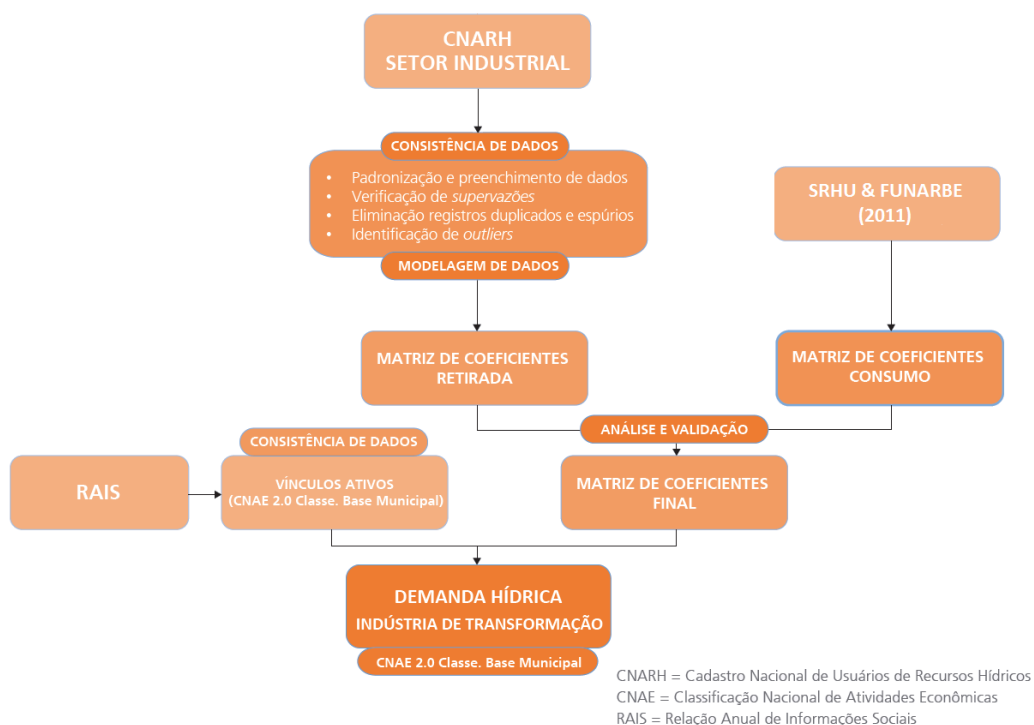


Figura 9 – Fluxograma para obtenção dos coeficientes técnicos e da demanda hídrica do setor industrial.

Fonte: Adaptado de ANA (2017c).

Para a composição da matriz de coeficientes de retirada foram utilizados os dados do Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos (CNA RH), que engloba usuários que utilizam os recursos hídricos de domínio da União e dos Estados. Esses dados foram analisados e consistidos, visando consolidar uma amostra de usuários da indústria de transformação, que permitisse a obtenção das relações entre volume de água captado (volume médio anual) e o número de empregados, por tipologia industrial. A CNAE 2.0, especificamente a seção C (Indústria de Transformação), foi utilizada para a padronização das tipologias industriais.

Para determinação dos coeficientes técnicos de consumo foi adotada como referência a matriz de coeficientes técnicos para o setor industrial brasileiro proposta pela SRHU e FUNARBE (2011).

Para estimativa da demanda hídrica, foi utilizado como dado auxiliar o número de trabalhadores na indústria de transformação, conforme informações sistematizadas pelo Ministério do Trabalho na Relação Anual de Informações Sociais (RAIS).

Para o cálculo das vazões de retirada (Q_{ind}) são considerados o número de empregados e o coeficiente de retirada, ambos por tipologia industrial (Equação 16).

$$Q_{ind} = \frac{\sum(E * k)}{86.400.000} \quad \text{Equação 16}$$

Em que:

Q_{ind} = vazão retirada total por município [m^3/s];

E = número de empregados por tipologia industrial;

k = coeficiente de retirada por tipologia industrial [$l.\text{empregados}.\text{dia}^{-1}$].

Já a vazão de consumo é dada pela Equação 17.

$$Q_{ind\ consumo} = \frac{\sum(E * kc)}{86.400.000} \quad \text{Equação 17}$$

Em que:

$Q_{ind\ consumo}$ = vazão consumo total por município [m^3/s];

k = coeficiente de consumo [$l.\text{empregados}.\text{dia}^{-1}$].

4. PROJEÇÕES DE USOS

4.1. Modelos e projeções de uso e cobertura do solo

As mudanças de uso e cobertura da terra por ações antrópicas provavelmente se iniciaram com o surgimento da agricultura e evoluíram ao longo dos anos impulsionadas por fatores demográficos, econômicos, tecnológicos, políticos e culturais. Estima-se que as emissões, desde 1850, relacionadas às mudanças no uso da terra, principalmente ao desmatamento e à expansão da produção agrícola para alimentos, contribuíram com cerca de um terço das emissões antrópicas acumuladas de carbono para a atmosfera (HOUGHTON et al., 2001). Estima-se também que de um terço à metade da superfície terrestre tem sido alterada pela ação do homem (NASA, 2005). Com intuito de conhecer a interação entre homens e o sistema terrestre uma ampla variedade de abordagens e plataformas de modelagem têm sido desenvolvidas, principalmente de modelos espacialmente explícitos e dinâmicos que permitem a simulação do uso do solo, denominados modelos LUCC em referência ao termo em inglês “*Land Use and Cover Change*”, ou seja, modelos de mudanças de uso e cobertura da terra (CAMPOS, 2015). Em termos conceituais, cobertura da terra/solo refere-se à camada que sobrepõe a superfície terrestre, constituída por elementos biofísicos quantificáveis (tais como: florestas gelo, áreas urbanas etc.) e o termo uso refere-se às práticas e funções desempenhadas sobre o solo considerando a manipulação por ação do homem (tais como: agricultura, reserva indígena, pecuária, área residencial etc.). Uso e cobertura são interdependentes, ou seja, consequentes um do outro (TURNER; ALI, 1996).

Os modelos LUCC quantificam as relações espaço-temporal entre os fatores determinantes e padrões de mudanças, com objetivo de apoiar a análise das causas-efeito dessas mudanças (AGUIAR, 2016). Esses modelos permitem retratar como a dinâmica das paisagens evolui diante de determinado conjunto de circunstâncias, transformando fenômenos complexos da natureza em informação quantitativa e qualitativa. Além de favorecer a análise e avaliação da dinâmica dos fatores determinantes das mudanças, bem como os impactos econômicos e ambientais

associados, os modelos LUCC constituem-se importantes ferramentas para indicar áreas prioritárias a conservação ou recuperação ambiental, direcionando políticas públicas às questões mais emergentes (XIMENES et al., 2008). A modelagem LUCC busca responder duas perguntas-chave: o que gera estas mudanças e quais seus impactos. Embora, por definição, qualquer modelo falhe em incorporar todos os aspectos do mundo real, ele fornece informações importantes da dinâmica do sistema sob uma variedade de condições (VELKAMP; LAMBIN, 2001). A modelagem LUCC pode refletir o padrão de uso do solo pelo homem em uma determinada região e desempenha um papel importante na avaliação do uso espacial do solo e na conservação, manejo sustentável e racional de recursos hídricos. Estudos sobre mudanças dos padrões de uso do solo no Brasil e no mundo são de grande importância para lidar com as mudanças climáticas e o desenvolvimento sustentável.

Existem diversos modelos LUCC que podem ser classificados de acordo com seus objetivos, escalas, abordagens técnicas e teorias (VIERA, 2015). Todavia, apesar da variedade de modelos, existe uma estrutura comum válida para um grande número de modelos espacialmente explícitos, relacionada à partição entre o cálculo de demanda de terra e sua atribuição (VERBURG et al., 2006; EASTMAN et al., 2005; AGUIAR et al., 2015). Os modelos LUCC são organizados de forma que cada demanda por mudança é espacialmente alocada de acordo com o potencial da célula (Figura 10). Basicamente, esses modelos apresentam uma estrutura dividida em três componentes, também chamada de submodelo ou módulo, especificamente: 1) componente de demanda - estabelece o quanto a cobertura muda em um determinado período do tempo; 2) componente potencial - determina a probabilidade de mudança em função da presença de forças direcionadoras de mudança ("*drivers*"), geralmente baseada em análise estatística e; 3) componente de alocação - aloca a demanda de acordo com o potencial de transição (VELDKAMP; FRESCO, 1996; VERBURGH et al., 2002; SOARES-FILHO et al., 2006; EASTMAN et al., 2005; AGUIAR et al., 2014).

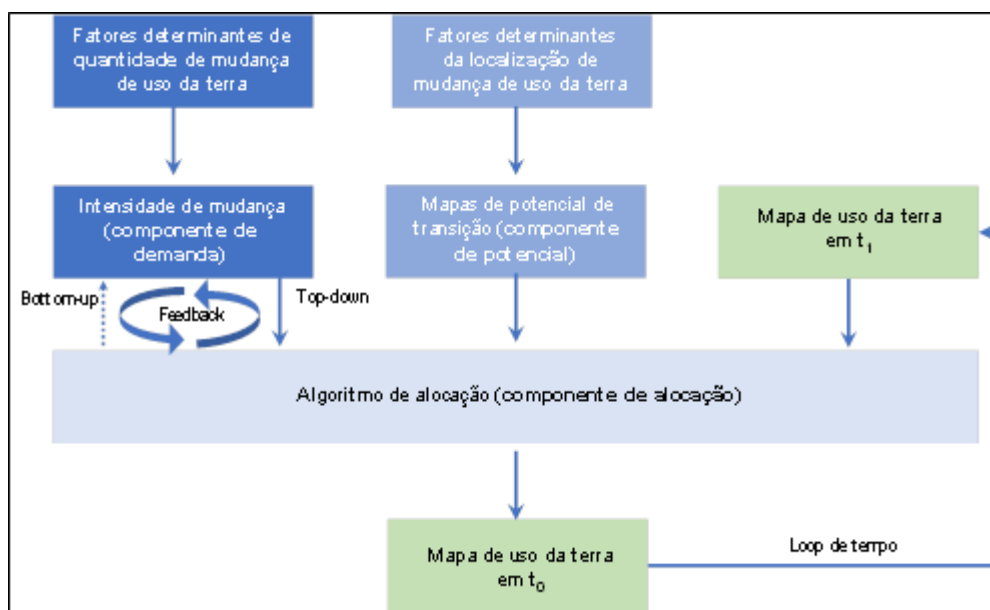


Figura 10- Estrutura genérica de modelos de mudanças de usos do solo espacialmente explícitos.

Fonte: Adaptado de Verburg et al. (2006).

Na componente de demanda (1) é estimada a quantidade da mudança para cada transição (em área ou número de células), baseado na extrapolação de tendências ou construção de cenários. Esta quantidade pode ser balizada a partir de modelos econômicos mais elaborados, que consideram como traduzir variáveis macroeconômicas, tais como o preço de *commodities* ou valor do Produto Interno Bruto (PIB) de países importadores em uma necessidade de produção de determinado produto, podendo ser transformado em área para determinado uso (COELHO, 2009). Na componente potencial (2) é estabelecido um conjunto de variáveis explicativas, associadas principalmente através de métodos empíricos, que possibilitem o prognóstico de áreas potenciais para mudança de cobertura da terra. Tais variáveis podem indicar o potencial de uma área em suportar as mudanças de cobertura da terra fundamentadas nas características do território, principalmente nos fatores biofísicos, como também podem tentar capturar o contexto histórico, econômico e geográfico apontando as forças direcionadoras das mudanças de cobertura da terra (VELDKAMP et al., 2001; EASTMAN et al., 2005), podendo-se citar, como exemplos, distância de estradas, declividade do terreno e qualidade do solo

(COELHO, 2009). Na componente de alocação (3) algoritmos específicos efetuam as mudanças de acordo com um mapa potencial de mudança, o qual indica a potencialidade das células serem ocupadas por diferentes usos (COELHO, 2009). Nesta componente é estabelecida a competição através de regras de decisão, permitindo controlar a quantidade mínima e máxima em cada célula assim como a definição da velocidade em que a mudança acontece (VELDKAMP; LAMBIN, 2001; EASTMAN et al., 2005).

Alguns dos modelos que seguem este arcabouço de modelagem são os modelos da família CLUE (VELDKAMP; FRESCO, 1996; VERBURG et al., 1999; VERBURG et al., 2002), Dinâmica (SOARES-FILHO et al., 2002), LuccME (AGUIAR et al., 2012), entre outros. Modelos dinamicamente explícitos são relativamente fáceis de usar, possuem um rápido desenvolvimento e um mesmo modelo pode ser utilizado para diferentes problemas. Estes modelos por descrever o comportamento de todo um sistema através de dois argumentos principais, ou seja, a quantidade de mudança e a função potencial (COSTA et al., 2010), são conhecidos por sua abordagem chamada de “*Top-down*”. Outra abordagem usada em modelos de uso e cobertura é a “*Bottom-up*”, em que a modelagem é baseada em agentes. Essa abordagem é fundamentada no conceito de “emergência”, característica primordial dos sistemas de simulação social, em que as interações entre as entidades (ou agentes) no nível micro resulta em padrões no nível macro (MATTHEWS et al., 2007). Os agentes são entidades autônomas, heterogêneas e que compartilham e interagem com o ambiente, tomando decisões baseado em um conjunto de regras (LAMBIM, 2006), como, por exemplo, fazendeiros, políticos, instituições etc. Diversos fatores podem influenciar a tomada de decisão dos agentes, tais como a experiência, a estrutura familiar, as técnicas, além dos contextos socioeconômicos (COELHO, 2009). Na abordagem *bottom-up* as mudanças do uso e cobertura são resultado da conexão entre os agentes e o ambiente, para isso os agentes precisam ser alocados no espaço de forma aleatória ou fundamentas em regras de localização. Distinções das abordagens *top-down* e *bottom-up* podem ser visualizadas na Figura 11.

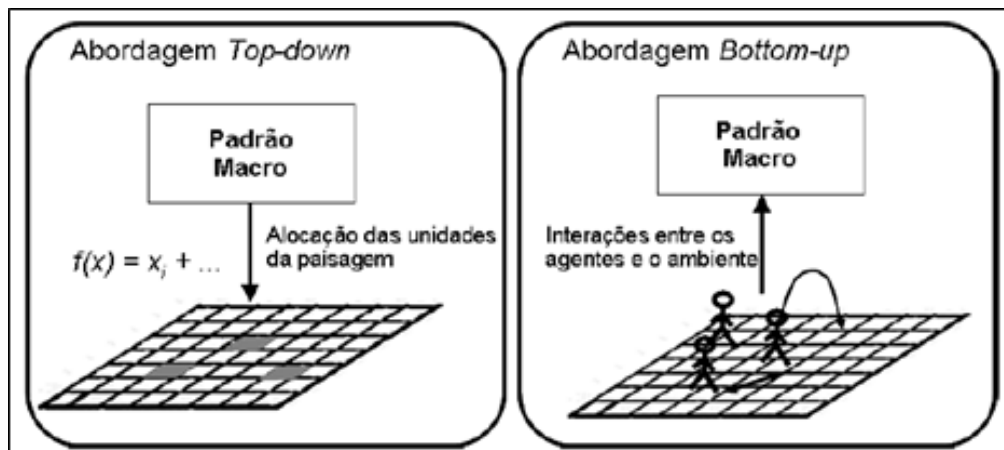


Figura 11 - Abordagem *Top-down* e *Bottom-up*.

Fonte: Coelho (2009).

Em geral, a escolha da abordagem depende dos objetivos da modelagem. Atualmente, um dos desafios consiste em juntar as abordagens mencionadas, dado que a escolha de uma ou outra separadamente pode não ser satisfatória na representação das mudanças devido à complexidade das interações entre os processos biofísicos e socioeconômicos em regiões específicas do Brasil. A Tabela 14 apresenta alguns modelos de mudança de uso e cobertura do solo aplicados às questões do país, os quais serão mais bem descritos dos tópicos 4.1.1 ao 4.1.7.

Tabela 14 - Exemplos de modelos e plataformas LUCC.

Fonte: Adaptado de LUIZ (2014).

Modelo	Autor (es)	Local de Desenvolvimento	Algumas Aplicações	Descrição
GLOBIOM	Havlik et al. (2011)	Global: <i>International Institute of Applied System Analysis</i> - IIASA desde 2007. GLOBIOM-Brasil: Institutos nacionais e regionais brasileiros.	Câmara et al. (2015); Soterroni et al. (2016); Santos et al. (2017); Santos (2018); Câmara et al. (2017).	Modelo de equilíbrio parcial <i>bottom-up</i> .
<i>Land Change Modeler</i> (LCM)	Eastman et al. (2007)	Clark Labs – Clark University	Johnson (2009); Umbelino e Barbiere (2010); Piroli et al. (2011); Islam e Ahmed (2011).	Conjunto de ferramentas implementadas no ArcGIS que permitem a análise, modelagem e simulação das mudanças da cobertura do solo e suas consequências para biodiversidade.
Dinamica EGO	Soares-Filho (1998)	Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)	Almeida et al. (2003); Soares-Filho et al. (2004); Rodrigues; Soares Filho; Costa (2007); Trentin e Freitas (2010); Macedo et al. (2013); Lima et al. (2013).	Plataforma de modelagem voltada para implementação de modelos ambientais espacialmente explícitos de diversas áreas.
LuccME	Aguiar et al. (2012a)	Centro de Ciência do Sistema Terrestre (CCST) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e seus colaboradores.	Vieira (2015); Aguiar et al. (2016); Bezerra (2016).	Estrutura de código aberto para o desenvolvimento de modelos de mudança de uso e cobertura do solo espacialmente explícito. É uma extensão do Terra-ME (AGUIAR et al., 2012a)

Modelo	Autor (es)	Local de Desenvolvimento	Algumas Aplicações	Descrição
Regia	Carvalho (2014)	Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional (Cedeplar-UFMG)	Carvalho, Magalhães e Domingues (2016); Carvalho e Domingues (2016).	É um modelo <i>bottom-up</i> dinâmico de Equilíbrio Geral Computável inter-regional para as 30 mesorregiões da Amazônia Legal.
Imagem-B	Magalhães e Domingues (2009)	Cedeplar-UFMG	Magalhães e Domingues (2009); Domingues; Magalhães e Ruiz (2011); Barbieri (2011); Domingues, Magalhães e Faria (2009).	É um modelo de Equilíbrio Geral Computável. É um modelo <i>bottom-up</i> para os 26 estados e o Distrito Federal e <i>top-down</i> para as 558 microrregiões do Brasil.
CLUE-S	Veldkamp e Fresco (1996)	IVM – <i>Institute for Environment Studies</i>	Verbug et al. (2002; Coelho (2009); Valencia et al. (2011); Simões et al. (2014); Galharte et al. (2014).	Modelo desenvolvido para simular uso e cobertura da terra em escala regional utilizando relações empiricamente quantificadas entre as mudanças e seus fatores determinantes.

4.1.1. Modelo GLOBIOM

Durante a 21ª Conferência das Partes de Paris (COP-21) o governo brasileiro, a fim de apresentar sua contribuição à Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (UNFCCC, sigla do inglês *United Nations Framework Convention on Climate Change*) - a qual incentiva países em desenvolvimento a reduzir as emissões provindas do setor Uso do Solo, Mudança do Uso do Solo e Florestas - se comprometeu a diminuir 37% das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) com relação aos níveis de 2005 até 2025 (SOTERRONI et al., 2016). A meta até 2030 é de 43% de redução. Para isso, uma das ferramentas de política mais importantes para atingir essas metas é o novo Código Florestal Brasileiro de 2012. Soterroni et al. (2016) apresenta alguns dos principais resultados do projeto REDD-PAC (*Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation/Policy Assessment Centre*) o qual realizou a adaptação do modelo econômico global de uso do solo, o GLOBIOM (*Global Biosphere Management Model*, desenvolvido pelo *International Institute of Applied System Analysis*- IIASA desde 2007; HAVLIK et al., 2011) para analisar segundo os autores:

“as consequências de diversos itens do novo código florestal sobre trajetórias de produção agropecuária, dinâmica de mudanças de uso e cobertura da terra, e emissões, para os diferentes biomas brasileiros. Com base no novo código, as medidas de políticas públicas analisadas explicitamente pelo modelo foram a Reserva Legal, os Certificados de Reserva Ambiental, a anistia a pequenas propriedades rurais, e as ações de comando e controle para combate ao desmatamento ilegal.”

O GLOBIOM é um modelo de equilíbrio parcial *bottom-up* e o mesmo pode ser usado para análise regional detalhada (MOSNIER et al., 2014 apud CÂMARA et al., 2015). Segundo GLOBIOM (2012), neste modelo, nem todos os setores econômicos são modelados explicitamente, ao invés disso, diversos parâmetros são derivados de mudanças no tempo do PIB (o GLOBIOM assume um PIB exógeno), população e consumo de alimentos per capita (calorias no processo para satisfazer o consumo

humano baseado em projeções de acordo com a FAO 2006). O ano base é o de 2000 e suas projeções vão até 2050. Com relação ao desenvolvimento de produção, o modelo geralmente assume 0,5% de progresso tecnológico autônomo na melhoria das culturas. A opção de alternar entre os sistemas de manejo e a realocação de culturas para áreas mais produtivas, também prevê mudanças no rendimento médio da região. Entre as políticas que o GLOBIOM contempla estão as metas de biocombustíveis e, os mais importantes critérios de sustentabilidade das políticas de biocombustíveis são modelados (GLOBIOM, 2012). Câmara et al. (2015) e Soterroni et al. (2016) referem-se às principais características do modelo como sendo:

- **Modelo de equilíbrio de mercado:** o GLOBIOM é embasado na teoria neoclássica. Ajustes endógenos nos preços de mercado envolvem a igualdade entre oferta e demanda para cada produto e região. Os agentes não apresentam interesse em mudar suas ações, assim que o equilíbrio é alcançado (o equilíbrio é único);
- **Modelo de otimização:** o objetivo é de maximizar a soma dos excedentes econômicos dos consumidores e dos produtores. São obtidos da solução de duas equações de balanço de mercado, entretanto não são explícitos;
- **Modelo de equilíbrio parcial:** o GLOBIOM se concentra apenas nos setores de agricultura, pecuária, florestas e bioenergia. Os setores da agropecuária e florestas estão unidos no modelo e os mesmos disputam o uso do solo;
- **Modelo de equilíbrio espacial de preço:** é uma categoria particular dos modelos de equilíbrio parcial e de programação linear, sendo útil na análise de fluxos inter-regionais de mercadorias (TAKAYAMA; JUDGE, 1971 apud CÂMARA et al. 2015). O modelo é baseado na proposição de que a diferença de preço (das mercadorias) entre duas regiões é dada somente pelo custo de transporte;
- **Modelo dinâmico recursivo:** o GLOBIOM é rodado para faixas de tempo de 10 anos, usando dinâmica recursiva. Não são levados em conta os valores futuros dos parâmetros ao longo de vários períodos de tempo. A decisão ótima tomada no período t depende apenas de decisões tomadas pelos agentes no

período $t-1$. Assim que cada novo período se inicia, as condições iniciais do uso do solo são renovadas com base nas soluções obtidas no período anterior. O modelo é atualizado para cada passo de tempo por meio de fatores exógenos (como o crescimento do PIB e o da população).

O GLOBIOM possui duas escalas geográficas diferentes, com relação à representação dos fatores (*drivers*) de mudança do uso do solo, como mostrado na Figura 12. Em conformidade com as variáveis locais, são expressas todas as variáveis relacionadas ao solo, bem como a mudança do uso do solo, o cultivo de culturas, a produção madeireira e os números da pecuária (SOTERRONI et al., 2016). A demanda final, as quantidades de processamento, os preços e o comércio são obtidos em um nível regional e que no GLOBIOM, os fatores regionais influenciam a alocação do uso do solo em nível local. Os resultados das variáveis definidas no âmbito regional são influenciados pelas restrições locais, o que garante a coerência entre as diversas escalas.

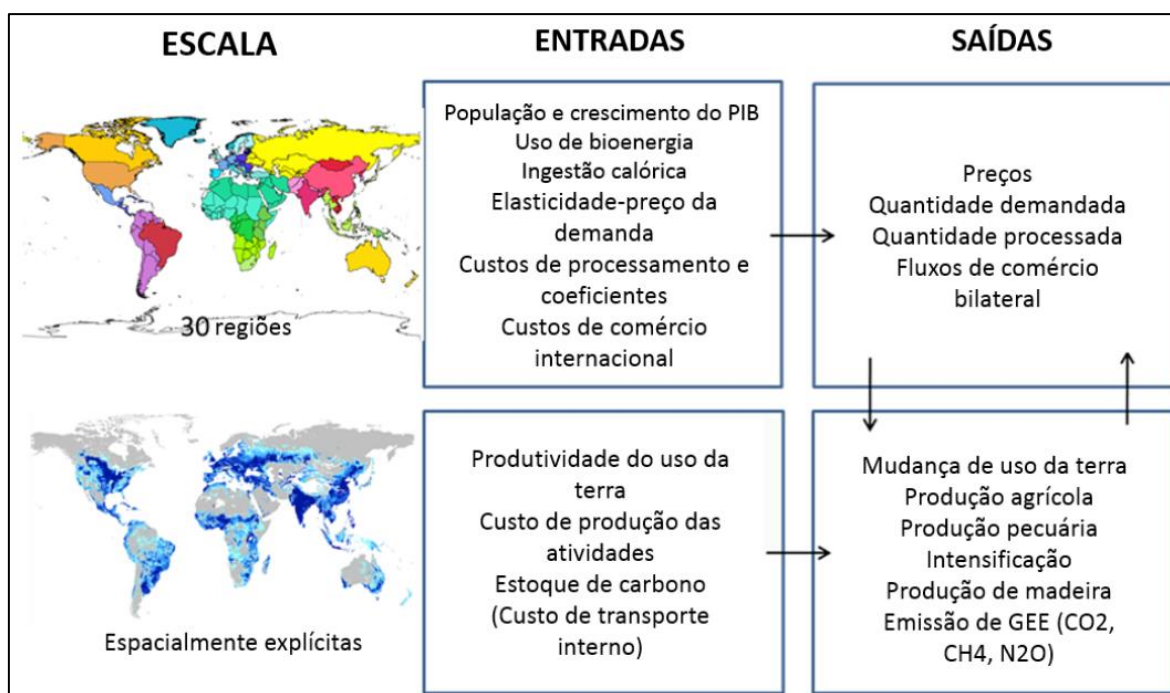


Figura 12 - Principais entradas e saídas do modelo GLOBIOM para diferentes escalas.

Fonte: Soterroni et al. (2016).

A Tabela 15 apresenta as principais características do modelo GLOBIOM, que estão relacionadas ao embasamento teórico, otimização, preços, setores, tipos de bens, período e resultados.

Tabela 15 - Principais características do modelo GLOBIOM.

Fonte: adaptação de REDD-PAC (2015 apud SANTOS, 2018).

Característica	Descrição
Embasamento teórico	Teoria neoclássica, em que consiste no ajustamento endógeno dos preços de mercado para levar ao equilíbrio entre oferta e demanda de cada produto e região. Quando o equilíbrio é atingido, os agentes não têm interesse para alterar as suas ações.
Otimização	Maximiza a renda dos consumidores e excedentes dos produtores, dadas às restrições intrínsecas teóricas.
Preços	Não são explícitos, mas são dados pela maximização da área total sob a curva de excedente de demanda em cada região menos os custos totais de transporte de todas as remessas conforme o equilíbrio do mercado. A diferença de preço entre duas regiões é explicada somente pelo custo de transporte. Isso permite que a representação dos fluxos comerciais bilaterais entre regiões, mas a região não pode importar e exportar para a mesma região.
Setores	Centra-se nas culturas, pecuária, silvicultura e bioenergia, outros setores não são inclusos. Por competir por terra, os setores agrícola e florestal estão ligados em um único modelo.
Tipos de bens	Pressuposto de bens homogêneos.
Período	Períodos de 10 anos usando dinâmica recursiva.
Resultados	A decisão ótima no período t depende de decisões que os agentes tomaram no período $t-1$. Quando um novo período começa as condições de uso da terra são atualizadas com as soluções das simulações do período anterior. O modelo é atualizado a cada período utilizando os resultados anteriores como valores exógenos, como o crescimento do PIB e da população.

Em geral, o modelo GLOBIOM é usado para analisar a competição pelo uso do solo entre os principais setores relacionados às mudanças de cobertura e uso do solo, especificamente: agricultura, floresta e bioenergia (GLOBIOM, 2017). O modelo considera políticas ambientais, produção agropecuária e comércio exterior (SOTERRONI et al., 2016).

Juntamente com institutos nacionais e regionais, foram elaboradas versões regionais do modelo, como o GLOBIOM-Brasil e o GLOBIOM-EU, a fim de fornecer uma melhor representação espacial das mudanças no uso do solo para avaliar o impacto de políticas regionais específicas (GLOBIOM, 2017). Os resultados do modelo podem ser usados para avaliar/direcionar os seguintes quesitos: a contribuição potencial da bioenergia para a mitigação das mudanças climáticas; emissões futuras de GEE do setor agrícola e da mudança do uso do solo; adaptação da agricultura com relação às futuras mudanças climáticas e; a avaliação da demanda atual e futura e fornecimento de água para irrigação (GLOBIOM, 2017). Mais informações sobre o modelo GLOBIOM estão disponíveis em <www.globiom.org>, Câmara et al. (2015) e em Soterroni et al. (2016).

A Tabela 16 apresenta os cinco cenários do modelo GLOBIOM-BRASIL. Sendo que CRA representa “Cotas de Reserva Ambiental”; BAU é a sigla do inglês *Business As Usual*, que pode ser traduzida como “os negócios de sempre”; FC é o cenário do Código Florestal; FCcropCRA é o Código Florestal com cotas aplicadas apenas na compensação de áreas de agricultura; FCnoCRA é o Código Florestal sem as cotas de reserva ambiental e; FCnoSFA é o Código Florestal sem a anistia de pequenas propriedades. Nesta tabela, pode-se notar que não é considerado o desmatamento ilegal em nenhum dos cenários (desmatamento “zero”, devido às ações de comando e controle do cenário FC). É interessante destacar, que para as unidades de simulação do GLOBIOM-Brasil, os percentuais de reserva legal foram calculados com base nos dados fornecidos por Soares-Filho et al. (2014 apud CÂMARA et al., 2015). Estes cenários são melhores detalhados em Câmara et al. (2015).

Tabela 16 - Cenários do modelo GLOBIOM-Brasil.

Fonte: Soterroni et al. (2016).

	BAU	FC	FCcropCRA	FCnoCRA	FCnoSFA
Lei da Mata Atlântica	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim
Desmatamento ilegal	-	Não	Não	Não	Não
Terras privadas no AM	-	20%	20%	20%	20%

	BAU	FC	FCcropCRA	FCnoCRA	FCnoSFA
Anistia de pequenas propriedades	-	Sim	Sim	Sim	Não
CRA em áreas agrícolas	-	Sim	Sim	Não	Sim
CRA em áreas de pecuária	-	Sim	Não	Não	Sim
Reflorestamento	-	Sim	Sim	Sim	Sim

As estimativas de emissões dos GEE do setor de Mudanças do Uso do Solo e Florestas (LUCF sigla do inglês, *Land Use Change and Forestry*) empregam o conteúdo de carbono de distintas classes de cobertura do solo no estado de equilíbrio. Para estas estimativas, o trabalho de Soterroni et al. (2016) adotou quatro mapas distintos de biomassa para o Brasil com o intuito de minimizar as incertezas ligadas aos dados de biomassa. Segundo os autores, por definição, o GLOBIOM utiliza os estoques de carbono da biomassa viva da vegetação acima e abaixo do solo para florestas (definidas por KINDERMANN et al., 2008) e as florestas de rotação curta ou florestas plantadas (definidas por HAVLIK et al., 2011). Pastagens e outras vegetações não florestais utilizadas no mapa de biomassa são definidas por Ruesch e Gibbs (2008). Também foram incluídos no GLOBIOM dois mapas pan-tropicais de biomassa de vegetação lenhosa viva acima e abaixo (definidos por BACCINI et al., 2012; SAATCHI et al., 2011, respectivamente). Tendo em vista as incertezas envolvidas nos mapas de biomassa para período de 2010 a 2050, as emissões líquidas de CO₂ do setor LUCF são obtidas a partir de um conjunto de estimativas (SOTERRONI et al., 2016).

A Figura 13 apresenta o valor da área total de florestas no Brasil (florestas maduras, florestas manejadas e florestas regeneradas) e mostra que em decorrência da implementação do Código Florestal, as projeções são de estabilização ou de leve aumento desta área até 2050, quando comparada aos níveis de 2010. De acordo com Soterroni et al. (2016), a implantação do cenário FC eleva a área total de florestas em todo o Brasil em 32 milhões de hectares (Mha) em 2030 e 53 Mha em 2050, em comparação com o cenário BAU. Ainda em comparação com o cenário BAU, os autores citam que este aumento se dá como consequência da proibição do corte de 42 Mha de

florestas maduras aliada à regeneração florestal de 11 Mha em áreas ilegalmente desmatadas até 2050.

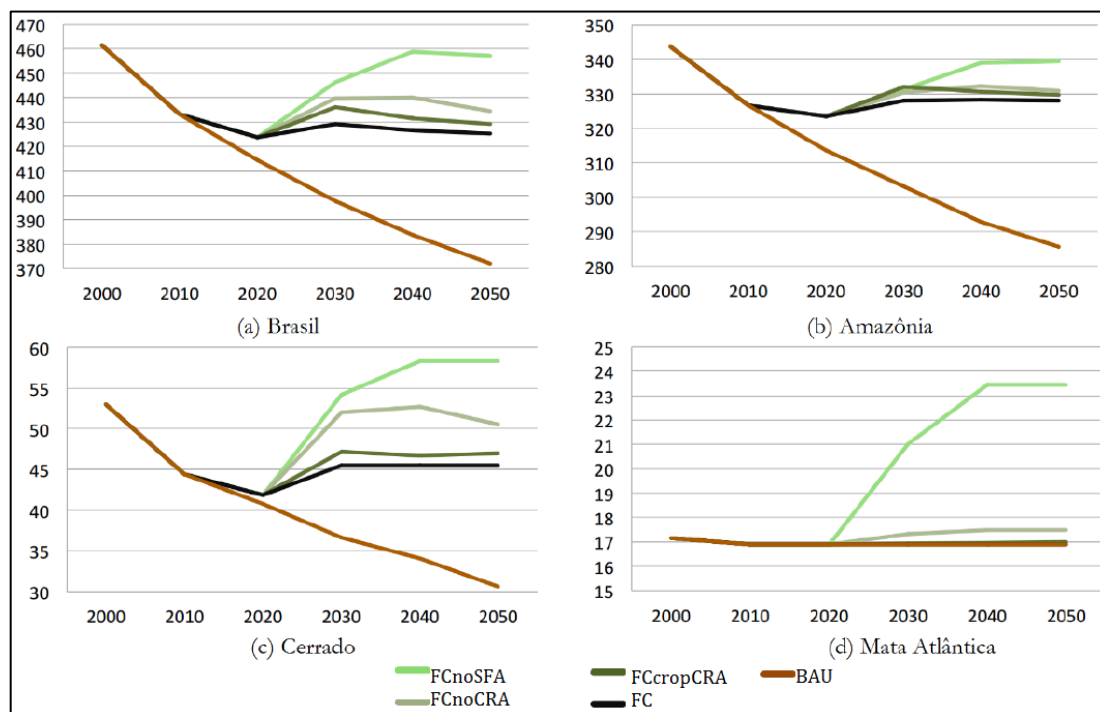


Figura 13 - Evolução da área total de florestas no Brasil e nos biomas Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica (em Mha), como projetada pelos diferentes cenários.

Fonte: Soterroni et al. (2016).

Nas próximas décadas todos os cenários apresentarão uma maior área agrícola, de 56 Mha em 2010, a produção agrícola passará a ser de 92 Mha em 2030 e alcançará 114 Mha em 2050 (SOTERRONI et al., 2016). Entretanto, os autores destacam que devido ao elevado grau de incerteza na produtividade do bioma Caatinga, essas estimativas não contabilizam os valores projetados para este bioma. Os autores realçam ainda, que com relação às novas áreas agrícolas criadas no Brasil entre 2010 e 2050, 52% (30 Mha) estão no Cerrado e, 30% (18 Mha) na Mata Atlântica.

De acordo com todos os cenários, a expansão agrícola ocorrerá principalmente pelo aumento do cultivo de cana-de-açúcar, soja e milho e, este aumento da produção de cana-de-açúcar deve-se à demanda de bioetanol, entretanto, o crescimento da área

dessa cultura tenderá a aumentar de forma bem mais lenta após 2030, uma vez que essa demanda é mantida constante entre 2030 e 2050 (SOTERRONI et al., 2016).

A Figura 14 apresenta as projeções (com 50 km de resolução) da distribuição espacial da área agrícola do cenário do Código Florestal (FC), podendo-se observar que de 2010 a 2030, as projeções indicam um aumento desta área, principalmente na região Sul, Centro-oeste e Sudeste do Brasil.

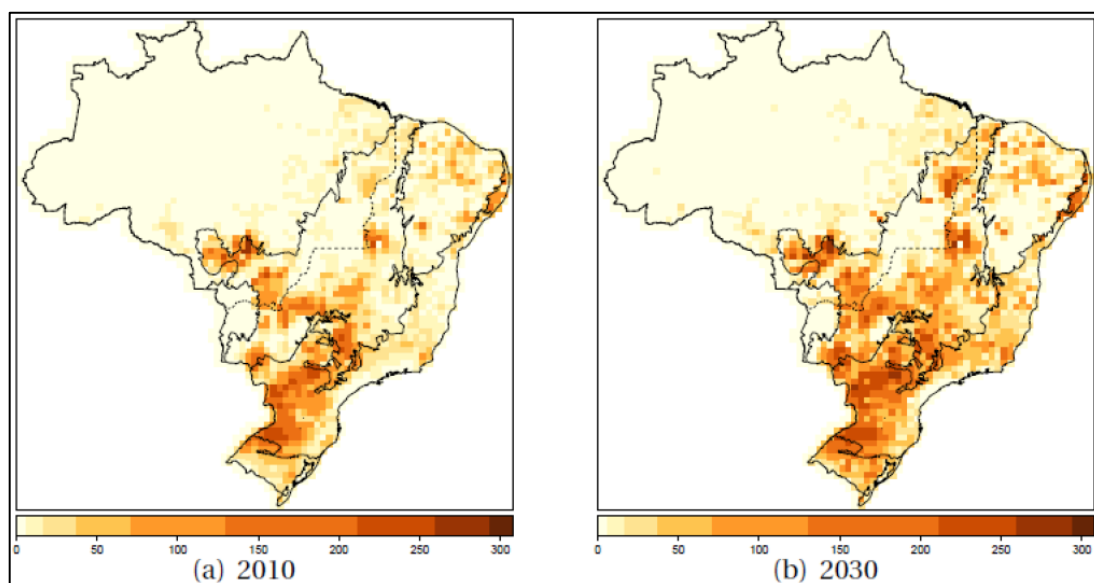


Figura 14 - Projeções da distribuição espacial da área agrícola para o cenário FC, em Mha.

Fonte: Soterroni et al. (2016).

4.1.2. Modelo LCM

O modelo *Land Change Modeler* - LCM (EASTMAN, 2007 apud LUIZ, 2014) é um módulo integrado ao software IDRISI desenvolvido pela Clark Labs da Clark University (EUA), o qual apresenta ferramentas para avaliação e projeção de mudanças de cobertura do solo e suas implicações para espécies, habitats e biodiversidade (LIMA et al., 2013).

A versão atual do LCM é acoplada a plataforma ArcGIS e resultado da adaptação do *The Land Change Modeler for Ecological Sustainability*, elaborado para complementar a plataforma IDRISI (LUIZ, 2014). Johnson (2009) cita que a estrutura baseada em

módulos do LCM exige insumos específicos que permitem a avaliação da mudança da paisagem, habitat e biodiversidade, entretanto o programa é difícil de navegar e requer conhecimento prévio de métodos analíticos. A projeção de mudança é realizada através do cálculo da matriz de transição advindas da comparação de mapas da cobertura do solo de duas datas distintas e da interação dessas com as variáveis explanatórias das mudanças (SIRIKULCHAYANON et al., 2008 apud LUIZ, 2014). O esquema geral do funcionamento do LCM da mudança de uso e cobertura da terra é apresentado na Figura 15.

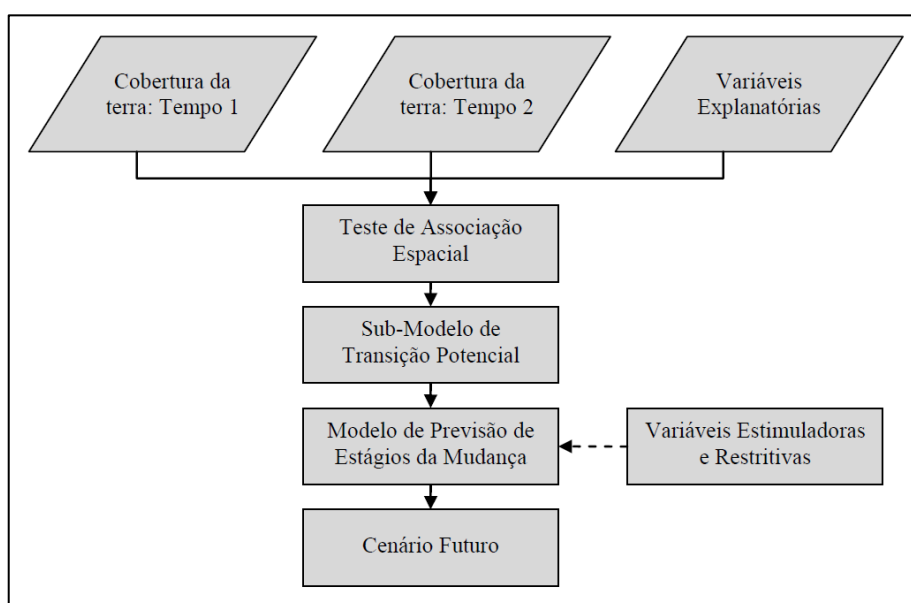


Figura 15 - Esquema geral de funcionamento do LCM para análise da mudança de uso e cobertura da terra.

Fonte: Adaptada de Clarcks Lab (2009 apud LUIZ, 2014).

Com base na entrada dos mapas de cobertura do solo dos tempos 1 e 2, o usuário deve elaborar um submodelo de transição potencial fundamentado nas transições de classes de cobertura de interesse e em uma gama de variáveis explanatórias que proporcionam essas trocas (LUIZ, 2014). Estas variáveis explanatórias são distância de rodovias, tipos de solo, distância de cursos d'água, pluviosidade, número de habitantes, entre outras. Assim que definido o submodelo de transição, pode-se gerar as transições potenciais que tratam da alocação da mudança no espaço e no tempo

(LUIZ, 2014). O modelo ainda permite o acréscimo de variáveis restritivas e estimuladoras. Como exemplo de restrição, Luiz (2014) cita que se pode considerar nas áreas de unidades de conservação de proteção integral, variáveis restritivas às mudanças de cobertura do solo, o que implicaria que, ainda que a tendência modelada fosse de mudança, não afetaria esta área.

O modelo inclui ferramentas especiais para a avaliação das estratégias de mitigação de mudanças climáticas de REDD (Redução de Emissões do Desmatamento e Degradação da Floresta). O LCM analisa dados históricos de cobertura do solo para avaliar, modelar e prever a mudança da cobertura do solo usando procedimentos de aprendizado de máquina (TERRSET, 2016). Os principais componentes do LCM incluem: análise de mudança do solo; modelagem potencial de transição terrestre; projeções de mudanças futuras e; análise REDD (LIMA et al., 2013; TERRSET, 2016). As componentes do LCM podem ser vistas na Figura 16. De acordo com o TerrSet (2016), o LCM permite analisar a mudança da cobertura do solo, modelando empiricamente sua relação com variáveis explicativas e projetando mudanças futuras. Mais informações sobre o LCM podem ser obtidas em Luiz (2014) e TerrSet (2016).

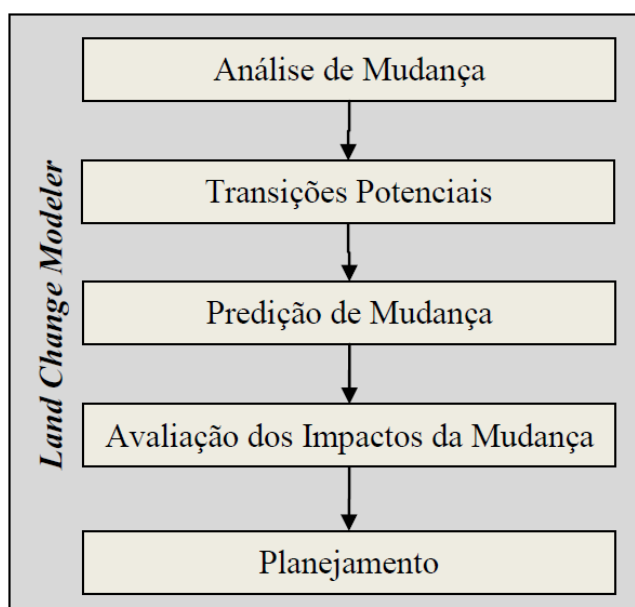


Figura 16 - Componentes do *Land Change Modeler*.

Fonte: Adaptada de Clarcks Lab (2009 apud LUIZ, 2014).

O LCM é um modelo vendido pelo Clark Labs (<<https://clarklabs.org/terrset/land-change-modeler>>) e, foi usado por Guidolini et al. (2013) para realizar a modelagem da dinâmica do uso e ocupação do solo (1975 a 2010) na bacia do Rio Uberaba, município de Veríssimo (MG). Em Guidolini, Pedroso e Araújo (2013), o modelo foi utilizado, para realizar uma análise histórica do uso e ocupação do solo da microbacia do Ribeirão do Feijão localizada em São Carlos (SP) e possíveis modificações no ano de 2020. Luiz (2014) utilizou em sua dissertação, o modelo LCM para modelar e simular a alteração da paisagem provocada pela expansão das áreas de reflorestamento na Bacia do Rio Piracicaba e Região Metropolitana do Vale do Aço.

4.1.3. Modelo Dinamica EGO

A evolução do software Dinamica resultou no Dinamica EGO (abreviação de *Environment for Geoprocessing Objects*; RODRIGUES; SOARES FILHO; COSTA, 2007), o qual consiste em uma plataforma de modelagem desenvolvida pelo Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais. O Dinamica EGO (DINAMICA EGO, 2015) é mais que um modelo de mudança de uso do solo, é também uma plataforma de modelagem ambiental, a qual apresenta uma gama de possibilidades, desde o modelo espaço-tempo bastante simples até o muito complexo.

Esta plataforma envolve uma gama de operadores chamados *functores* (*functors*), compreendidos como um processo atuante sobre um grupo de dados de entrada, nos quais se aplicam operações matemáticas finitas, lógicas e de análise espacial, produzindo como saída um outro grupo de dados (RODRIGUES; SOARES FILHO; COSTA, 2007). Cada *functor* é responsável por uma função específica abrangendo toda uma gama de operações necessárias para a determinação de um certo fenômeno (TOMLIM, 1990 apud RODRIGUES; SOARES FILHO; COSTA, 2007). Os *functores* são considerados a base da plataforma, porém existem outros como os *containers*, que são operadores em grupos. Dentro dos *containers* existem vários tipos como os “Repeat”, “Block”, “Region”, responsáveis por agrupar e determinar a função de um determinado grupo de operadores (RODRIGUES; SOARES FILHO; COSTA, 2007).

Segundo Rodrigues, Soares Filho e Costa (2007), por meio de um conjunto de entradas e saídas (chamados portos), os *functores* e *containers* recebem e enviam dados para outros *functores* e *containers*, dessa forma, os modelos podem ser criados, arrastando e ligando *functores* através de portos com tipos equivalentes. Assim sendo, os modelos são “desenhados” na forma de diagramas seguindo uma cadeia de fluxo de dados. O intuito desta linguagem é deixar a plataforma mais simples e prática ao uso de pessoas com pouca ou nenhuma prática em modelagem (RODRIGUES; SOARES FILHO; COSTA, 2007).

O ambiente de modelagem do Dinamica EGO é simples, flexível e favorece o desempenho, o que aperfeiçoa velocidade e recursos computacionais, como memória e uso de processamento em paralelo (RODRIGUES; SOARES FILHO; COSTA, 2007). O Dinamica EGO está disponível gratuitamente e é permitido o uso do software mesmo para uso comercial, no seguinte link: <<https://csr.ufmg.br/dinamica>>.

Lima et al. (2013) realizou uma análise comparativa entre o DINAMICA EGO e o *Land Change Modeler*, a fim de realizar um estudo comparativo do desempenho das ferramentas (LCM; EASTMAN, 2009 apud LIMA et al., 2013), para um modelo de desmatamento na região da Amazônia brasileira, em que os softwares foram calibrados para o período de 1997 a 2000, com os mesmos dados e parâmetros de entrada e foram usados para simular o desmatamento para o ano de 2003. Lima et al. (2013) concluiu que a validação mostrou uma capacidade mediana de prognóstico da realidade para o caso em estudo e, que com relação à estrutura espacial, de acordo com as métricas de paisagem, o Dinamica EGO apresentou resultados mais similares aos observados.

De acordo com Lima et al. (2013), as estruturas do LCM e do Dinamica EGO são claramente distintas e, portanto, são adequadas para objetivos diferentes. Os autores esclarecem que o LCM é um modelo previamente elaborado, o qual se apresenta na forma de abas, que solicitam valores para parametrizar o modelo, o que o torna simples, mas traz a desvantagem de não permite ajustes estruturais, somente a alteração dos parâmetros pré-definidos pelo software. Já com relação ao software

Dinâmica EGO, os autores esclarecem que o mesmo apresenta uma plataforma flexível de modelagem, a qual permite a criação e execução de modelos para diferentes propósitos, entretanto, para utilizar o software o usuário carece de conhecimentos aprofundados sobre modelagem, uma vez que é exigido criar a própria estrutura do modelo, de forma a poder adaptar às necessidades do objeto de estudo.

4.1.4. Modelo LuccME

O LuccME é uma estrutura de código aberto para o desenvolvimento de modelos de mudança de uso e cobertura do solo espacialmente explícito, desenvolvido pelo Centro de Ciência do Sistema Terrestre (CCST) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e seus colaboradores, como uma extensão do Terra-ME (AGUIAR et al., 2012a; AGUIAR et al., 2016). O LuccME simplifica a criação de desmatamento, expansão agrícola, expansão urbana e outros processos de mudança de terras em diferentes escalas, combinando componentes básicos ou desenvolvendo novos (AGUIAR et al., 2012a). Com o LuccME é possível construir modelos de desmatamento, expansão da agricultura, desertificação, degradação florestal, crescimento urbano e outros processos de mudanças de uso e cobertura do solo em diferentes escalas e áreas de estudo, combinando os componentes disponíveis ou criando novos componentes, caso julgue necessário (LuccME, 2015).

O LuccME está disponível como software livre sob os termos da *Free Software Foundation's GNU LESSER GENERAL PUBLIC LICENSE* na forma de código fonte, entretanto, é necessário registrar-se na página para ter acesso a este conteúdo, que é restrito a membros do site: <<http://luccme.ccst.inpe.br/projetos/luccmebr/>>.

Em Aguiar et al. (2016), foram usados os componentes LuccME derivados do modelo CLUE (VERBURG et al., 1999) para variáveis contínuas de uso do solo. Aguiar et al. (2016) realizou o estudo de cenários de mudança do uso do solo: antecipando um processo de transição florestal na Amazônia brasileira. A abordagem de modelagem espacial explícita para o uso do solo, utilizada por Aguiar et al. (2016), utiliza a estrutura de código aberto *LuccME Modeling Framework* (AGUIAR et al., 2012a) e as

emissões do INPE-EM *Emission Modelling Framework* (AGUIAR et al., 2012b). O LuccME foi utilizado para gerar mapas anuais de desmatamento e o INPE-EM para representar a dinâmica de vegetação secundária nas áreas desmatadas (AGUIAR et al., 2016).

A Tabela 17 apresenta a caracterização de cada cenário utilizado no modelo LuccME, os quais envolvem recursos naturais e elementos relacionados ao uso do solo (base para quantificação), em que a sigla RL refere-se às Reservas Legais e APP às Áreas de Proteção Permanente. O cenário A é considerado sustentável, o cenário B intermediário e o cenário C pessimista. No Cenário A seria autorizado um desmatamento de no máximo 1.000 km² por ano, relacionado à expansão urbana, infraestrutura e requisitos de projetos de mineração, sendo considerado desmatamento “zero”. O cenário A também considera a regeneração de todas as áreas desmatadas ilegalmente. No cenário B, com relação ao meio ambiente, mecanismos de compensação dão-se por meio de cotas florestais remotas, no lugar de restauração local. Já no cenário C, o código Florestal não é respeitado.

Vale ressaltar que na década de 1960 iniciou-se um intenso processo de ocupação na Amazônia brasileira causando desmatamento, entretanto, as taxas de desmatamento diminuíram significativamente desde 2004, estabilizando em torno de 6.000 km²ano⁻¹ nos anos seguintes (AGUIAR et al., 2016), todavia, no cenário C, há projeção de que este desmatamento volta a aumentar de acordo com níveis anteriores a 2004.

Tabela 17 - Cenários-base do modelo LuccME.

Fonte: Aguiar et al. (2016).

Quantificação do Elemento	Cenário A: Sustentável	Cenário B: Intermediário	Cenário C: Pessimista
(A) (Meio Ambiente) Aplicação da lei.	Restauração do Código Florestal (RLs e APPs) e medidas de conservação são aplicadas e incentivadas. Transição florestal para uma situação de desmatamento “zero” após 2025. Áreas	Medidas de restauração do Código Florestal (RLs e APPs) satisfeitas por mecanismos de compensação. Medidas de conservação do código florestal são respeitadas; controle de desmatamento em vigor	Desrespeito ao Código Florestal e medidas de controle do desmatamento descontinuadas. As áreas protegidas não são totalmente

Quantificação do Elemento		Cenário A: Sustentável	Cenário B: Intermediário	Cenário C: Pessimista
		protegidas são implementadas e respeitadas.	e; alcance da meta de desmatamento para 2020.	implementadas e protegidas.
(B) Taxas de desmatamento nítidas no futuro e taxas de degradação das florestas antigas.		Taxas de Desmatamento seguem a tendência atual de desaceleração, atingindo a meta definida para 2020 (3.900 km ²) e, depois uma nova meta de desmatamento "Zero" (residual <1.000 km ² Ano ⁻¹) após 2025. As taxas de degradação diminuem para 1.000 km ² Ano ⁻¹ depois de 2025.	Menor tendência de desmatamento até 2020 (3.900 km ² Ano ⁻¹), estabilizando depois disso acima deste nível (cerca de 4.000 km ² Ano ⁻¹). Taxas de degradação mantêm na média atual (14.700 km ² Ano ⁻¹).	Taxas de desmatamento sobem de 2014 a 2020 e continuam descontroladas até 2050, em níveis históricos anteriores a 2004. Taxas de degradação mantêm a média atual (14.700 km ² Ano ⁻¹).
(C) Dinâmica de Vegetação Secundária		Porcentagem de vegetação secundária em relação à área desmatada em cada célula aumenta para 35% de 2015 a 2030. Áreas existentes de vegetação secundária não são afetadas após 2020.	Segue a dinâmica atual (menos vegetação secundária em áreas mais densamente ocupadas, ~ 5 anos de meia-vida), exceto em antigas áreas de ocupação onde antigas florestas secundárias são preservadas.	Segue a dinâmica atual, incluindo áreas de florestas secundárias antigas.
(D) Mudanças nos condutores espaciais	Malha viária	Pavimentação em andamento concluída em 2017 (BR-163, BR-319 e BR-230). Não há estradas federais ou estaduais construídas após 2017.	Igual ao Cenário C, mas acompanhado de medidas para evitar a ocupação descontrolada.	Todas as estradas planejadas (federais e estaduais) construídas, distribuídas em 2017, 2025, 2030 e 2042.
	Áreas Protegidas - PAS	Manutenção da rede de áreas protegidas em 2010.	O mesmo que o Cenário A em termos de área, porém, menos protegido em áreas densamente ocupadas.	Diminuição da extensão e nível das APPs, retornando gradualmente a extensão de 2002 em 2022 (2018 = 2006; 2020 = 2004; 2022 = 2002).

Os resultados de Aguiar et al. (2016) indicaram que a região amazônica iria se tornar um sumidouro de carbono após 2020, quando considerando o cenário de desmatamento residual e, teria uma mudança da dinâmica atual da vegetação secundária, quando considerado um cenário de transição florestal. Todavia, os resultados também indicaram que a continuação da situação atual de taxas de desmatamento relativamente baixas e ciclo de vida curto da vegetação secundária manteria a região como uma fonte de dióxido de carbono - mesmo que uma grande parte da área desmatada seja coberta por vegetação secundária (AGUIAR et al., 2016).

Vieira (2015) utilizou o modelo LuccME para estudar a suscetibilidade à degradação/desertificação no semiárido brasileiro, com o objetivo de analisar as mudanças dos usos da vegetação, pastagem e agricultura. Os resultados demonstraram que 94% do semiárido brasileiro está sob moderada a alta susceptibilidade à desertificação. Sob projeções de mudanças de uso, com base em projeções do modelo climático Eta-HadCM3 (cenário A1B- SRES), foram construídos dois cenários, sendo um pessimista e um otimista. No cenário pessimista foi delimitado que o desmatamento ocorre quase que total, restando apenas 3% de remanescente de vegetação. Enquanto que, no cenário otimista foi delimitado que o desmatamento também ocorre, mas de forma menos contundente, restando 16% de floresta. As projeções para ano de 2040 indicaram aumento de suscetibilidade a degradação/desertificação nos Estados de Minas Gerais, Piauí, Rio Grande Norte e Sergipe, com aumento também em áreas de remanescentes da mata atlântica, o que foi atribuído ao uso intensivo dessas áreas para a agricultura (VIEIRA, 2015).

Bezerra (2016) utilizou o modelo LuccME para analisar a dinâmica da degradação vegetal na região Nordeste do Brasil como “*proxy*” de áreas com potencial para desertificação, buscando entender a interação da dinâmica com diferentes fatores socioeconômicos-ambientais. Os resultados de Bezerra (2016) destacam que o modelo de exploração dos recursos naturais tradicionalmente desenvolvido no semiárido nordestino (principalmente pecuária), pode ser considerado um fator decisivo para o aumento da suscetibilidade aos processos de degradação e desertificação na região.

4.1.5. Modelo REGIA

O modelo *Inter-Regional General Equilibrium Model for the Brazilian Amazon*, mais conhecido como REGIA (CARVALHO, 2014) é um modelo dinâmico de Equilíbrio Geral Computável (EGC) inter-regional para as 30 mesorregiões da Amazônia Legal. Segundo Carvalho (2014), o REGIA possui um módulo de Mudança Indireta do Uso do Solo (*Indirect Land Use Change Model* - ILUC) o qual permite modelar a conversão entre quatro categorias diferentes de uso do solo: floresta natural, floresta plantada, lavoura e pasto. A autora ainda cita que é de extrema importância a incorporação do módulo ILUC (FERREIRA FILHO; HORRIDGE, 2014) ao REGIA, uma vez que esta incorporação permite a análise dos efeitos de uma política de restrição do uso do solo, o que afeta diretamente os setores agrícolas da região.

O REGIA é empregado para simular diferentes políticas na Amazônia. O primeiro cenário considera estabelecer uma meta de redução do desmatamento em 80% até 2020 conforme o Plano Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC (2008), seguido por uma política de desmatamento zero de 2021 a 2030. E o segundo cenário simulado busca projetar os ganhos de produtividade do solo necessários para que não provocassem mais desmatamento com relação à produção da agricultura e pecuária (CARVALHO, 2014). A Figura 17 ilustra a estrutura Simplificada do modelo REGIA.

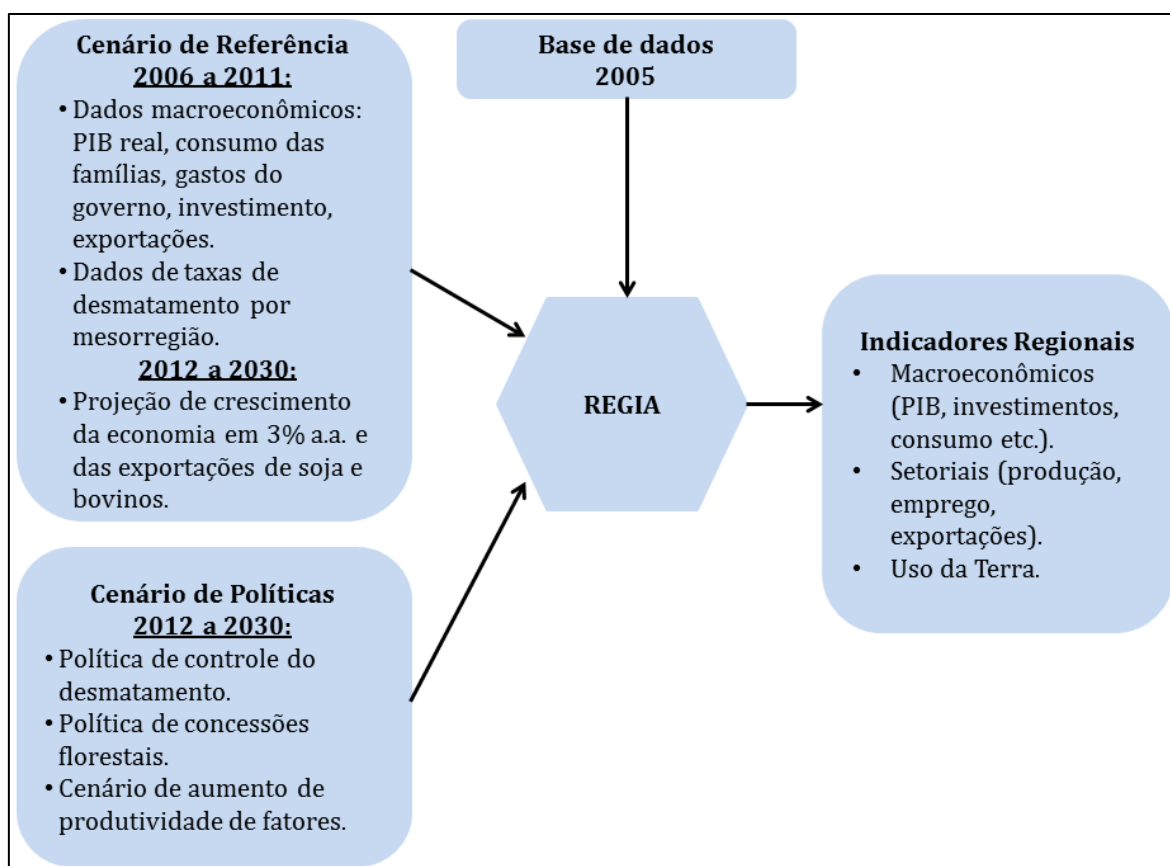


Figura 17- Estrutura Simplificada do modelo REGIA.

Fonte: Carvalho (2014).

Segundo Carvalho (2014), o modelo REGIA apresenta limitações em sua metodologia, pois ele não trabalha de fato com a expansão da fronteira do desmatamento, leva em conta apenas a expansão de culturas onde elas já existem e não existe expansão entre estados.

No estudo de Carvalho (2014) foram realizadas três diferentes simulações, utilizadas como cenários, sendo que o primeiro é utilizado como cenário de referência, em que não há políticas de controle de desmatamento no decorrer do período de 2006 a 2030. O segundo apresenta uma política de controle de desmatamento estabelecida pelo Plano Nacional de Mudanças Climáticas (PNMC), na qual o Brasil se dispõe a reduzir o desmatamento em 80%. E o terceiro cenário verifica o quanto seria necessário aumentar a produtividade do solo para que o controle do desmatamento não incentivasse perdas na economia nem na produção agrícola da Amazônia.

A Figura 18 mostra a trajetória do desmatamento anual em relação ao cenário de referência e o de política de controle entre 2012 a 2030. Nesta figura, observa-se que no cenário de referência o desmatamento apresentaria uma trajetória ascendente e depois tenderia a ficar quase estável e, quando há implementação de políticas de controle, essa trajetória modifica-se e o desmatamento diminui, tendo uma queda maior, no período de 2020 a 2023, a partir daí o desmatamento até 2030 seria zero.

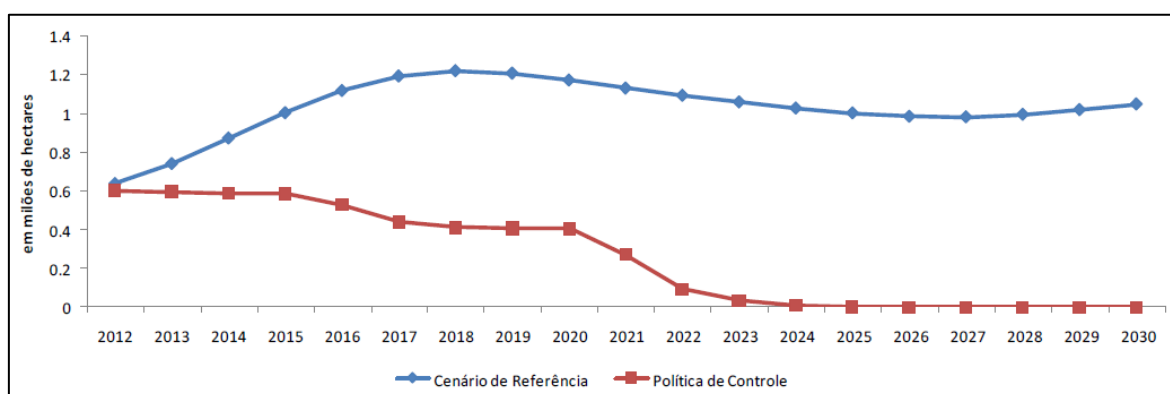


Figura 18 - Desmatamento anual da Amazônia Legal: Cenário de Referência x Política de Controle entre 2012 a 2030.

Fonte: Carvalho (2014).

A Figura 19 apresenta a projeção do uso do solo no Cenário de Referência para a Amazônia Legal. De acordo com Carvalho (2014), no modelo REGIA, a fim de manter a área total fixa, o crescimento de um determinado uso do solo acarreta na diminuição de um ou mais usos. Assim sendo, os autores justificam que o crescimento das áreas de lavoura, pasto e floresta plantada (Figura 19) advêm de uma redução da área de floresta natural. Ainda de acordo com esta figura, as projeções do modelo até 2030 indicam um aumento de 15 milhões de hectares nas áreas de pasto da Amazônia; mais de 5 milhões de hectares nas áreas de lavoura e quase 4 milhões de hectares nas áreas de floresta plantada. As projeções também indicam uma redução da floresta natural em 24 milhões de hectares até 2030. Porém, se comparado ao período de 1990 a 2005, este valor de desmatamento não se mostra muito elevado, tendo em vista que para este período passado, foi de 30 milhões de hectares.

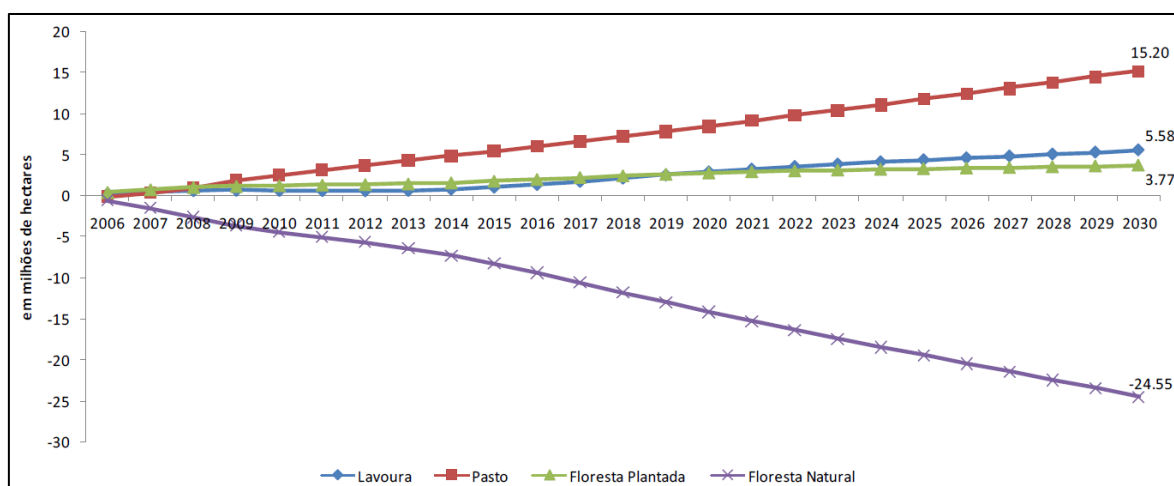


Figura 19 - Projeção do Uso do Solo no Cenário de Referência para a Amazônia Legal.

Fonte: Fonte: Carvalho (2014).

4.1.6. Modelo IMAGEM-B

O *Integrated Multi-regional Applied General Equilibrium Model - Brazil* (IMAGEM-B) é um modelo de Equilíbrio Geral Computável (EGC, que será definido no 4.3.2.1), devido à especificação multirregional integrada: é um modelo *bottom-up* para os 26 estados e o Distrito Federal e *top-down* para as 558 microrregiões do Brasil (MAGALHÃES; DOMINGUES, 2009). Este modelo possui até 36 setores para cada um dos 26 estados e o Distrito Federal, assim como matrizes de comércio interestadual para cada produto e fluxo de importações e exportações (MAGALHÃES; DOMINGUES, 2009; DOMINGUES; MAGALHÃES; RUIZ, 2011). Na especificação *bottom-up* Magalhães e Domingues (2009) cita que o comportamento dos agentes é modelado a nível estadual (regiões endógenas) e, neste sentido, os resultados nacionais são a soma dos resultados estaduais.

Segundo Domingues, Magalhães e Ruiz (2011):

“O modelo permite simular políticas geradoras de impactos sobre preços específicos das regiões, assim como modelar a mobilidade regional de fatores (entre regiões ou setores)”.

Mesmo com a restrição nas informações disponíveis de cada estado brasileiro, a sua capacidade computacional em trabalhar com grandes conjuntos de regiões e setores, partindo de uma base de dados mais simples é uma das principais características do modelo IMAGEM-B (DOMINGUES; MAGALHÃES; RUIZ, 2011). Segundo Magalhães e Domingues (2009) essa característica advém da base de dados que apresenta uma estrutura compacta e de hipóteses simplificadoras na modelagem do comércio multiregional.

O modelo IMAGEM-B possui um módulo de decomposição municipal, que permite que os resultados estaduais sejam projetados para os municípios que constituem cada unidade da federação. A especificação desse módulo garante que os indicadores municipais são consistentes tanto com os resultados estaduais como setoriais ou nacionais.

No estudo de Domingues, Magalhães e Ruiz (2011) utilizou-se o modelo IMAGEM-B calibrado com informações da economia brasileira e informações de cenários de mudanças climáticas do IPCC (*International Panel of Climate Change*), assim como dados da Embrapa sobre de mudanças da disponibilidade de terras por estado, representando possíveis choques sobre a produção agropecuária.

A partir da estimativa da disponibilidade de áreas propícias para atividades agrícolas, foi analisado o impacto das mudanças climáticas no Nordeste do Brasil a partir de dois cenários SRES (*Special Report Emissions Scenarios* do 4º relatório do *International Panel of Climate Change* - IPCC de 2007) nas áreas propícias ao cultivo de oito diferentes culturas agrícolas: arroz, feijão, milho, algodão, mandioca, soja, cana-de-açúcar e girassol em diferentes municípios (DOMINGUES; MAGALHÃES; RUIZ, 2011). Estes cenários são o de alta elevação da temperatura (A2) e baixa elevação da temperatura (B2). A Tabela 18 mostra os resultados para a variação média de terras propícias para o setor agrícola, em cada cenário. Ceará, Piauí e Paraíba são os estados mais afetados na disponibilidade de terras no cenário A2. Já para o cenário B2, os mais afetados são Ceará, Paraíba e Pernambuco. Sergipe é o estado menos afetado em ambos os cenários. Em suma, os resultados apontaram alto

potencial de perdas econômicas na Região, principalmente nos estados mais carentes, demonstrando assim a necessidade premente de políticas de mitigação e de controle de emissões. Sob os cenários avaliados, os efeitos econômicos sobre os empregos podem ser desastrosos, podendo gerar fluxos migratórios, gerando ondas de “refugiados do clima”, contribuindo para aumento da pressão sobre os serviços de infraestrutura urbana das metrópoles do Nordeste e de outras regiões do país (DOMINGUES; MAGALHÃES; RUIZ, 2011).

Tabela 18 - Variação na Oferta do Fator Terra para a Agropecuária no Nordeste nos Cenários Climáticos (Var % Total de 2005 a 2050).

Fonte: Embrapa (2011 apud DOMINGUES; MAGALHÃES; RUIZ, 2011).

Estado	Cenário	
	A2	B2
Maranhão	-40,3	-35,9
Piauí	-70,1	-58,1
Ceará	-79,6	-79,0
Rio Grande do Norte	-47,2	-44,7
Paraíba	-66,6	-65,1
Pernambuco	-64,9	-64,9
Alagoas	-40,7	-36,9
Sergipe	-5,3	-1,1
Bahia	-29,0	-28,3

4.1.7. Modelo CLUE-S

O modelo CLUE-S (*Conversion of Land Use and its Effects at Small regional extent*) é um modelo dinâmico, empírico e baseado em regressão para o cálculo da mudança de uso e de cobertura da terra (VERBURG et al., 2002). Este modelo foi desenvolvido pela Universidade de Wageningen, na Holanda e, é um típico modelo *top-down*, ou seja, possuem representação espacial dinâmica, multiescala, permitindo “*feedbacks*” entre os vários subsistemas. O CLUE-S é subdividido em dois módulos, sendo um com componente espacial e outro não-espacial. No módulo não-espacial é estimada a

mudança de área para todos os tipos de uso de terra em nível regional e no módulo espacial essas demandas são distribuídas na área de estudo usando um sistema baseado em dados matriciais. O CLUE-S pode ser obtido pela página do modelo através do link: <www.environmentalgeography.nl/site/data-models/data/clue-model/>.

Simões et al. (2014) usou o modelo CLUE-S buscando gerar cenários de mudança de uso e cobertura do solo na Amazônia Legal brasileira em função do agronegócio (agricultura, pastagem e reflorestamento) e da aplicação de políticas públicas de desenvolvimento durável, tais como implantação do Plano ABC (Agricultura de Baixo Carbono), código florestal, entre outras. Os autores usaram como cenários de referências o novo conjunto de cenários de desenvolvimento do IPCC, a saber: SSP1P, SSP5S e SSP5P. No cenário SSP1P é pressuposto a maximização da prevenção do desflorestamento e da conservação das áreas protegidas conhecidas. No cenário SSP5S é pressuposto que haverá o desenvolvimento convencional sem políticas de proteção e/ou preservação e no cenário SSP5P é pressuposto o máximo de desenvolvimento com o máximo de aplicação de políticas de desenvolvimento. Os cenários a partir da modelagem com o CLUE-S foram chamados de: 1. Amazônia intocada - fundamentado no SSP1P; 2. A Amazônia alimenta o mundo - fundamentado no SSP5S e 3. Desenvolvimento durável - fundamentado no SSP5P. Simões et al. (2014) menciona que o trabalho ainda se encontra em fase de desenvolvimento.

4.1.8. Outros modelos

Lisboa (2008) utilizou pressupostos do IPCC para estabelecer cenários de mudanças climáticas na Bacia do Alto Taquari, localizada na região Centro-Oeste do Brasil, visando identificar áreas com maior vulnerabilidade ao processo erosivo devido pressões pelo uso da terra na região. Neste estudo, foi utilizado o modelo dinâmico *top-down* TerraME para gerar cenários topopluviais até 2100, com base no aumento da temperatura do ar de 1°C (cenário otimista) e 3°C (cenário pessimista). Para precipitação foram incluídos cenários de aumento e redução anual de 15%. No cenário otimista, os resultados indicaram que em 40 anos as temperaturas tendem a

superar o limite térmico superior nas áreas ao longo do rio Taquari, no sentido Oeste-Leste, evidenciando elevações nas taxas da evapotranspiração de matas ciliares e indicando reduções na vazão do Taquari. Enquanto que no cenário pessimista, essas temperaturas (limite superior) tendem antecipar sua ocorrência em um prazo de 20 anos (LISBOA, 2008). Os cenários térmicos-hídrico indicaram áreas mais sensíveis às mudanças climáticas na parte oeste da bacia e impactos ambientais também na Bacia do Pantanal.

Faria e Haddad (2013) realizou um estudo da modelagem do uso do solo e mensuração dos efeitos de mudanças climáticas no Brasil a partir do desenvolvimento de um modelo EGC considerando 13 distintos usos do solo. De acordo com os autores, esses usos foram classificados mantendo a relação com a classificação dos produtos do Novo Sistema de Contas Nacionais do IBGE e de forma associada aos produtos do sistema econômico do modelo. Segundo Faria e Haddad (2013):

“A incorporação do uso da terra no modelo foi feita tanto pelo lado da demanda, neste caso o fator terra é uma medida de custos de produção da utilização de tal fator, quanto pela oferta física de terra, que funciona como restrição ao processo de conversão de terra entre os usos possíveis. Para analisar os efeitos econômicos de mudanças climáticas, foi utilizada uma metodologia que integrou o modelo EGC a um modelo econométrico.”

As simulações tiveram como base informações de um período base (1975-2005) e de projeções climáticas (2010-2039, 2040-2069 e 2070-2099) para as variações de temperatura e precipitação referentes aos cenários A2 e B2 do IPCC (FARIA; HADDAD, 2013). Estas projeções foram oriundas do modelo regional PRECIS, as quais foram obtidas junto ao Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (CPTEC-INPE). Os resultados indicaram que o PIB real apresentou variação negativa cada vez mais intensa à medida que os períodos de tempo se tornam mais distantes. No cenário A2, foi projetada uma variação do PIB de -0,0051% e - 0,0198% para os períodos de 2010-2039 e 2070-

2099, respectivamente, enquanto que no cenário B2 tais reduções foram da ordem de -0,0054% e -0,0137% (FARIA; HADDAD, 2013).

Barbosa (2011) avaliou o impacto das mudanças climáticas sobre o padrão do uso da terra nos estabelecimentos agropecuários do Brasil. As estimativas foram realizadas a partir de um modelo econométrico, as quais permitiram verificar os impactos climáticos sobre a decisão de alocação das áreas pelo produtor rural entre seis possíveis usos: soja, milho, cana-de-açúcar, outras lavouras, pasto e floresta. Foram utilizadas projeções climáticas regionalizadas do modelo PRECIS dos cenários A2 e B2 (IPCC-AR4) para os períodos de 2010-2039, 2040-2069 e 2070-2099. Os resultados de Barbosa (2011) indicaram uma significativa expansão das áreas destinadas às atividades de pastagem, em detrimento dos demais usos do solo. As áreas de lavouras não-especificadas seriam grandemente afetadas, ocorrendo sincronicamente à conversão das áreas de florestas dos estabelecimentos rurais para o uso na pecuária.

4.2. Projeções de uso consuntivo da água

As projeções de uso consuntivo da água são amplamente utilizadas no planejamento da oferta e demanda, pois os projetos de desenvolvimento relacionados a água exigem, em geral, um longo período de tempo para serem finalizados. O planejamento adequado pode atenuar conflitos relacionados a água, reduzir a degradação ambiental e direcionar investimentos em infraestrutura (AMARASINGHE; SMAKHTIN, 2014).

Os estudos de projeção do uso consuntivo da água costumam adotar uma gama de cenários, relacionados ao tipo de sociedade (mais conservacionista ou consumista) e ao tipo de política econômica (focada no crescimento ou na sustentabilidade) adotado pelo país (RINAUDO, 2015). Partindo dessas premissas são projetados, geralmente, três cenários: um tendencial - que assume que a situação atual não deve passar por grandes mudanças no futuro, ou seja, é esperado que as variáveis determinantes do cenário continuem apresentando índices de oscilação relativamente constantes e próximos dos observados no passado recente - e outros dois alternativos, que demonstram situações limites, uma vez que o futuro poderá não necessariamente repetir o passado de forma tendencial (ANA; ENGEORPS, 2017; ONS, 2003; 2005).

Os fatores que contribuem na formação dos cenários variam desde fatores internos (comportamento demográfico, crescimento econômico e mudanças no estilo de vida), a fatores externos (mudanças climáticas) (AMARASINGHE; SMAKHTIN, 2014).

4.2.1. Irrigação

Em geral, para a projeção do uso da água pela irrigação são aplicadas taxas de incremento das áreas irrigadas. No estudo do ONS (2003; 2005) essas taxas foram associadas a três cenários econômicos (tendencial; correspondente às metas do planejamento econômico do Poder Executivo e; otimista). Já no Atlas da Irrigação (ANA, 2017b) as projeções de demanda para 2030 consideraram diferentes taxas, baseadas em diversos estudos, de acordo com o tipo de cultura (Tabela 19).

Tabela 19 – Fontes de dados nas quais foram baseadas as taxas de incremento das áreas irrigadas.

Fonte: Adaptado de ANA (2017a).

Grupo Culturas/Sistemas		Fonte
Arroz (inundado)		Incremento anual de área obtido pelas taxas médias de curto (2006-2014) e médio (2000-2014) prazo (PAM/IBGE) da cultura, por mesorregião. Embrapa Arroz e Feijão (2016): série histórica de área de arroz inundado (1986-2015), por UF. Perspectivas Conab (2016)
Cana-de-açúcar		Incremento anual de área obtido pelas taxas médias de curto (2006-2014) e médio (2000-2014) prazo (PAM/IBGE) da cultura, por mesorregião. CSEI/Abimaq (2016): série histórica de área irrigada mecanizada (2000-2016), nacional
Demais culturas	Pivôs centrais	Incremento anual de área obtido pela tendência da área de pivôs observadas em 2006 (Censo/IBGE) e em 2014 (ANA; EMBRAPA, 2016), por mesorregião. CSEI/Abimaq (2016): série histórica de área irrigada mecanizada (2000-2016), nacional
	Outros sistemas	Incremento anual de área obtido pela tendência da área, exceto pivôs, observadas em 2006 (Censo/IBGE) e em 2014 (ANA; EMBRAPA, 2016), por mesorregião. CSEI/Abimaq (2016): série histórica de área irrigada mecanizada (2000-2016), nacional

4.2.2. Abastecimento animal

No estudo do ONS (2003; 2005) as projeções das demandas de abastecimento animal consideraram as variações da atividade econômica do setor primário, de acordo com os três cenários avaliados (tendencial; correspondente às metas do planejamento econômico do Poder Executivo e; otimista).

A metodologia mais recente da ANA, que será divulgada em 2019, aplica as taxas médias de crescimento a curto (2006-2014) e médio prazo (2000-2014), obtidas dos dados da Pesquisa Pecuária Municipal (IBGE). Especificamente para a pecuária (bovinos), é considerado o cenário de maior crescimento, definido no documento “Cenários para a Pecuária de Corte Amazônica” (BARBOSA et al., 2015).

4.2.3. Abastecimento humano

O cálculo das projeções das vazões da demanda de água no abastecimento humano urbano é função, principalmente, do crescimento populacional. Contudo, uma vez que nos centros urbanos não há apenas o uso residencial da água, mas também o uso pelos comércios, prestadores de serviços e indústrias, torna-se necessário incorporar o consumo de água não apenas da população, mas também pela dinâmica da economia, cujo desenvolvimento determinará acréscimos ou reduções de volume de água pelos usuários dos setores não residenciais (ANA; ENGECORPOS, 2017).

Para o abastecimento humano rural, o único fator que interfere no aumento da demanda hídrica é a projeção da população rural.

4.2.4. Indústria

Uma das dificuldades para projetar a demanda de água no setor industrial é a obtenção de dados suficientes, que indiquem a tendência futura do uso da água pelas indústrias.

No estudo do ONS (2003; 2005) as taxas de incremento das vazões foram associadas a três cenários econômicos (tendencial; correspondente às metas do planejamento econômico do Poder Executivo e; otimista).

No PIRH da Bacia do Rio Grande (ANA; ENGECORPS, 2017) foi adotado o pressuposto que há a tendência do setor industrial em economizar água, ou seja, utilizar cada vez menos água para as mesmas quantidades produzidas. Assim, foi considerada a melhora na eficiência de uso da água na produção.

É constatado que os principais estudos de projeções das demandas hídricas consuntivas no Brasil (ANA, 2017a; ANA 2017b; ANA, 2015; ONS, 2003; 2005) consideraram apenas fatores internos e não envolveram cenários de mudanças climáticas.

No PIRH da Bacia do Rio Grande (ANA; ENGECORPS, 2017), o efeito das mudanças climáticas foi considerado para a projeção da demanda de água na irrigação em um cenário denominado Contingência, no qual foi aplicado uma taxa de aumento nas demandas, relacionado à elevação das temperaturas e, conseqüentemente, da evapotranspiração das culturas. É destacado que esse cenário não deve ser tratado como um cenário específico de planejamento, mas como um estado limite para o qual a bacia deverá estar preparada caso se confirmem as projeções resultantes dos modelos globais de mudanças climáticas.

4.3. Projeções de usos considerando aspectos econômicos

As projeções de uso de recursos hídricos de longo prazo carecem de séries históricas, posto haver uma carência de coleta de informações de forma adequada e sistemática, que permita correlacionar às demandas hídricas com parâmetros que são mais facilmente projetados para este horizonte. O diagnóstico dos usos hídricos prende-se predominantemente a parâmetros técnicos que permitem calcular a intensidade hídrica técnica (ou consumo hídrico específico), enquanto a projeção de demanda está muitas vezes ligada a dados demográficos ou cenários. Entretanto, estes métodos não se adequam ao longo prazo, principal foco deste trabalho, posto ser quando se terá maior impacto das mudanças climáticas.

A projeção de demanda hídrica de longo prazo deve estar associada às projeções econômicas e a cenários tecnológicos de eficiência de uso, bem como devem

considerar mudanças nas necessidades específicas dos usos face às mudanças climáticas. A combinação destes dois últimos fatores leva a se estabelecer projeções para a intensidade hídrica econômica, que pode ser inferida com base nos seus históricos (se existirem) combinados com cenários. Dessa forma, com base no crescimento econômico do território em questão, pode-se multiplicar a variável econômica de fluxo (geralmente o PIB) pela intensidade hídrica projetada para o respectivo período, obtendo-se a demanda hídrica para o referido período e setor. Dificilmente este método permitirá uma desagregação tal que permita a espacialização adequada da demanda hídrica em todo território de estudo (geralmente uma bacia hidrográfica). Assim, após calcular a demanda total para o território, devem-se empregar técnicas de desagregação com base nas vocações territoriais.

Na sequência apresentam-se resultados das Contas Econômicas Ambientais da Água (CEAA), publicados pela Agência Nacional de Águas em 2018, que seguem as diretrizes do *SEEA-Water* apresentado no item 2 deste relatório. Estes procedimentos de contabilização combinada de recursos hídricos e contas macroeconômicas permitem o acompanhamento de índices de produtividade hídrica, bem como permitem a projeção das demandas hídricas correlacionadas às projeções econômicas.

Para o longo prazo, na continuidade, apresenta-se uma metodologia bastante avançada de projeção baseada no Modelo de Equilíbrio Geral Computável, ferramenta econômica recomendada também para projeções de demanda do setor energético. Assim como as projeções de curto e médio prazos, tem-se que, ao final, desagregar espacialmente a projeção com base de cenários demográficos e de uso do solo.

O tópico 4.3.1, a seguir, baseia-se nos documentos “Contas Econômicas Ambientais da Água para o Brasil (CEAA)” elaborado pela Agência Nacional de Águas, em 2018 e, “*International Recommendations Water Statistics*”, elaborado pela ONU, em 2012.

4.3.1. Contas Econômicas Ambientais da Água para o Brasil (CEAA)

A crise hídrica em 2014 e 2015 na região Sudeste interferiu diretamente nos setores de saneamento e energia elétrica, com impacto direto nas finanças de empresas do setor de saneamento e elevação do custo de geração de energia elétrica por de termelétricas, acionadas em decorrência da diminuição da oferta por meio de hidrelétricas por causa da falta de chuva. Nesse contexto se torna muito importante a gestão integrada entre os setores usuários de recursos hídricos e a economia e, que os países se afastem do desenvolvimento calcado em políticas setoriais segmentadas.

O Sistema de Contas Econômicas Ambientais (SCEA) surge como um conjunto de metodologias para a contabilidade de recursos naturais (como água, florestas e ecossistemas) associados à atividade econômica. O SCEA complementa o Sistema de Contas Nacionais (SCN) utilizando seus princípios contábeis às informações ambientais e permite uma análise combinada entre dados ambientais e informações econômicas (em termos físicos e monetários) em uma única estrutura. As decisões políticas sobre crescimento econômico, investimento em nível social e gestão ambiental são cada vez mais sensíveis aos valores dos recursos naturais, sua escassez e sua deterioração.

As CEAA se inserem no contexto da produção e disseminação de informações referentes ao balanço entre disponibilidades de recursos hídricos e demandas de água dos setores da economia em escala nacional segundo a metodologia padronizada da Divisão de Estatística das Nações Unidas (UNSD) “*SEEA-Water*”. Integrando indicadores físicos com indicadores monetários, que podem influenciar na condução de ações e políticas públicas no sentido da gestão integrada dos aspectos físicos e monetários deste recurso fundamental para a vida.

4.3.1.1. *Contas Econômicas Ambientais no Brasil*

O Brasil começa a ter o primeiro contato com as CEAA no início na década de 1990 com o Sistema de Contas Nacionais (SNA-93), tendo como arcabouço teórico o Sistema Integrado de Contas Econômicas e Ambientais (SICEA) da UNSD e a Matriz de

Contas Nacionais incluindo Contas Ambientais (NAMEA). Associado a isso, foram realizados diversos estudos pelo MMA, Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS) e pela ANA estimando vazões de consumo de água e propondo coeficientes técnicos de uso.

Somente após a conferência da ONU ocorrida no Brasil em 2012, conhecida como Rio+20, que tratava da temática do Desenvolvimento Sustentável, fica evidente entre os seus objetivos, a necessidade de integração entre a economia, a sociedade e o ambiente. Portanto iniciando de maneira institucionalizada nesse ano, sob a coordenação do IBGE, em parceria com a ANA e a Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano do Ministério do Meio Ambiente (SRHU/MMA).

A ANA cita que as CEAA podem ser divididas (até a elaboração do presente Produto) em três etapas, a primeira de proposição do projeto e arranjo institucional para o seu desenvolvimento, a segunda com foco na capacitação e intercâmbio técnico interinstitucional e a terceira de elaboração dos primeiros resultados incluindo as tabelas híbridas, sendo adotada a base de dados do Relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil, elaborado anualmente pela ANA desde 2009, como a principal fonte das informações sobre os recursos hídricos.

A primeira etapa é finalizada com a instituição de um Comitê de Contas Econômicas Ambientais da Água proposto pelo IBGE e a segunda com a apresentação de um relatório da assistência técnica prestada pela Comissão Econômica para a América Latina e o Caribe (CEPAL) para discussão sobre o preenchimento da primeira versão das Tabelas de Recursos e Usos Física e de Estoques do Brasil, ano base 2013, preparada por técnicos da ANA e do IBGE. A terceira etapa envolveu a revisão geral das tabelas, identificação das lacunas existentes e elaboração de série histórica, visando a consolidação dos resultados das CEAA, em 2017.

4.3.1.2. Metodologia das contas econômicas ambientais da água

Duas publicações de 2012 são utilizadas para nortear o desenvolvimento das contas da água: Recomendações Internacionais para Estatísticas de Água (IRWS, do inglês

International Recommendations for Water Statistics) e o Sistema de Contas Econômicas Ambientais para Água (SCEAA).

As CEAA usam como base o *SEEA-Water* que fornece um conjunto de tabelas padronizadas que expressam a disponibilidade, demandas e fluxos estabelecidos entre o meio ambiente e as atividades econômicas. Incluem também informações de uso, consumo e retorno e as atividades econômicas associadas a cada uma delas, bem como a correlação entre os setores da economia, incluindo serviços sanitários (GUTIÉRREZ-MARTIN et al., 2017).

O CEAA é uma ferramenta de origem hidrológica e econômica, em que os dados organizados podem ser utilizados nas análises da influência da água nos processos de desenvolvimento econômico, no impacto das atividades econômicas sobre os recursos hídricos, podendo auxiliar no gerenciamento de recursos hídricos e no processo de tomada de decisões. Das CEAA podem ser obtidos diversos indicadores, que permitem a avaliação temporal dos recursos hídricos do país e a comparação entre países, uma vez que, tem como base o *SEEA-Water*.

O *SEEA-Water* parte do pressuposto de que a água é o objeto primário para atividades envolvendo produção e consumo e como via de retorno de águas residuais. O modelo fornece informações integradas sobre as interações realizadas entre a economia e o meio ambiente. O uso é associado à captação para as atividades envolvendo as retiradas, consumo como sendo a parcela que não retorna ao meio ambiente (incorporada ou consumida por seres humanos e/ou animais) e retorno como sendo a parcela que volta ao meio ambiente após as atividades produtivas, sejam em usos consuntivos ou usos não-consuntivos.

A ANA cita que os módulos do *SEEA-Water* descrevem os recursos hídricos continentais em função de seus estoques e fluxos, realizados entre a economia e os processos naturais. Os recursos hídricos superficiais são definidos como ativos e a principal entrada de água no sistema ocorre via precipitação e volumes de água oriundos de outros territórios. A evapotranspiração e descargas líquidas para outros territórios em bacias hidrográficas transfronteiriças, proporcionam o decréscimo nos

estoques de recursos hídricos. Além disso, as atividades econômicas podem atuar como fator de acréscimo ou decréscimo dos estoques de água em função das atividades que envolvem captações e retornos.

Dentre as suas tabelas, a de Ativos compila informações de recursos hídricos e a de Recursos e Usos Físicos considera as interrelações da água em termos quantitativos e com representatividade física (vazão) na economia, assim como o meio ambiente e a economia, considerando três tipos de interações principais:

- Fluxos de água do meio ambiente para a economia;
- Fluxos de água associados às atividades econômicas;
- Fluxos de água da economia para o meio ambiente.

As interações entre o meio ambiente e a economia envolvem, basicamente, as captações de água do meio ambiente pelas atividades econômicas em um determinado território para atividades produtivas e de consumo. As interações da economia com o meio ambiente consideram basicamente as vazões de retorno.

As Tabelas de Recursos e Usos Híbridas consideram, a disponibilidade e usos da água em diferentes setores em termos monetários identificando os custos associados às atividades econômicas, a renda gerada pela produção que demandou água, investimentos e custos de manutenção para a infraestrutura relacionada às atividades de coleta, tratamento e fornecimento de água e custos para os usuários dos serviços de abastecimento. Isso permite o desenvolvimento de modelos econômicos que avaliem as relações entre as políticas associadas aos recursos hídricos e estratégias econômicas.

As Tabelas de Estoques e Tabelas de Recursos e Usos Híbridas podem auxiliar na alocação da água, aumento da eficiência hídrica, nos impactos da gestão de recursos hídricos, investimentos em infraestrutura, relação entre disponibilidade hídrica e usos, disponibilização de um sistema padronizado de informações e aproximação dos tomadores de decisão.

Do *SEEA-Water* são obtidos indicadores que são divididos em três categorias principais: disponibilidade de recursos hídricos; uso de água para atividades humanas e; intensidade hídrica e produtividade associada à água. As CEAA fornecem as informações básicas para que os indicadores possam ser obtidos. A vantagem de derivar indicadores de tal estrutura é a sua consistência assegurada e a capacidade de analisar com mais detalhe os fluxos entre a economia e o meio ambiente e suas mudanças, bem como a modelagem de cenários de uso e demanda de recursos hídricos.

Os indicadores derivados das CEAA possibilitam a avaliação temporal e realização de diagnósticos sobre a situação dos recursos hídricos do país em um determinado período e permitem a comparação entre países quanto à disponibilidade de recursos hídricos, demandas e usos de água para as atividades humanas e intensidade hídrica e produtividade associada à água.

4.3.1.3. Resultados das Contas no Brasil

Para o preenchimento das Tabelas de estoques, recursos e usos físicas e híbridas do modelo *SEEA-Water* para o Brasil, a ANA utilizou dados de várias fontes sobre a pluviometria e fluviometria, levantamentos de campo e cadastros autodeclaratórios dos usuários de recursos hídricos mantidos e operados pela ANA, estudos e diagnósticos sobre os recursos hídricos do Brasil, base de dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) do Ministério das Cidades (MCid) e dados do SCN do Brasil.

A configuração e a produtividade dos setores da economia brasileira, associadas à distribuição da disponibilidade de recursos hídricos e às demandas dos usos de água, fazem com que, historicamente, os setores agrícolas, de abastecimento humano e industrial concentrem as maiores demandas hídricas. A ANA utilizou o consumo total das atividades econômicas.

A ANA afirma que se verificou melhora considerável no detalhamento das estimativas de demandas dos setores da economia observados nos últimos anos com a elaboração

de séries históricas de demandas e usos de água para os principais setores no período de 1931 ao presente, incluindo projeções até 2030. Os primeiros resultados das CEAA do Brasil são apresentados para o período 2013 a 2015 e, contemplam as Tabelas de Estoques, Recursos e Usos Físicas e Híbridas, bem como Indicadores.

4.3.1.4. Tabela de Estoques

Os dados referentes à Tabela de Estoques do *SEEA-Water* correspondem às informações da ANA sobre os Relatórios de Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil da ANA, dados do Sistema de Acompanhamento de Reservatórios (SAR) e balanços de entradas e saídas de vazões no país consolidados a partir do Sistema de Informações Hidrológicas (Hidroweb), bem como dados da série histórica de precipitação e evapotranspiração no país, produzidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

Com os resultados para o período de 2013 a 2015, foi feita uma avaliação juntamente com as informações das captações/retiradas e fluxos de água e, os estoques de recursos hídricos (águas superficiais, águas subterrâneas e água no solo) no meio ambiente, podendo ser apresentado um panorama sobre a relação entre usos da água e dinâmica dos estoques de recursos hídricos.

Com relação às adições ao estoque por ano, destacam-se que os maiores volumes são destinados à água do solo, definida no *SEEA-Water* como sendo a parcela de água estocada nos horizontes superiores do solo ou na zona de aeração próxima da superfície, que pode ser transmitida para a atmosfera via evapotranspiração. O total de adições ao estoque nos ativos é apresentado na Tabela 20.

Tabela 20 - Total de adições ao estoque nos ativos do Brasil por ano (milhões de hm^3/ano).

Fonte CEAA- Brasil (2018 apud ANA, 2018).

Tipo de Recursos Hídricos	2013	2014	2015
Águas Superficiais	12,1	13,2	12,7
Água do Solo	14,7	14,5	13,1

Tipo de Recursos Hídricos	2013	2014	2015
TOTAL	26,8	27,7	25,8

1 hm³ corresponde a um milhão de m³. Um m³ corresponde a 1.000 litros.

As adições ao estoque de águas superficiais podem ser referentes à precipitação incidente, às vazões de retorno oriundas das interações entre economia e meio ambiente, além das entradas de vazões de territórios a montante e outros recursos.

As vazões de retorno foram responsáveis por aproximadamente 30% das adições totais aos estoques superficiais, sendo referentes, sobretudo às vazões turbinadas utilizadas para geração de energia que retornam integralmente para os corpos d'água superficiais. A Tabela 21 apresenta o total de estoque inicial e de adições ao estoque nos ativos superficiais. Verifica-se que aproximadamente 20% das vazões adicionadas aos estoques do país são referentes às entradas de outros países a montante e cerca de 50% das entradas são oriundas de outros recursos do território, incluindo os fluxos naturais e artificiais entre os recursos do próprio território.

Tabela 21 - Total de estoque inicial e de adições ao estoque nos ativos superficiais do Brasil (milhões de hm³/ano).

Fonte CEAA- Brasil (2018 apud ANA, 2018).

Variáveis	2013	2014	2015
Estoque inicial (em reservatórios artificiais)	0,21	0,21	0,22
Retornos	2,9	3,0	3,1
Precipitação	0,27	0,26	0,24
Entradas a montante	2,6	3,0	3,1
Entrada de outros recursos no território	6,3	7,0	6,2
TOTAL	12,2	13,3	12,7

Com relação às subtrações aos estoques, os maiores volumes relacionam-se às subtrações de água do solo que são destinadas a saídas para outros recursos do território, como águas subterrâneas e perdas via evaporação e evapotranspiração. A

Tabela 22 apresenta as subtrações nos estoques por meio das águas superficiais, subterrâneas e contidas no solo e o total subtraído a cada ano.

Tabela 22 - Total de subtrações ao estoque nos ativos do Brasil (milhões de hm³/ano).

Fonte CEAA- Brasil (2018 apud ANA, 2018).

Tipo de Recursos Hídricos	2013	2014	2015
Águas Superficiais	12,0	13,1	12,6
Água Subterrânea	0,007	0,007	0,007
Água do Solo	14,7	14,5	13,1
TOTAL	26,7	27,6	25,7

As subtrações das águas superficiais, consideram basicamente as captações da economia nos recursos hídricos superficiais, perdas via evaporação e evapotranspiração e as saídas de fluxos do território para territórios a jusante e para o mar. As captações corresponderam a um mínimo de 23% (3,0 milhões de hm³), em 2014, das subtrações dos estoques superficiais até aproximadamente 25% (3,1 milhões de hm³), em 2015. A Tabela 23 apresenta como ocorreram as subtrações dos estoques no período de 2013 a 2015. As maiores subtrações são destinadas aos fluxos que drenam diretamente para o mar, representando um percentual próximo de 70% das subtrações totais no país no período 2013 a 2015.

Tabela 23 - Total de subtrações ao estoque nos ativos superficiais do Brasil por ano (milhões de hm³/ano).

Fonte: CEAA-Brasil (2018 apud ANA, 2018).

Variáveis	2013	2014	2015
Captação	2,9	3,0	3,1
Evaporação/Evapotranspiração	0,16	0,16	0,16
Saídas para outros países	0,74	0,72	0,90
Saídas para o Mar	8,1	9,3	8,4
TOTAL	12,0	13,1	12,6

4.3.1.5. Tabelas de Recursos e Usos Físicas

De acordo com ANA (2018), as principais fontes de dados para a Tabela de Recursos e Usos Físicas do *SEEA-Water* foram os estudos de demanda hídrica realizados pela ANA (ANA, 2016; ANA; PNUD, 2017), o Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas (ANA, 2017) e bancos cadastrais de vazões (outorgas), além de informações e indicadores obtidos junto ao SNIS (MCid) e ao Sistema Nacional de Informações sobre a Irrigação (SINIR) do Ministério da Integração Nacional (MI). Dados de operação dos reservatórios do setor hidrelétrico no país, obtidos junto ao SAR (ANA), relatórios anuais de sustentabilidade da Eletrobrás Eletronuclear e os dados do SCN elaborados pela CONAC (IBGE).

Essas tabelas permitem uma avaliação dos principais setores da economia responsáveis pelas interações dos recursos hídricos do meio ambiente com a economia, fluxos entre economia e retorno ao meio ambiente, bem como a realização de uma avaliação dos fluxos estabelecidos no uso da água em um país considerando um recorte desses setores durante um ano específico e sua evolução temporal.

No *SEEA-Water* (2012) definem-se como retiradas de água os volumes captados pelos setores da economia diretamente do meio ambiente, como a retirada para demanda própria ou abastecimento de outros setores. As atividades econômicas Eletricidade e gás apresentaram as maiores captações de água no país no período 2013-2015, correspondendo a 97% das vazões captadas pelas atividades econômicas, principalmente por causa das vazões turbinadas utilizadas em usinas hidrelétricas, uso não-consuntivo, e, as vazões captadas para uso nas usinas termelétricas.

Com relação às demais atividades econômicas destacam-se os significativos volumes retirados da “agricultura, pecuária, produção florestal, pesca e aquicultura” e “água e esgoto”, com retiradas no período da série histórica na ordem de 31 mil hm³/ano e 48 mil hm³/ano, respectivamente, correspondendo aos setores usuários que concentram as maiores demandas hídricas no país, irrigação e abastecimento humano (ANA, 2017). O uso total de água, pela definição do *SEEA-Water* (2012) é equivalente ao somatório das retiradas totais e do uso de água proveniente de outras atividades

econômicas. Na Tabela 24 são apresentadas as retiradas de recursos hídricos, em volume ao ano, pelos setores da economia.

Tabela 24 - Retirada total do Brasil por classificação CEAA (mil hm³/ano).

Fonte CEAA- Brasil (2018 apud ANA, 2018).

Setores da Economia	2013	2014	2015
Agricultura, pecuária, produção florestal, pesca e aquicultura	30,52	31,98	32,5
Indústrias extrativas	0,95	0,99	1,04
Indústrias de transformação e construção	6,57	6,45	6,11
Eletricidade e gás	2.931,61	2.943,77	3.114,29
Água e Esgoto	48,68	48,58	47,09
Demais atividades	0	0	0
Total das Atividades Econômicas	3.018,33	3.031,77	3.201,03
Famílias	0,81	0,72	0,70
TOTAL	3.019,14	3.032,49	3.201,73

O uso de água proveniente de outras atividades econômicas engloba, basicamente, a interação entre determinados volumes de água na economia, incluindo águas residuais para rede de esgotos e o uso de água tratada fornecida por outra atividade econômica. O setor de água e esgoto utilizam os maiores volumes provenientes de outros setores, conforme pode ser observado na Tabela 25.

Tabela 25 - Uso de água proveniente de outras atividades econômicas no Brasil por classificação CEAA (mil hm³/ano).

Fonte: CEAA- Brasil (2018 apud ANA, 2018).

Setores da Economia	2013	2014	2015
Agricultura, pecuária, produção florestal, pesca e aquicultura	1,06	1,12	1,14
Indústrias extrativas	0,01	0,01	0,01
Indústrias de transformação e construção	0,3	0,3	0,28
Eletricidade e gás	0,01	0,01	0,01
Água e Esgoto	7,26	7,41	7,16

Setores da Economia	2013	2014	2015
Demais atividades	2,12	2,09	2,05
Total das Atividades Econômicas	10,74	10,93	10,63
Famílias	7,72	7,74	7,39
TOTAL	18,46	18,67	18,02

Com relação aos recursos para o meio ambiente, o retorno total insere os lançamentos realizados por todos os setores da economia nos recursos hídricos interiores. Os maiores retornos são observados no setor de eletricidade e gás, devido a vazões turbinadas em hidrelétricas para geração de energia que retornam integralmente, além das termelétricas que apresentam um consumo significativamente pequeno (cerca de 1,5% das retiradas). Os valores de retornos anuais podem ser observados na Tabela 26.

Tabela 26 - Retorno total no Brasil por classificação CEAA (mil hm³/ano).

Fonte: CEAA- Brasil (2018 apud ANA, 2018).

Setores da Economia	2013	2014	2015
Agricultura, pecuária, produção florestal, pesca e aquicultura	9,86	9,2	9,94
Indústrias extrativas	0,69	0,73	0,76
Indústrias de transformação e construção	2,89	2,92	2,77
Eletricidade e gás	2.931,53	2.943,67	3.114,20
Água e Esgoto	42,34	42,4	41,11
Demais atividades	0	0	0
Total das Atividades Econômicas	2.987,31	2.998,92	3.168,77
Famílias	2,62	2,69	2,6
TOTAL	2.989,93	3.001,60	3.171,37

Os maiores consumos de recursos hídricos no país estão associados às atividades de irrigação e abastecimento animal, na atividade econômica agricultura, pecuária, produção florestal, pesca e aquicultura, respondendo por cerca de 75% das vazões

consumidas. A Tabela 27 apresenta os consumos anuais discriminados pelos setores da economia por classificação das CEAA.

Tabela 27 - Consumo total no Brasil por classificação CEAA (mil hm³/ano).

Fonte: CEAA-Brasil (2018 apud ANA, 2018).

Setores da Economia	2013	2014	2015
Agricultura, pecuária, produção florestal, pesca e aquicultura	21,72	23,9	23,7
Indústrias extrativas	0,26	0,27	0,28
Indústrias de transformação e construção	3,8	3,64	3,45
Eletricidade e gás	0,09	0,1	0,1
Água e Esgoto	2,4	2,34	2,27
Demais atividades	0,81	0,78	0,75
Total das Atividades Econômicas	29,07	31,03	30,56
Famílias	0,38	0,11	0,05
TOTAL	29,45	31,14	30,6

A agropecuária registra um aumento nos volumes captados a partir de 2013, atingindo um pico de 32,5 mil hm³/ano, em 2015, com um consumo de total de 23,7 mil hm³/ano neste ano. As indústrias de transformação são responsáveis por consumos de 12% das vazões totais consumidas embora tenha apresentado queda nas retiradas e consumo, as indústrias brasileiras apresentam vazões de retirada na ordem de 6,3 mil hm³/ano, com um consumo máximo de 3,7 mil hm³/ano observado em 2013.

4.3.1.6. Tabela de Recursos e Usos Híbrida

As Tabelas de Recursos e Usos Híbridas no Brasil utilizam como base (I) informações das TRU Físicas construídas de acordo com o *SEEA-Water* e (II) informações de produção, consumo Intermediário e consumo Final contidas nas TRU do SCN. Devido à complexidade e escassez de informações, foi necessária a compatibilização de dados, informações e estudos de diversas fontes para a desagregação de dados nos níveis necessários às tabelas do *SEEA-Water*.

A ANA cita que o volume de água utilizado pela economia pode ter duas tipologias de origens, a saber, o volume captado *in natura* (retirada) e o volume utilizado oriundo de outra atividade econômica. E que os valores de produção da água de distribuição e serviços de esgoto estão centrados nas divisões CNAE 36 e 37, que incluem os volumes de água fornecidos às outras atividades econômicas, o abastecimento de água para fins domésticos e empresariais e a água para irrigação.

Os consumos intermediários e finais da água de distribuição referem-se exclusivamente ao uso do setor água e esgoto. Os valores dos consumos dos serviços de esgoto referem-se ao esgoto recolhido via rede das famílias e atividades econômicas, pelo setor.

Os usos intermediários e finais não incluem os valores pagos pela água captada diretamente no ambiente, pois estes são considerados pagamentos pelo uso de recurso natural no SCN. Portanto, as informações sobre essas transações não estão incorporadas nas TRU e, conseqüentemente, não estão nos gastos de consumo intermediário das TRU híbridas.

Comparando os gastos com água de distribuição com a distribuição do uso do volume de água recebido de outras atividades econômicas, as famílias possuem a maior participação tanto em termos de volume quanto em valor, conforme mostrado na Figura 20. Já a análise do uso de água por tipologia de origem evidencia a elevada participação da retirada do volume de água proveniente de outras atividades econômicas para as famílias e o oposto é observado nas outras atividades conforme a Figura 21.

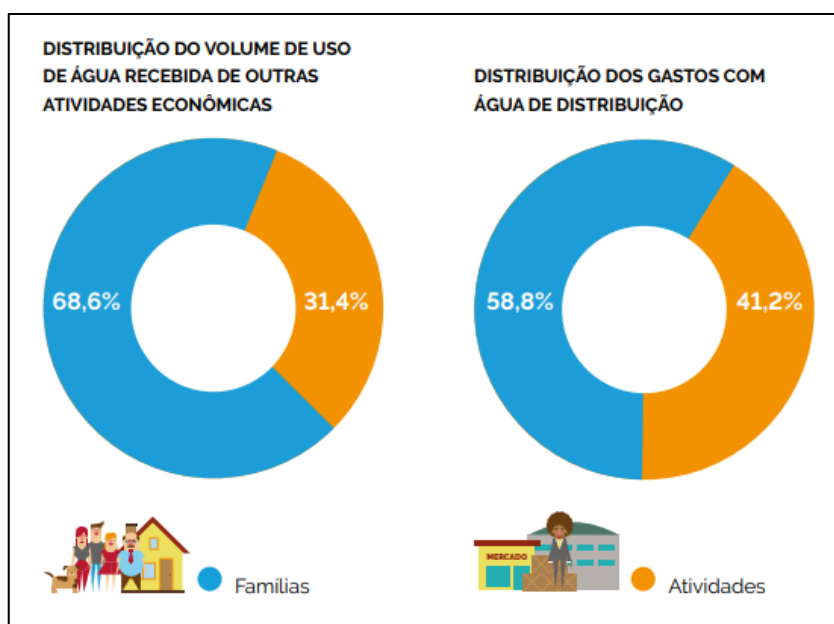


Figura 20 - Comparação do volume de uso de água de outras fontes e os gastos com a água de distribuição.

Fonte: ANA (2018).

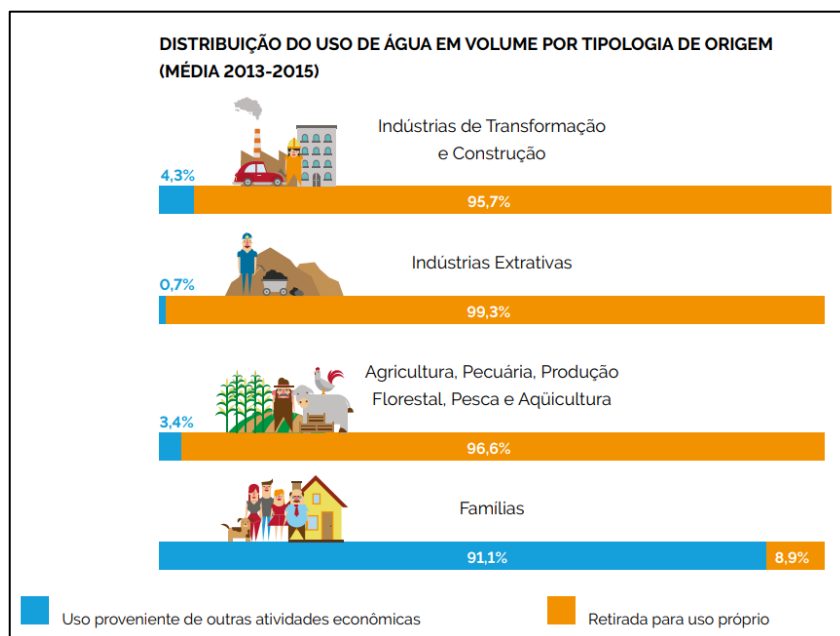


Figura 21 - Uso da água por tipologia de origem.

Fonte: ANA (2018).

4.3.1.7. Indicadores

O Sistema de Contas Econômicas Ambientais (SCEA) fornecem a base para o desenvolvimento de indicadores para a implementação e avaliação de políticas públicas. Quando associados com o SCEA, os indicadores oferecem uma grande gama de combinações de variáveis relativas à economia e ao meio ambiente. Vários indicadores específicos para água podem derivar das CEAA, os quais referem-se à disponibilidade dos recursos hídricos no ambiente e podem ser usados para avaliar e monitorar os recursos hídricos em um território e compará-los com outros territórios, permitindo a avaliação de suas características naturais. A Tabela 28 apresenta a pressão causada pelas atividades humanas, através dos indicadores derivados das CEAA.

Tabela 28 - Série histórica dos indicadores de avaliação da disponibilidade e pressão nos recursos hídricos derivados das CEAA.

Fonte: ANA (2018).

Indicador	Unidades	2013	2014	2015
Recursos Hídricos Renováveis Internos (RHRI)	hm ³ /ano	4.829.036	4.615.364	3.129.050
Recursos Hídricos Renováveis Externos (RHRE)	hm ³ /ano	2.588.276	2.953.856	3.074.419
Total de Recursos Hídricos Renováveis (TRHR)	hm ³ /ano	7.417.312	7.569.220	6.203.469
Razão de Dependência (RD)	%	35	39	50
Total de Recursos Hídricos Renováveis per capita	m ³ /hab/ano	36.896	37.329	30.342
Volume captado como proporção do TRHR - Índice de Retirada (IR)	%	0,9	0,9	1,1
Índice de Consumo (IC)	%	0,4	0,4	0,5

O RHRI fornece uma indicação do volume de água que está disponível internamente no território e que é recebido através da precipitação, enquanto o RHRE apresenta a informação do volume de água que é gerado exterior ao território de referência. O TRHR representa o volume integral de água que está disponível no território em um

determinado ano, sendo equivalente à disponibilidade teórica de recursos hídricos caso não existisse consumo de água para atividades econômicas.

Indicadores relacionados à avaliação da intensidade e produtividade associadas ao uso da água na economia visam identificar a eficiência do uso da água por setor da economia ao longo do tempo, de acordo com a classificação CEAA. A Tabela 29 apresenta os indicadores derivados das CEAA.

Tabela 29 - Série histórica dos indicadores selecionados para avaliação da intensidade e produtividade hídrica, derivados das CEAA.

Fonte: ANA (2018).

Indicador	Unidades	2013	2014	2015
Volume total de água captado per capita (Vt)	m ³ /hab/ano	317	325	319
Volume captado para abastecimento per capita (Vca)	L/hab/dia	220	216	206
Volume de água recebido pelas Famílias per capita (Vf)	L/hab/dia	105	105	99
Eficiência Hídrica da Agricultura (EaAg)	R\$/m ³	11,06	10,46	10,92
Eficiência Hídrica das Indústrias Extrativas (EaIE)	R\$/m ³	733,63	684,42	393,16
Eficiência Hídrica das Indústrias de Transformação e Construção (EaIT)	R\$/m ³	223,14	248,05	268,66
Eficiência Hídrica da Eletricidade e gás e outras utilidades (EaEE)	R\$/m ³	674,22	550,51	845,99
Eficiência Hídrica da atividade de Água e Esgoto (EaAE)	R\$/m ³	10,98	11,78	11,64
Eficiência Hídrica das Demais Atividades (EaDe)	R\$/m ³	3.932,66	4.561,96	5.012,18

4.3.2. Uso de modelos computáveis de equilíbrio geral para projeção da demanda hídrica

Como se disse, a projeção de longo prazo da demanda de recursos hídricos carece de ferramentas adequadas, havendo pouca bibliografia internacional e um relativo vazio

em termos nacionais. Neste contexto, merece destaque a tese de doutorado “Avaliação setorial do uso da água no Brasil: uma análise de equilíbrio geral computável”, defendida na Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” da Universidade de São Paulo (ESALQ-USP) no ano de 2017 (FERRARINI, 2017). Assim, foi contatada a Dra. Angel dos Santos Fachinelli Ferrarini, que apresentou a referida tese, para que a autora desenvolvesse uma síntese de seu trabalho especificamente para este produto. Sua contribuição é apresentada dos tópicos 4.3.2.1 ao 4.3.3.

4.3.2.1. Fundamentos dos modelos computáveis de equilíbrio geral para projeção da demanda hídrica

Modelos de Equilíbrio Geral Computável (EGC) são utilizados como ferramentas analíticas com o objetivo de resolver numericamente para diferentes variáveis econômicas (oferta, demanda e preço) que sustentam o equilíbrio entre os mercados. Entre as diversas aplicabilidades, os modelos EGC também oferecem vantagens para avaliar os recursos hídricos e o impacto desse sobre toda a cadeia econômica. Os modelos EGC são representações econômicas que integram as equações comportamentais e identidades para especificar as relações econômicas em uma situação de equilíbrio, além de permitir simular choques de produção, consumo, exportações e dimensionar os efeitos de encadeamento que ocorreriam sobre os setores interligados.

Os modelos EGC têm sido aplicados ao uso da água para avaliar questões quanto às implicações de políticas sobre o comércio de água, mudanças tarifárias, bem-estar social, alocação dos recursos hídricos entre setores e seus impactos na sociedade. Os estudos sobre o comércio de água são discutidos por pesquisadores como Berrittella et al. (2005), Berrittella et al. (2007), Roe et al. (2005), Gomez et al. (2004), Diao e Roe (2003), Rosegrant et al. (2002) que analisam o fluxo virtual de água³, impactos da liberalização do comércio sobre os recursos hídricos e como as consequências da queda

³ O conceito de água virtual foi utilizado primeiro nos trabalhos de John Anthony Allan, o conceito pode ser visualizado no estudo *World Water Council* (2004).

na disponibilidade de água pode advir de uma restrição na oferta e como isso afeta a demanda setorial.

A restrição de oferta de água e/ou realocação de água é analisado em Berritella et al. (2007), Calzadilla et al. (2008), Roson e Sartori, (2010), Juana et al. (2011) e outros. Entre estes estudos pode-se destacar o estudo de Calzadilla et al. (2008), que considerou a diferença entre os sistemas de abastecimento de água: precipitação e irrigação, de forma indireta, diferenciou entre atividade de sequeiro e culturas irrigadas usando sua contribuição proporcional à produção total.

Alterações climáticas e seus impactos na agricultura e nos recursos hídricos são analisados em You e Ringler (2010), Calzadilla et al. (2010), Calzadilla et al. (2013), Van der Mensbrugghe (2010), Cackmak et al. (2009) e Smajgl (2009). As projeções climáticas têm sugerido que um dos mais significativos impactos deve ocorrer sobre o sistema hidrológico, e consequentemente afetará o fluxo dos rios e regiões de maior escassez hídrica sofrerão com perdas na produtividade, alterações na biodiversidade e aumentos nos conflitos pelo uso de água. Young et al. (2006) descreveu algumas dessas situações para a economia etíope considerando alterações nos padrões de precipitação e impacto do efeito de fertilização do dióxido de carbono (CO₂), os autores demonstraram que a economia da Etiópia será severamente impactada por eventos hidrológicos extremos, que causam perdas nos setores agrícola e não agrícola.

Na avaliação das restrições hídricas dois modelos EGC para o uso de água têm sido empregados em diversos países; modelos GTAP-W e o modelo TERM-H₂O. O modelo GTAP-W é um modelo para a economia global baseado no modelo GTAP para avaliar os recursos hídricos e comércio de água entre países. É um modelo multi-regional e apresenta possibilidades de substituição entre irrigação e outros fatores primários, além de distinguir a agricultura de irrigação da agricultura de sequeiro. O GTAP-W e suas variações podem ser vistas nos estudos de Calzadilla et al. (2011), Berritella et al. (2007).

O GTAP-W é um modelo que representa a economia global para 2001 e base de dados de IMPACT 2000. O modelo tem 16 regiões e 22 setores, 7 dos quais na agricultura. A mais

importante alteração na versão de Calzadilla et al. (2011) em relação a Berritela et al. (2007) é que ele possui uma nova estrutura de produção, em que a dotação original de terra foi dividida em pastagens (utilizada pela pecuária) e terrenos para sequeiro e para a agricultura irrigada.

Em Calzadilla et al. (2011) o modelo GTAP-W foi utilizado para investigar o papel da chuva e uso da água na irrigação da agricultura, os autores avaliaram diferentes cenários de utilização sustentável da água no setor agrícola e encontraram um claro trade-off entre as políticas econômicas de bem-estar e sustentabilidade ambiental.

O modelo TERM-H2O é uma variação dinâmica do modelo TERM (australiano) com detalhamento para a agricultura e adaptado para incluir detalhes regionais de água. Esse modelo foi construído para poder representar pequenas regiões o que se tornou mais evidente com os debates sobre as recompras de água, que são compras de direitos de água de irrigação pelo governo australiano dos agricultores. Apresenta uma estrutura bottom-up, sendo um dos principais modelos com maior nível de detalhamento para o uso de água setorial. A aplicação desse modelo pode ser vista nos estudos de Dixon et al. (2009), Wittwer (2012). Outros modelos para analisar alterações climáticas podem ser citados com o modelo BLS (Basic Linked System), esse modelo tem sido usualmente utilizado em conjunto com o AEZ (Agro-Ecological Zone) que é um modelo para analisar impactos potenciais de alterações climáticas em zonas agroecológicas. Porém, esses dois modelos de EGC não têm água como um fator de produção explícito.

Os estudos sobre os impactos das alterações climáticas sobre a agricultura e nos recursos hídricos têm evoluído ao longo dos últimos anos na literatura internacional (YOU; RINGLER, 2010; CALZADILLA et al., 2010; CALZADILLA et al., 2013a; VAN DER MENSBRUGGHE, 2010; CAKMAK et al., 2009; SMAJGL, 2009; YOUNG et al., 2006; VAN DER MENSBRUGGHE, 2010; WIEBE et al. 2015), com aplicações em diversos países com a utilização de modelos computáveis de equilíbrio geral e a interdisciplinaridade que o assunto requer. De um modo geral, esses estudos combinaram modelos climáticos,

culturais e econômicos para examinar o impacto do de mudanças no clima na produção agrícola e na segurança alimentar.

Em Wiebe et al. (2015), a combinação de modelos climáticos e econômicos examinou os impactos globais e regionais da mudança climática nos rendimentos agrícolas, área, produção, consumo até 2050, os autores identificaram que os impactos climáticos são semelhantes, exceto quando as mudanças nas políticas comerciais são incluídas e os impactos climáticos para todas as variáveis são semelhantes em vias de emissões baixas a moderadas (RCP4.5 e RCP6.0), mas aumentam para uma via de emissões mais alta (RCP8.5).

Calzadilla et al. (2013) avaliou dois possíveis cenários de adaptação às mudanças climáticas para a África Subsaariana. O primeiro cenário dobra a área irrigada na África Subsaariana até 2050. O segundo cenário aumenta o rendimento de culturas irrigadas e de sequeiro em 25% para todos os países da África subsariana. Os dois cenários de adaptação são analisados com o IMPACT, um modelo de setor agrícola de equilíbrio parcial combinado com um módulo de simulação de água, e com o GTAP-W, um modelo de equilíbrio geral incluindo recursos hídricos.

No Brasil, os modelos EGC buscam discutir como impactos de políticas de mitigação do efeito estufa, imposição de tarifas, mudanças no uso do solo e cenários de mudanças climáticas impactam nas mais diversas variáveis econômicas e no cenário agrícola em termos de produção e produtividade. Cita-se os estudos de Moraes e Ferreira Filho (2010), que utilizaram um modelo EGC para avaliar as mudanças climáticas e os efeitos de adaptação e vulnerabilidade na agricultura, o modelo é regionalizado e estático. Assim, como o estudo de Moraes e Ferreira Filho (2010) as perdas econômicas oriundas dos impactos das mudanças climáticas na agricultura também podem ser consultadas em Ferreira Filho e Moraes (2014). Em Tanure et al. (2017), os cenários de mudanças climáticas sobre a produção agrícola, uso do solo e economia na Amazônia legal e sugerem nas simulações que as mudanças climáticas provocaria uma substituição gradual das áreas de pasto (-0,3%) e floresta natural (-0,3%) para áreas de lavoura (0,6%) e com impactos negativos sobre a pecuária e sobre o desmatamento.

Margulis e Dubeux (2010) utilizou as metodologias de estudo de Assad e Pinto (2008) baseando-se em uma combinação dos modelos climáticos global e regional e nos cenários A2 e B2. Os resultados da modelagem climática foram usados para determinar um padrão do modelo EGC, as simulações mostraram que o PIB do Brasil em 2050 será de aproximadamente US\$ 9,4 trilhões e que, na pior das hipóteses (Cenário A2 do IPCC), o país poderá perder cerca de 2,5% desse valor a cada ano, devido aos efeitos do aumento de temperatura (BIRD, 2013).

Demais trabalhos com cenários de mudanças climáticas para o Brasil sendo avaliados em outros critérios como os de Lopes (2003); Tourinho et al. (2003); Ferreira Filho e Rocha (2007), Feijó e Porto Júnior (2009), Daubermann et al. (2011) e Nardy e Gurgel (2011), Silva e Gurgel (2012); Ferreira Filho e Moraes (2014). O estudo de Ferreira Filho e Moraes (2014) considerou choques por produto e região e destacou as conexões entre os potenciais impactos das mudanças climáticas na agricultura e no mercado de trabalho, com enfoque inter-regional; e especificando as ligações entre as previsões de mudanças climáticas para a agricultura e as despesas domésticas. Os resultados mostram que através dos impactos na indústria agrícola, as mudanças climáticas têm o potencial de minar os esforços feitos pelo governo brasileiro na última década para reduzir a pobreza nas regiões mais carentes do país. As mudanças climáticas criariam novos desafios para o alívio da pobreza no Brasil. O segundo ponto importante a considerar é o surto potencial de novas ondas de migrantes de baixa qualificação em direção ao sudeste e sul do Brasil.

Silva e Gurgel (2012) mostraram no estudo que os custos de controlar as emissões de GEE no país são relativamente modestos diante do potencial de redução de emissões, devido, em parte, à disponibilidade de fontes de energia renovável no país como o etanol de cana-de-açúcar, o controle das emissões provenientes do desmatamento é a opção mais barata para reduzir emissões e que metas setoriais de quedas progressivas de 3% a 30% em emissões no período de 2015 a 2050 levam a uma perda acumulada entre 1% e 2% em relação ao Produto Interno Bruto (PIB) de 2004.

De um modo geral, os trabalhos que utilizaram modelos EGC mostram que a complexidade das inter-relações exerce um papel importante para as tomadas de decisões em termos de formulação de políticas públicas. No Brasil, modelos de EGC capazes de avaliar as mudanças climáticas em um sistema inter-regional dinâmico e recursivo capaz de avaliar os dados em unidades físicas e econômicas com o nível de detalhamento capaz de verificar o impacto em níveis geográficos condizentes com o delineamento das bacias hidrográficas, ainda são questões a serem modeladas para o país.

4.3.2.2. Modelo TERM-BR aplicado ao uso de água

O TERM-BR consiste em um modelo regional dinâmico que trata cada região do país como uma economia separada. A abordagem bottom-up permite modelar o comportamento dos agentes no nível regional, por meio de um sistema independente e interligado. Tem sido desenvolvido no Brasil desde 2001 no Departamento de Economia, Administração e Sociologia Rural da ESALQ/USP (FERRARINI, 2017). A estrutura completa do banco de dados do modelo TERM é detalhada em Horridge (2012) e versões adaptadas ao Brasil podem ser verificadas nos estudos de Santos (2006), Fachinello (2008) e Ferrarini (2017).

O estudo de Ferrarini (2017) utilizou o modelo TERM-BR para analisar a demanda setorial e regional do uso de água no Brasil com projeções de uso consuntivo em milhões de metros cúbicos para o ano de 2025. As simulações de cenários de expansão da irrigação foram pautadas no Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) com base nas áreas potencialmente irrigáveis, descrito no estudo sobre a Análise Territorial para o Desenvolvimento da Agricultura Irrigada no Brasil, reportado pelo Ministério da Integração Nacional (MI, 2014). Para destacar as eventuais restrições no abastecimento de água a nível estadual estimou-se o balanço hídrico climatológico (CWB) para os estados do Nordeste do Brasil com objetivo de comparar aos resultados simulados pelo modelo TERM-BR⁴. O modelo contemplou 37 setores e 15 regiões.

⁴A estimativa do CWB foi realizada pelos pesquisadores Santiago Vianna Cuadra e Daniel de Castro Victoria da Embrapa Informática Agropecuária.

O organograma da Figura 22 ilustra a estrutura teórica do sistema produtivo descrito pelo modelo TERM-BR, e que a tecnologia de produção é uma estrutura hierarquizada em diversos níveis, os quais representam as etapas de otimização no processo produtivo das firmas que atuam na economia (FACHINELLO, 2008), permite que cada indústria produza vários produtos usando os insumos de fonte domésticas ou importadas e os insumos são relacionados de forma a gerar o produto final (início do processo).

O segundo nível de produção mostra os bens intermediários compostos, que são derivados de uma composição de bens produzidos domesticamente ou importado e as proporções de uso dos insumos entre as diferentes fontes (doméstico ou importado) e são orientados por uma função de elasticidades CES (Constant Elasticity of Substitution) com valores diferentes para cada produto (Bem 1, Bem C) para cada fator de produção (Terra, trabalho e Capital) e para cada região (Região 1, ... Região R), as elasticidades mostram a relação de substituição dos elementos utilizados no modelo (FACHINELLO, 2008; MORAES, 2010, HORRIDGE, 2012) e o item importações descreve o processo de origem que advém do resto do mundo, maiores detalhes sobre o sistema de substituição, características das elasticidades e hierarquização do modelo TERM pode ser consultado em Horridge (2012) e a versão para o Brasil nos estudos de Fachinello, (2008); Moraes, (2010) e Ferrarini (2017), entre outros.

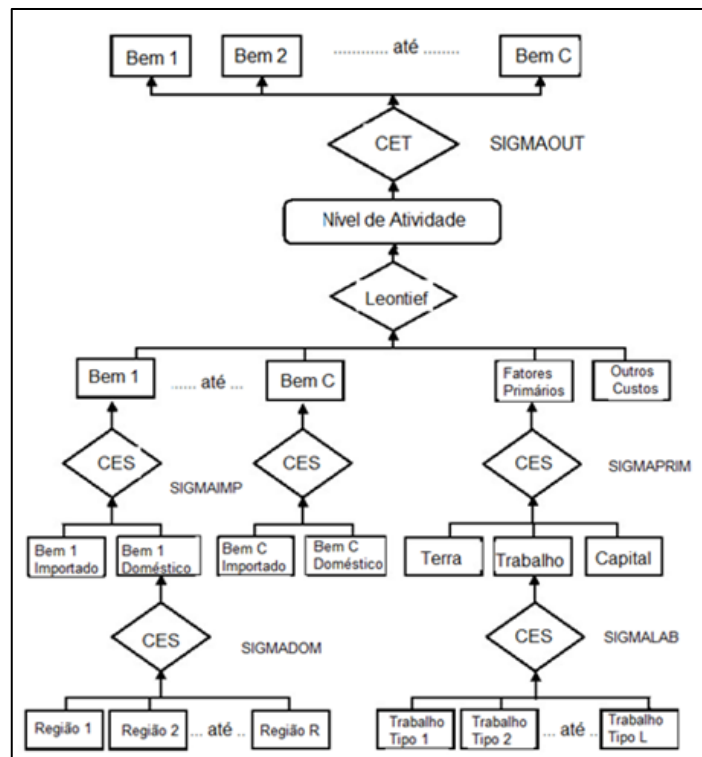


Figura 22 - Estrutura de produção no modelo TERM-BR.

Fonte: Fachinello (2008).

Além dessa estrutura, o modelo também contempla a decisão quanto aos gastos das famílias e segue um sistema linear de dispêndio. As famílias maximizam a função utilidade que permite que os bens demandados sejam desagregados entre bens de subsistência e bens de luxo (FACHINELLO, 2008; MORAES, 2010). Esse tipo de modelo requer uma grande quantidade de dados, que são utilizados nos processos matemáticos em cada etapa da estrutura. Quanto melhor e mais detalhado for a estrutura de produção de um país, mais etapas podem ser adicionadas ao modelo e permite maior geração de dados regionalizados. Os principais bancos de dados utilizados são a matriz de contabilidade social, dados regionais quanto à mudança do uso de solo, dados de crescimento populacional, dados de classificação de trabalho e demais dados regionais e/ou nacionais para contemplar todas as estruturas do modelo.

O estudo de Ferrarini (2017) contribuiu na elaboração e agregação de dados para a matriz de demanda de água por atividade e por região em uma perspectiva inter-

regional integrada. Os cenários propostos no PNRH foram simulados em um quadro econômico-ambiental integrado e a primeira vez que tal abordagem foi realizada no país com a utilização de um modelo EGC para dados em unidades físicas e não somente econômicas, o que permitiu a comparação dos resultados da demanda de água (consumo por tipo de usuário) com a disponibilidade hídrica de águas superficiais estimada para os estados do Nordeste.

No Brasil não existe comércio de água entre regiões e as políticas de realocação de recursos hídricos são incipientes, parte da agricultura irrigada é de difícil mensuração o que dificulta a utilização precisa das informações. Nesse sentido, a modelagem do uso de água formulado no estudo de Ferrarini (2017) distingue-se dos modelos usuais aplicados no restante do mundo⁵. Para o estudo do uso da água, as equações do módulo de água descrito em Ferrarini (2017) consideram de maneira distinta terras de agricultura irrigada e terras de sequeiro via ganhos de produtividade em terras de irrigação, a matriz de uso foi elaborada em nível regional e posteriormente essa matriz foi ajustada ao modelo TERM-BR.

A Tabela 30 mostra a descrição da matriz de uso de água para uma região específica (R_i), onde o elemento $(Q_i, \dots, Q_n)$ representa o uso da água em milhões de metros cúbicos nas culturas $(i, \dots, n)$ nas atividades (Ex: Agricultura). A coluna total representa a quantidade de água utilizada em um produto específico (i) na atividade, o total das linhas representa a soma de uso da água em todos produtos $(i, \dots, n)$ dentro da atividade. Este procedimento foi realizado para todas as regiões em análise.

Tabela 30 - Matriz regional de uso de água produto x atividade.

Fonte: Ferrarini (2017).

Uso da água (Q)	Agricultura	Pecuária	Indústrias	Serviços	Famílias	Total
Agricultura ($i, \dots, n$)	$(Q_i, \dots, Q_n)R_i$	$(Q_i, \dots, Q_n)R_i$	$(Q_i, \dots, Q_n)R_i$	$(Q_i, \dots, Q_n)R_i$	$(Q_i, \dots, Q_n)R_i$	$\sum (Q_i, \dots, Q_n)R_i$
Indústrias ($i, \dots, n$)	...	...	...	...	...	...

⁵ No caso cita-se dois modelos TERM-H2O e o GTAP-W, o modelo TERM-H2O pode ser consultado em Dixon, Rimmer e Wittwe (2009) e o modelo GTAP-W em Calzadilla et al. (2011).

Uso da água (Q)	Agricultura	Pecuária	Indústrias	Serviços	Famílias	Total
Serviços (i,...n)	...	...	...	...	...	...
Famílias (i)	...	...	...	...	...	...
Total	$\sum(Q_i, \dots, Q_n)$ Ri	$\sum(Q_i, \dots, Q_n)$ Ri	$\sum(Q_i, \dots, Q_n)$ Ri	$\sum(Q_i, \dots, Q_n)$ Ri	$\sum(Q_i, \dots, Q_n)$ Ri	$\sum(Q)$ Ri

O crescimento da produção agrícola regional depende do crescimento das áreas (irrigadas, não irrigadas) e da produtividade das culturas em cada área. Existe uma relação direta entre a expansão da área cultivada (irrigada, não irrigada) e crescimento da produção oriundo dessa expansão e da diferença de produtividade. A variação da parcela irrigada é um elemento exógeno no modelo, determinado pela política econômica adotada no período impacta nas expansões de área irrigada. A expansão da área irrigada via variação da parcela da área irrigada implica em uma demanda por uso de água por cultura e região como resultado da política adotada no período.

No estudo de Ferrarini (2017) diversas fontes de dados foram utilizadas como a Pesquisa Industrial Anual (PIA) em nível de produto, o Censo Agropecuário 2006, a Pesquisa Nacional de Amostra de Domicílios (PNAD), a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), Produção Agrícola Municipal (PAM), Pesquisa Pecuária Municipal (PPM), informações do Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento - Água e Esgoto (SNIS) e demais dados disponíveis na Agência Nacional das Águas (ANA) foram utilizados na composição das matrizes de retirada, consumo e retorno.

O estudo de Ferrarini (2017) elaborou uma matriz de produtividade diferencial entre culturas irrigadas e não irrigadas, cuja finalidade foi identificar determinado nível tecnológico da atividade de irrigação em relação à atividade de sequeiro e assim visualizar o impacto do ganho adicional da produtividade nas variáveis de exportação, de renda populacional, consumo das famílias e investimentos e, foi pautada em estudos de experimentação técnicas para determinadas culturas e regiões.

A elaboração do banco de dados de uso de água em milhões de metros cúbicos por produto e setor, permitiu Ferrarini (2017) levantar dados para cerca de 3 mil produtos distribuídos em 255 grupos de atividades industriais, a matriz por cultura e estado final totalizou 832 dados para o uso da água. A matriz de coeficientes técnicos para a agricultura irrigada no país contou com dados para 57 culturas distribuídas por município. Para os dados da pecuária se utilizou os coeficientes técnicos descritos na metodologia da ONS (2005) e os dados referentes ao número de cabeças (espécie do efetivo) oriundos do Censo Agropecuário 2006 (IBGE, 2009).

A estimativa para o consumo das famílias foi adaptada da metodologia do Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS) descrito em ONS (2005) por faixa populacional e para que fosse possível estimar o consumo de água para as atividades da matriz de contabilidade nacional calculou-se os percentuais de pessoas ocupadas com base na Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílio (PNAD) de 2007, todo o procedimento metodológico pode ser consultado em Ferrarini (2017). A disponibilidade hídrica para os estados do Nordeste do Brasil considerou o balanço hídrico climatológico de Thornthwaite e Mather (1955), o balanço da água para cada bacia foi obtido a partir do excedente de água do modelo CWB menos a demanda integrada de água para a bacia em questão (do modelo TERM-BR).

O estudo simulou três cenários distintos para as expansões de área irrigada, conforme descrito no PNRH. A descrição detalhada dos cenários e da metodologia que referenciou a elaboração e criação dos cenários é detalhada no estudo do Ministério do Meio Ambiente denominado de Águas para o Futuro (MMA, 2006c), com base nesse estudo e em outros cadernos setoriais referentes a todo o projeto sobre o PNRH, o estudo de Ferrarini (2017) sintetizou as simulações em três cenários como segue:

- *CEN1 (cenário 1): expansão de 170 mil hectares por ano no país (agricultura expande principalmente no Centro-Oeste, Nordeste e Norte), considerou crescimento de 4,5% para o PIB;*

- CEN 2 (cenário 2): expansão de 120 mil hectares por ano no país (agricultura expande principalmente no Centro-Oeste e Norte), considerou crescimento de 2,5% no PIB;
- CEN 3 (Cenário 3): expansão de 70 mil hectares por ano no país, considerou crescimento de 1,5% no PIB.

Entre os principais resultados, as expansões de área irrigadas teriam maior potencial de ocorrer nos estados Mato Grosso, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, Minas Gerais, Paraná, Goiás, Para, Tocantins, Maranhão e Piauí e Bahia. Os choques simulados mostram que a expansão da área no primeiro cenário (CEN 1) atingiria 2,49 milhões de hectares, maior impacto nos recursos hídricos entre os três cenários, o uso da água em CEN 1 seria elevado em +10,56 % em 2025 (crescimento de 7.554 milhões de m³ de água). O terceiro cenário denominado de CEN 3 é condizente com um cenário de baixo crescimento econômico (PIB simulado de 1,5%), o que limitaria as expansões de área irrigada, mas gerariam impactos positivos em todos os agregados macroeconômicos (FERRARINI, 2017).

A maior contribuição na variação no PIB real regional ocorreria para o estado do Mato Grosso de +1,17%, +0,82% e +0,47% para os CEN 1, CEN 2 e CEN 3 respectivamente. Os investimentos também seriam maiores nessa região. Em todas as simulações haveriam impactos positivos nas variáveis macroeconômicas regionais como consumo das famílias, gastos do governo, exportações e variação real no PIB regional. Além desses, o diferencial de produtividade associado à irrigação também promoveria a expansão da cadeia produtiva para os setores da indústria alimentícia.

As expansões de área irrigada impactariam no uso de água condicionado ao crescimento econômico também simulado através do crescimento do PIB em um sistema dinâmico, no qual as simulações ocorrem ano a ano. Portanto, o maior impacto ocorreria no CEN 1 e o menor impacto no CEN 3, sendo o CEN 2 um cenário intermediário para as expansões de área. Assim, o uso dos recursos hídricos como resultado das simulações indicaria uma ampliação no uso da água de +10,5% (7.528 milhões de m³ de água) no CEN 1, de +7,92 (5.331 milhões de m³ de água) no CEN 2 e de

+4,97 (2.998 milhões de m³ de água) no CEN3 para 2025. O estudo de Ferrarini (2017) apresenta diversos dados para a expansão no uso de água para 37 setores e 15 regiões, bem como o aumento de uso de água para as 12 culturas tratadas no modelo.

A cana de açúcar é uma das principais culturas para expansão das áreas irrigadas nas simulações propostas. Se a cultura da cana de açúcar se expandisse em mais 549.342 hectares irrigados, elevaria a demanda por água em 2.940 milhões de m³ (19%), resultado condizente com um coeficiente técnico para o uso de água na irrigação mais elevado e similar a irrigações plenas ou irrigações realizadas em regiões de baixa pluviosidade. A segunda cultura de maior uso de água na irrigação segundo os dados seria o arroz irrigado, com 1.808 milhões de m³ de água (29%). Em termos regionais, a expansão no Mato Grosso em mais 612.380 hectares irrigados elevaria em 92,56% o uso da água no estado, impacto associado às expansões de área, ao crescimento populacional e ao crescimento do PIB simulados (FERRARINI, 2017).

Entre as ressalvas e limitações do estudo de Ferrarini (2017), a autora destacou que o coeficiente técnico de uso da água na irrigação para a cana-de-açúcar pareceu ser mais condizente com irrigação plena (o que não é comum de ser realizado no país), o que culminou em um uso maior de água nessa cultura, além desse o estudo também ressalta que o balanço hídrico climatológico estimou a contribuição do excedente hídrico em nível de estado o que pode divergir da literatura em termos de bacia hidrográfica. Ao impor as expansões de área irrigada nas simulações de cenários, o tipo de cultura praticado em cada região foi expandido de acordo com a participação da cultura na agricultura da região.

Os resultados das simulações para a expansão da agricultura irrigada não devem ser vistos como uma situação de agravamento da quantidade, qualidade dos recursos hídricos no Brasil, por si só, a ampliação das áreas irrigadas no país eleva o nível tecnológico regional, aumenta a produtividade do setor, melhora o gerenciamento de riscos por parte do agricultor e ainda influencia toda a dinâmica regional em termos de logística e transporte. Entre as limitações do estudo destacam-se a necessidade de ampliar o número de bacias hidrográficas a ser utilizada no estudo, a inclusão de

informações sobre mudanças climáticas e os impactos distintos para a demanda de uso de água e a disponibilidade hídrica oriundo dessas mudanças (FERRARINI, 2017).

4.3.2.3. Bacias hidrográficas do Nordeste

O estudo de Ferrarini (2017) utilizou os dados de projeção de uso de água para 2025 na avaliação da demanda hídrica para a região Nordeste do Brasil e os dados foram utilizados para a comparação com a disponibilidade hídrica da região. O fluxo dos rios é essencial para estimar a disponibilidade hídrica estadual e comparar com as projeções de demanda simuladas no modelo TERM-BR. A divisão das bacias hidrográficas brasileiras não apresenta as mesmas delimitações geográficas dos estados, a regionalização e compatibilização com as projeções do modelo TERM-BR tornam-se aproximações que devem ser analisadas com ressalvas.

Como resultado da interação entre o modelo TERM-BR e o resultado do balanço hídrico climatológico, o uso de água distribuído para as regiões hidrográficas de análise em termos de consumo consultivo em 2005 e 2025 estão descritos na Tabela 31.

Tabela 31 - Uso de água distribuído para as Regiões Hidrográficas de análise.

Fonte: Ferrarini (2017).

PNRH	Uso 2005 (Mm ³)	Uso 2025 (Mm ³)	Aumento no consumo (variação %)
Região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia	2.447	4.826	97%
Região Hidrográfica Atlântico Nordeste Ocidental	363	705	94%
Região Hidrográfica do Parnaíba	384	694	81%
Região Hidrográfica Atlântico Nordeste Oriental	7.853	8.940	14%
Região Hidrográfica do São Francisco	4.119	5.946	44%
Região Hidrográfica Atlântico Leste	1.830	2.488	36%
Região Hidrográfica Atlântico Sudeste	14.030	16.071	15%
Região Hidrográfica do Uruguai	2.910	3.752	29%

A região do Atlântico Nordeste Oriental é região que oferece o menor potencial de expansão no uso da água entre as regiões hidrográficas que abastecem o Nordeste do país, os resultados demonstraram que essa região hidrográfica é a região que requer

maior atenção nas expansões da irrigação. O estudo contemplou as regiões hidrográficas que abastecem os estados do Nordeste e o fluxo de origem e destino do curso d'água, conforme é ilustrado na imagem abaixo (Figura 23).

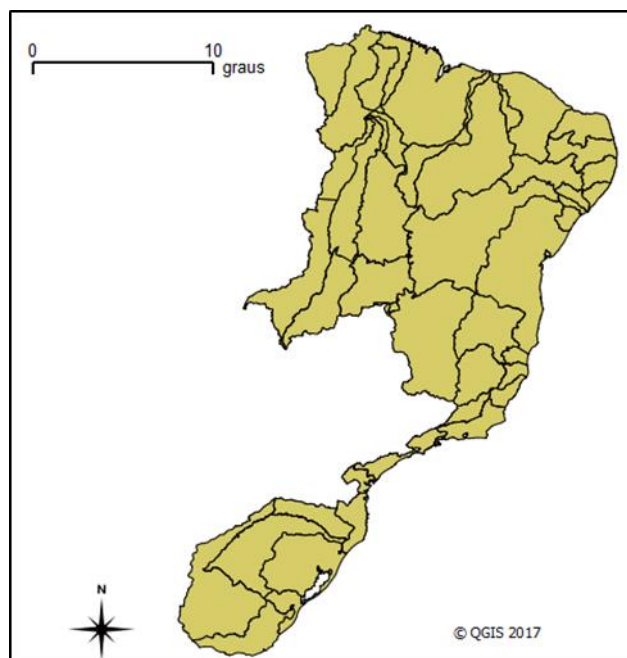


Figura 23 - Merge entre as bacias hidrográficas e as regiões geográficas que abastecem os estados do Nordeste.

Fonte: Ferrarini (2017).

Essa figura ilustra parte da dinâmica utilizada no estudo para convergir à limitação regional dos estados com a limitação das bacias hidrográficas, evidencia a necessidade de ampliar a discussão para níveis menores das bacias hidrográficas.

4.3.3. Aplicação à bacia do rio São Francisco

O rio São Francisco nasce na serra da Canastra, em Minas Gerais, atravessa a Bahia, Pernambuco e faz divisa natural com os estados de Alagoas e Sergipe. O projeto de integração do rio São Francisco é a maior obra de infraestrutura hídrica do país dentro da Política Nacional de Recursos Hídricos. O projeto foi dividido nos eixos Norte e Leste e totalmente concluído deverá levar água para 390 cidades de quatro estados (Pernambuco, Ceará, Paraíba e Rio Grande do Norte) (MI, 2014b).

A região hidrográfica do São Francisco é formada por diversas sub-bacias que deságuam no rio São Francisco e representa cerca de 2/3 da disponibilidade de água doce do Nordeste (MMA, 2006c). Esta região hidrográfica está dividida em quatro regiões fisiográficas (São Francisco Alto, São Francisco Médio, São Francisco sub-médio e São Francisco Baixo) e apresenta acentuados contrastes socioeconômicos, abrangendo áreas de acentuada riqueza e áreas de pobreza crítica com população dispersa (50% predominantes urbana) e 90% do total de municípios na bacia são de pequeno porte, inferior a 30 mil habitantes (MMA, 2006b). Os cadernos setoriais das regiões hidrográficas brasileiras desenvolvidos para o PNRH são um marco na elaboração e detalhamento das regiões hidrográficas brasileiras.

Ferrarini (2017) mostrou que ao simular as projeções descritas no PNRH para o rio São Francisco, na parte que está localizada no estado de Alagoas, observou-se excedentes hidrológicos de outras bacias hidrográficas que contribuem para o abastecimento da região de Alagoas. A precipitação média e a evapotranspiração real também são maiores na bacia do rio São Francisco parcela de Alagoas do que em relação à bacia hidrográfica Costeira Nordeste Oriental que é outra região de captação e que também abastece o estado de Alagoas.

O estudo de Ferrarini (2017) mostrou que mesmo sem considerar as mudanças climáticas, o uso de água nas Bacias Hidrográficas 731 (região Costeira NE oriental/Alagoas) e 742 (São Francisco/Alagoas) teriam seu uso elevado de 51% para 57% e de 52% para 58%, respectivamente. A parcela do rio São Francisco que faz parte do estado de Pernambuco teria o consumo de água elevado na bacia 744 (São Francisco/Pernambuco) de 36% para 54%.

Sergipe é drenado por seis bacias hidrográficas que pertencem a duas grandes bacias brasileiras: a do rio São Francisco (bacia 741)⁶ e a do Atlântico Leste (bacia 753), sendo a bacia do rio São Francisco a maior e a mais importante do estado. No caso do estado da Bahia, a agricultura mecanizada com irrigação extensiva ocorre em boa parte na região hidrográfica do rio São Francisco (bacia 743), a ampliação das áreas

⁶ Nessa bacia inclui-se também as bacias do rio Japaratuba, rio Sergipe, ver SEAGRI-SE.

irrigadas nesse estado contribui para uma menor disponibilidade hídrica para as bacias à jusante pertencentes à mesma região hidrográfica.

A Tabela 32 mostra alguns dados da bacia hidrográfica do rio São Francisco, contemplando as características principais quanto à disponibilidade hídrica regional segundo o Ministério de Meio Ambiente (2006), averiguados para o período de publicação do caderno setorial. Assim, como esse caderno setorial, a Agência Nacional das Águas elabora dados da Conjuntura dos Recursos Hídricos no país periodicamente, o que fornece indicativo da evolução da vazão dos rios e contempla as alterações demográficas, ambientais que ocorreram ao longo do período de análise.

Tabela 32 - Região Hidrográfica do rio São Francisco.

Fonte: MMA (2006b).

Urbanização média	Disponibilidade hídrica m ³ /hab/ano (média)	Disponibilidade m ³ /s (Q95%)	Densidade demográfica média na bacia	Vazão média anual mínima (m ³ /s)
74,40%	5.848,75	1.077	20 hab/km ²	637
Precipitação (mm)	Evapotranspiração (mm)	Precipitação real média (mm)	Evapotranspiração real média (mm)	Vazão média anual máxima (m ³ /s)
693 (semiárido e árido) 1.372 (tropical úmido)	1.550 (semiárido e árido) 1.000 (tropical úmido)	1.036	886	4.999

O estudo de Ferrarini (2017) não contemplou todas as regiões hidrográficas do país, o foco de análise foi condicionado aos estados do Nordeste, adotou-se o nível 2 das bacias hidrográficas no estudo considerando as bacias hidrográficas de captação e a bacia para deságua que estão descritas na Tabela 33. Uma mesma bacia pode ser área tanto área de captação quanto pode fornecer excedentes hídricos para outras bacias.

Os fluxos das bacias hidrográficas utilizadas no estudo contemplaram outras regiões hidrográficas que são áreas de captação e abastecem o rio São Francisco. Os dados de vazão considerados foram confrontados com os dados divulgados pela ANA e a razão entre as diferentes bases de dados foi de 1,1, ou seja, a vazão estimada pelos técnicos

da Embrapa Informática Agropecuária estava condizente com os dados de vazão divulgados pela Agência Nacional das Águas.

Tabela 33 - Bacias nível 2 contempladas no estudo de Ferrarini (2017).

Fonte: Ferrarini (2017).

Estados	Região 2	REGIÃO01	REGIÃO02	Captação	Deságua
Sergipe	74	Costeira do Atlântico Sul	Rio São Francisco	741	741
Alagoas	74	Costeira do Atlântico Sul	Rio São Francisco	742	742
Bahia	74	Costeira do Atlântico Sul	Rio São Francisco	743	741
Pernambuco	74	Costeira do Atlântico Sul	Rio São Francisco	744	742
Mis Gerais	74	Costeira do Atlântico Sul	Rio São Francisco	745	743
Goiás	74	Costeira do Atlântico Sul	Rio São Francisco	746	745
Goiás	74	Costeira do Atlântico Sul	Rio São Francisco	747	745
Distrito Federal	74	Costeira do Atlântico Sul	Rio São Francisco	748	746

Ferrarini (2017) mostrou que as projeções de uso de água para a bacia do rio são Francisco passariam de 4.119 milhões de m³ de água, em 2005, para 5.946 milhões de m³, em 2025, o que representa um acréscimo de 44%, desconsiderando o que retorna ao curso das águas diretamente. As limitações do estudo demonstraram a dificuldade de se trabalhar com o tema da oferta de água em um país grande como o Brasil. O resultado sugere a necessidade de ampliar o nível de desagregação regional para as bacias hidrográficas e acrescentar os efeitos de cenários climáticos, bem como analisar os cenários de sensibilidade para os dados de uso consultivo da água, especialmente para as principais culturas que demandaram maior uso de água e maiores áreas irrigadas.

O estudo de Ferrarini (2017) ressaltou o que é encontrado na literatura sobre a hidrografia do Nordeste do Brasil, que possui regiões com rios intermitentes e irregulares, que estão sujeitos às alterações do clima semiárido. Em alguns casos, tornam-se sazonais e, nesse sentido, há a necessidade de ampliar o nível de desagregação de análise das bacias hidrográficas (nível 2 para nível 3), forneceriam

um melhor indicativo da relação crescimento do uso consultivo com a disponibilidade hídrica.

O estudo também ressaltou que elevados percentuais de área irrigada não implicam necessariamente em elevada área irrigada e que as áreas irrigadas devem ser avaliadas diante dos diferentes sistemas de irrigação, condições de manejo e uso do solo. Além disso, a diversidade climática é um dos principais pontos a serem introduzidos no modelo. Dados relacionados a mudanças climáticas e seu impacto nas regiões brasileiras devem ser introduzidos no modelo EGC do tipo dinâmico (como no caso do modelo TERM-BR) a fim de promover simulações para um horizonte de tempo maior e identificar e quantificar as perdas na produtividade e na economia.

A identificação do nível tecnológico das indústrias no país por segmento forneceria indícios de setores com maior desperdício no uso de água. O estudo cita a ampliação do cadastro para o direito de uso (outorgas) para as indústrias, ampliando o detalhamento no fornecimento de dados e a divulgação e fiscalização dos usos. Outro ponto a destacar é a urbanização acelerada no país e como o aumento no padrão de vida tende a aumentar o uso consultivo de água pelas famílias, que não tem sido acompanhado pelo avanço do saneamento básico, essencial para garantir o retorno adequado do uso de água. Em nenhum momento, o estudo de Ferrarini (2017) enfoca a questão do retorno adequado das águas, o que se não for considerado em estudos futuros abre uma lacuna para a piora na qualidade dos recursos e redução na disponibilidade de recursos hídricos, bem como elevação dos gastos públicos para o adequado fornecimento de água potável.

5. PROJEÇÃO DE VAZÕES COM BASE EM MUDANÇAS CLIMÁTICAS

5.1. Estudos antecedentes

Os impactos das mudanças climáticas previstas por modelos climáticos globais podem servir para analisar os possíveis impactos sobre os recursos hídricos das bacias hidrográficas. Para isto, normalmente são utilizados modelos hidrológicos que são calibrados utilizando dados observados de precipitação e outras variáveis climáticas. Numa etapa posterior, os modelos hidrológicos recebem, como dado de entrada, os dados de clima simulados pelos modelos climáticos.

Esta metodologia envolve ainda outras etapas, como a remoção de viés dos modelos climáticos, a possibilidade de realizar um *downscaling* dinâmico dos dados dos modelos climáticos globais e, a análise de incerteza associada aos diferentes cenários de mudança climática global, período de tempo considerado e modelo climático global utilizado.

Na Figura 24 é apresentada a metodologia utilizada na grande maioria dos trabalhos que realizam projeções de vazões sob efeito de mudanças no clima.

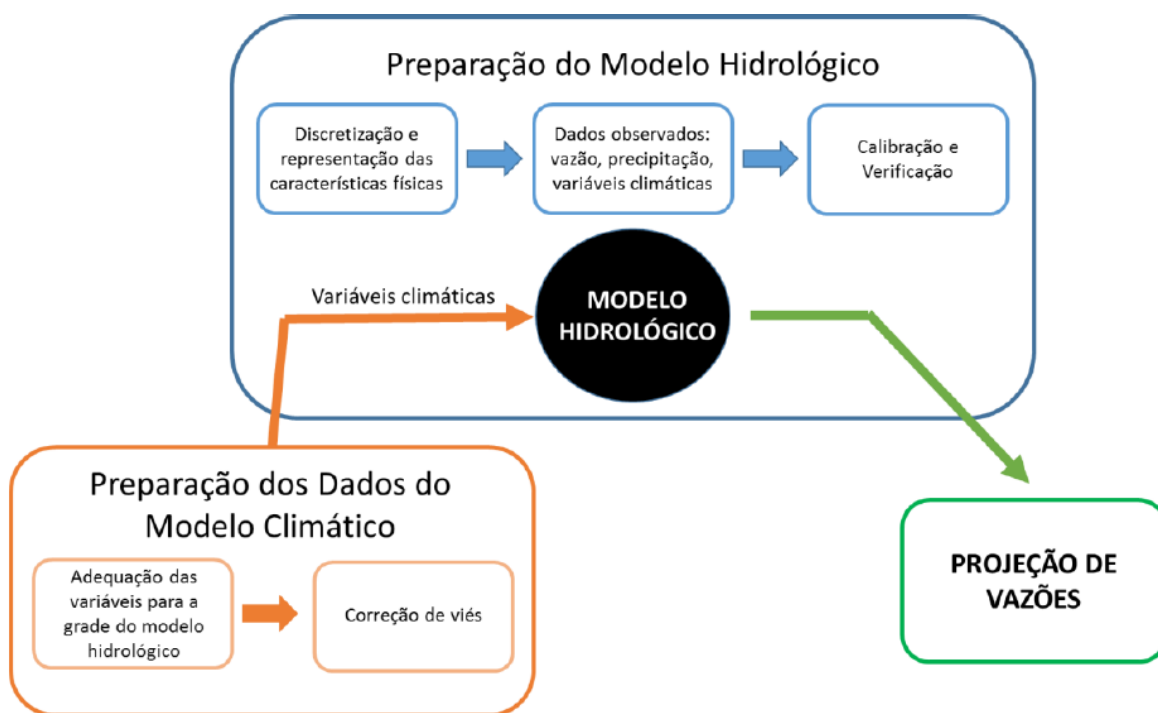


Figura 24 - Metodologia usualmente empregada para projeção de vazões com base em cenários de mudanças climáticas. Fonte: Virgílio (2017).

Um importante trabalho recente foi realizado pela Subsecretaria de Desenvolvimento Sustentável da Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República encomendou diversos estudos relacionados às mudanças climáticas a diversas instituições para a elaboração do projeto “Brasil 2040: cenários e alternativas de adaptação à mudança do clima.” Os estudos foram baseados nos cenários de mudanças climáticas RCP4.5 e RCP8.5, elaborados pelo IPCC-AR5, sendo os modelos climáticos considerados de duas maneiras distintas: utilização dos dados do modelo regional Eta forçado pelos modelos globais HadGEM2-ES e MIROC5 e utilização dos dados de 14 modelos globais direto da grade do modelo global (SAE, 2015).

A determinação das vazões foi baseada em quatro etapas: primeiro a obtenção das evapotranspirações potenciais a partir do modelo Eta pelo método de Hangreaves; obtenção das precipitações dos modelos climáticos para as bacias de interesse e posterior remoção de viés; obtenção das vazões para 24 postos a partir do modelo hidrológico SMAP e obtenção das projeções de vazões para os postos que não

possuem o modelo hidrológico calibrado a partir de regressões daqueles que possuem (SAE, 2015).

No estudo de Santana (2013) foi feita uma análise dos possíveis impactos das mudanças climáticas na produção de energia de 4 PCHs inventariadas localizadas na bacia hidrográfica do São Francisco para os períodos futuros 2011-2040, 2041-2070 e 2071-2100. A análise foi feita a partir do ajuste e aplicação do modelo hidrológico MGB-IPH, alimentado pelas projeções climáticas futuras geradas pelo modelo atmosférico regional Eta (com resolução de grade de 40 km) ajustado a partir do *downscaling* de cenários do modelo global HadCM3, para o cenário de emissões A1B do IPCC-AR4. Na etapa de modelagem hidrológica as simulações foram feitas considerando os efeitos das mudanças climáticas na variáveis precipitação e temperatura.

O trabalho de Tiezzi (2015), também utiliza a regionalização Eta-HadCM3 como modelo climático base, alimentado pelas atribuições do cenário A1B do IPCC-AR4. O estudo utilizou quatro membros do Eta, que estão diretamente relacionados com a sensibilidade do modelo: *High* (Alta), *Mid* (Média), *Low* (Baixa) e *Cntrl* (Controle). Os dados de chuva gerados pelo modelo climático foram utilizados como entrada nos modelos chuva-vazão MEL (Modelo Estocástico Linear) e SMAP (*Soil Moisture Accounting Procedure*). O primeiro é um modelo determinístico de simulação hidrológica e se destaca pela sua simplicidade e quantidade não muito grande de parâmetros calibráveis. Já o MEL é um modelo misto ou de função de transferência que emprega técnicas da Análise de Séries Temporais, utilizando como dados de entrada tanto chuvas observadas quanto chuvas previstas.

Kopytkovskiy, Geza e McCray (2015) avaliaram os impactos das mudanças climáticas no potencial de hidrogeração a partir da análise da variação dos níveis dos reservatórios na bacia do Alto Colorado (*The Upper Colorado River Basin – UCRB*). Os modelos globais utilizados nesse estudo foram os japoneses MRI-CGCM2.3.2 e MIROC3.2 e o canadense CGCM3.1 para os cenários de emissão A2 e B1 do IPCC-AR4 e, passaram pelo processo de *downscaling* BCCA (*bias-corrected constructed*

analogues), estando disponíveis para os períodos Histórico (1961-2000), Futuro 1 (2046-2065) e Futuro 2 (2081-2100). As projeções climáticas regionais diárias foram aplicadas no modelo hidrológico WARMF, modelo físico de simulação contínua, que foi simulado para os reservatórios Blue Mesa, Morrow Point e Shadow Mountain. Os resultados foram analisados em função de médias mensais de volume e vertimento dos reservatórios.

No estudo desenvolvido por Chilkoti, Bolisetti e Balachandar (2017) foi analisado o efeito das mudanças climáticas nos cenários de geração de energia para o período de 2091-2100 na usina hidrelétrica C.H. Corn, localizada no rio Ochlockonee próximo a Tallahassee na Flórida. O modelo hidrológico conceitual HYMOD, previamente calibrado e validado baseado em vazões observadas, foi alimentado pelos dados climáticos fornecidos pelo projeto CORDEX, gerando projeções de vazões.

No trabalho de Lima, Collischonn e Marengo (2014) foram feitas análises utilizando tanto projeções climáticas fornecidas pelo modelo regional Eta, alimentado pelo modelo global HadCM, em cinco versões diferentes: quatro versões com resolução espacial de 40 km (membros CTRL, LOW, MID e HIGH) e uma versão com resolução espacial de 20 km; todas para o cenário A1B do IPCC-AR4. As simulações foram realizadas para todas as usinas hidrelétricas do SIN segundo o Plano Mensal da Operação – PMO de janeiro de 2012 (parque existente) e o PDE 2030 (parque futuro), para o período de 1961 a 2100, sendo o período 1961-1990 representativo do clima atual e, três períodos futuros: Futuro 01 (2011-2040), Futuro 02 (2041-2070) e Futuro 03 (2071-2100). Na etapa de simulação hidrológica foi utilizado em maior parte das bacias o modelo hidrológico distribuído MGB-IPH. Neste estudo foram realizados alguns testes sobre impactos de mudanças no uso do solo em bacias amazônicas e também foram estimadas vazões de usos consuntivos. Porém não foi realizada uma análise integrada dos efeitos combinados com as mudanças climáticas.

No trabalho de Lucena (2010) partiu-se do modelo climático em escala regional PRECIS (*Providing Regional Climates for Impacts Studies*) derivado do modelo global HadCM3 do *Hadley Centre*, utilizando projeções climáticas dos cenários de emissão A2

e B2 do IPCC-AR4. Para transformar as variações da precipitação e temperatura em variações nas vazões naturais afluentes aos reservatórios foi aplicada a combinação de duas abordagens, uma empírica/estatística baseada em modelos auto regressivos (modelo SARMA) combinados com coeficientes de sensibilidade hidrológica que modificam as variáveis climáticas segundo os impactos das mudanças climáticas; e outra baseada em equações conceituais de balanço hídrico onde são inseridas as variações climáticas sobre a vazão.

Um estudo mais recente sobre os impactos das mudanças climáticas nas vazões do SIN foi feito por Banco Mundial (2017). Neste estudo se utiliza uma abordagem diferenciada, semelhante ao estudo de Lucena (2010). Os cenários futuros de hidrologia foram elaborados de forma probabilística, representando-os através da Energia Natural Afluente (ENA) ao Sistema Interligado Nacional (SIN). Nesta metodologia admite-se que as vazões futuras repetirão – em termos estatísticos – as vazões passadas (hipótese de estacionariedade das vazões). Utiliza-se o Método Monte Carlo, segundo o qual, 200 séries de afluições sintéticas são geradas para as 195 usinas hidrelétricas da base do ONS, utilizando modelos estocásticos que mantêm a semelhança estatística das séries geradas com as vazões históricas observadas. Ou seja, preservam-se os parâmetros como média, desvio padrão, correlações temporais e espaciais e, valores extremos dos dados históricos.

A partir das séries geradas selecionam-se as séries de menor hidrologia dentre as 200 geradas. Esta é uma abordagem tradicionalmente utilizada no setor elétrico para projetar cenários de vazões, que possui a grande desvantagem de considerar as séries com estacionárias. Este é um critério quem vem sendo fortemente questionado, principalmente quando se avaliam cenários de mudanças climáticas que, em muitos casos, indicam alterações nas estatísticas das séries. Os resultados são comparados com os estudos de SAE (2015).

Além dos estudos anteriormente citados, diversos outros estudos veem sendo realizados nos últimos anos nessa mesma área: Ribeiro Junior (2013); Lucena et al. (2009); Majone et al. (2016); Maran, Volonterio e Gaudard (2014); Mohor et al.

(2015); Scianni (2014); Virgílio (2017), dentre outros. Entretanto, em todos esses estudos não se consideram os efeitos combinados de mudanças climáticas, uso e cobertura do solo e demanda de água para usos consuntivos.

Alterações nos padrões climáticos tem efeito sobre estas componentes, que combinadas podem amplificar os impactos, tanto em magnitude como em frequência. As demandas de água para usos consuntivos já apresentam um padrão de crescimento, em função principalmente da irrigação. Com as projeções de aumento na temperatura, um consumo adicional de água será inevitável. Em algumas bacias, como as da região Amazônica, poderão ocorrer mudanças significativas na cobertura vegetal, impactando diretamente sobre o ciclo hidrológico local e, nas vazões dos rios por consequência.

Portanto, é essencial que nas metodologias de análise de impacto de mudanças climáticas sobre as vazões dos rios, sejam incorporadas as alterações no uso e cobertura do solo e nas demandas de água, sempre que os impactos potenciais sejam significativos.

5.2. Proposição de aperfeiçoamentos metodológicos

Com base nos levantamentos obtidos ao longo deste trabalho, fica evidente que em anos recentes ocorreram avanços importantes nas diferentes áreas que envolvem a estimativa de vazões de bacias hidrográficas em condições de mudanças climáticas. Em relação à cobertura e usos do solo, foram identificados diversos modelos matemáticos desenvolvidos para estimativa de alterações nos padrões de uso e ocupação, que são capazes de simular as complexas relações entre condições climáticas, econômicas, sociais e ambientais. Nem todos incorporam cenários de mudanças climáticas, mas permitem esta possibilidade.

No caso dos usos consuntivos, a ANA tem feito estimativas para todas as bacias brasileiras, aplicando aprimoramentos metodológicos a cada nova revisão das demandas. No caso das estimativas mais recentes, 2015 e 2016, os dados são disponibilizados de forma georreferenciada por municípios e por bacias de pequena

escala. Entretanto, as projeções de usos consuntivos realizada pela ANA ainda não incorporam cenários de mudanças climáticas. Dos estudos analisados, apenas o Plano de Recursos Hídricos da Bacia do rio Grande considerou um cenário de mudanças climáticas nas estimativas.

Na Figura 25 é apresentada uma representação esquemática de como podem ser analisadas as relações entre mudanças climáticas, a cobertura e uso do solo e os usos consuntivos da água, para influenciar nas vazões das bacias hidrográficas. Esses componentes estão intrinsicamente ligados.

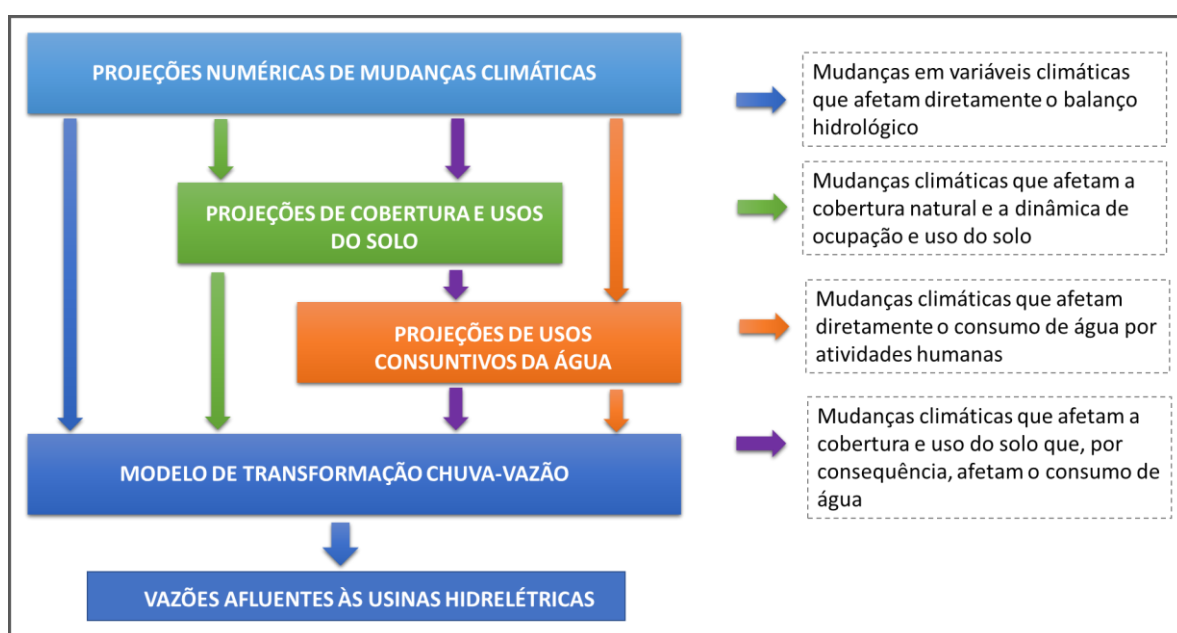


Figura 25 – Fluxo de processos para projeção de impactos de mudanças climáticas nas vazões de bacias hidrográficas.

Alterações nos padrões climáticos afetam diretamente o balanço hídrico natural das bacias hidrográficas, modificando os fluxos no sistema água-solo-planta-atmosfera. Modelos hidrológicos do tipo transformação chuva-vazão são as ferramentas utilizadas para converter as projeções climáticas em projeções de vazões. Para essa análise, na grande maioria dos trabalhos encontrados na literatura, ajusta-se um modelo hidrológico que é posteriormente alimentado pelas projeções numéricas de clima (seta azul na Figura 25). As condições de cobertura e uso do solo, além dos usos consuntivos, são mantidas constantes nos horizontes de projeção.

De maneira geral, não são consideradas as influências dos demais componentes, conforme representado na Figura 25. Ou seja, uma análise completa dos efeitos das mudanças climáticas deveria considerar as seguintes possibilidades:

- i. Influência direta das variáveis climáticas sobre o balanço hídrico natural da bacia, simulada diretamente por um modelo hidrológico chuva-vazão (seta azul na Figura 25);
- ii. Efeitos das mudanças climáticas sobre a cobertura e uso do solo, que afetam o balanço hídrico natural das bacias, tais como desmatamento, reflorestamento, mudanças de culturas, aumento de áreas irrigadas, crescimento de cidades, dentre outras alterações na superfície. As projeções dessas modificações podem ser incorporadas aos dados de entrada do modelo chuva-vazão, para que seus efeitos sejam quantificados (seta verde na Figura 25);
- iii. Efeitos das mudanças climáticas sobre demandas de água que são diretamente afetadas pelo clima, como no caso da agricultura irrigada, que mesmo sem aumento de área ocupada terá um incremento na vazão consumida, devido ao aumento de temperatura e umidade do ar. Também podem ocorrer aumentos no consumo humano, devido aos mesmos motivos. As essas retiradas podem ser simuladas em modelos chuva-vazão, para análise dos impactos (seta laranja na Figura 25);
- iv. Mudanças climáticas podem alterar o padrão de ocupação do solo, criando condições favoráveis a usos que possuem taxas diferentes de consumo de água. Aumentos de temperatura podem, por exemplo, favorecer a expansão das áreas de cana-de-açúcar irrigada, alterando os usos consuntivos. A cobertura vegetal natural, como florestas tropicais, pode ser afetada pelas mudanças do clima, sendo substituídas por pastagens. Neste caso altera-se o balanço hídrico natural e aumentam-se os usos consuntivos devido à pecuária. Esses são efeitos combinados, que igualmente podem ser incorporados a um modelo hidrológico para verificação dos efeitos (seta roxa na Figura 25).

Todas essas possibilidades, representadas na Figura 25 podem ocorrer de ao longo do período de projeção. Em alguns casos os efeitos de algum componente podem não ser

significativos, permitindo que seja desconsiderado. Mudanças no uso do solo e cobertura vegetal não serão significativas para a região Sudeste nas próximas décadas, mas podem ser muito acentuadas em algumas bacias da Amazônia. Para cada caso deve-se avaliar quais componentes são importantes para serem considerados ou não.

Além do processo geral, ainda podem ser melhorados pontos específicos na modelagem de cada um dos componentes da Figura 25. Algumas sugestões:

- i. **Projeções climáticas:** utilizar sempre um conjunto de projeções, com o maior número possível de modelos climáticos e cenários de emissões de gases de efeito estufa;
- ii. **Modelos hidrológicos:** Aprimorar modelos de transformação chuva-vazão com forte embasamento físico, do tipo distribuído, que permita considerar mudanças no uso do solo e retiradas pontuais de água por usos consuntivos. Como exemplo de modelos desse tipo pode-se citar: MGB-IPH, SWAT, VIC, SWIM, dentre outros;
- iii. **Projeções de Usos Consuntivos:** Na maioria das bacias o consumo mais importante se dá pela irrigação. Por esse motivo, recomenda-se que os cenários de projeção considerem a componente mudança climática nas estimativas. O efeito no consumo por irrigação se deve a mudanças na evapotranspiração, que pode ser calculada por meio das variáveis geradas pelos modelos climáticos. Nos demais usos consuntivos as relações não são diretas, mas é possível incluir alterações devido ao clima, sempre que se tratar de usos significativos;
- iv. **Projeções de usos do solo:** Devem ser aprimorados os modelos de projeção de uso do solo, para que sejam gerados cenários de referência a serem incorporados em estudos de mudanças climáticas. Preferencialmente, os cenários devem considerar alterações no clima em suas projeções. As mudanças de uso e ocupação podem então ser assimiladas por modelo hidrológicos de transformação chuva-vazão.

No item seguinte é apresentado um estudo de caso para a bacia do rio São Francisco, que considera alguns aspectos aqui mencionados.

5.3. Estudo de caso para a bacia do rio São Francisco

5.3.1. Descrição geral da metodologia

Com base nos levantamentos realizados ao longo deste documento, o presente estudo de caso visa demonstrar como parte dos aperfeiçoamentos metodológicos propostos podem ser aplicados para estimativa de vazões afluentes a usinas hidrelétricas em cenários de mudanças climáticas.

A metodologia proposta consiste em ajustar um modelo hidrológico de transformação chuva-vazão, com forte embasamento físico, utilizar as projeções climáticas como dados de entrada para o modelo hidrológico, que irá converter as projeções de clima em projeções de vazão. Adicionalmente, o modelo hidrológico também é alimentado por cenários de mudança do uso do solo e de usos consuntivos, cujos efeitos são avaliados separadamente e em conjunto com as mudanças climáticas (Figura 26).

Conforme já relatado ao longo deste texto, mudanças climáticas podem modificar a cobertura vegetal e o uso do solo, além de alterar a demanda de água para usos consuntivos. Todas essas modificações geram impactos sobre as vazões das bacias hidrográficas e a dimensão dos impactos depende de processos complexos e inter-relacionados. Todavia, modelar de forma detalhada estes processos foge ao escopo deste trabalho. Por isso, serão considerados cenários de mudanças de uso do solo e de usos consuntivos construídos com base no levantamento bibliográfico analisado neste relatório.

No ajuste do modelo hidrológico é realizada a discretização da bacia hidrográfica de interesse e feito o levantamento das informações físicas e hidrometeorológicas necessárias como dados de entrada para o modelo MGB-IPH. A seguir, é realizada a calibração do modelo hidrológico, para que a transformação chuva-vazão seja a mais próxima possível das vazões observadas. Antes de alimentar o MGB-IPH com as informações provenientes do Eta foi realizada a remoção dos erros existentes no

conjunto de dados, afim de diminuir as incertezas existentes no processo de modelagem. Por fim, foi realizada a simulação hidrológica do período de referência que se estende de 1961 a 1990 e do período futuro de 2019 a 2050. A seguir são apresentados detalhes sobre os diferentes componentes deste processo.

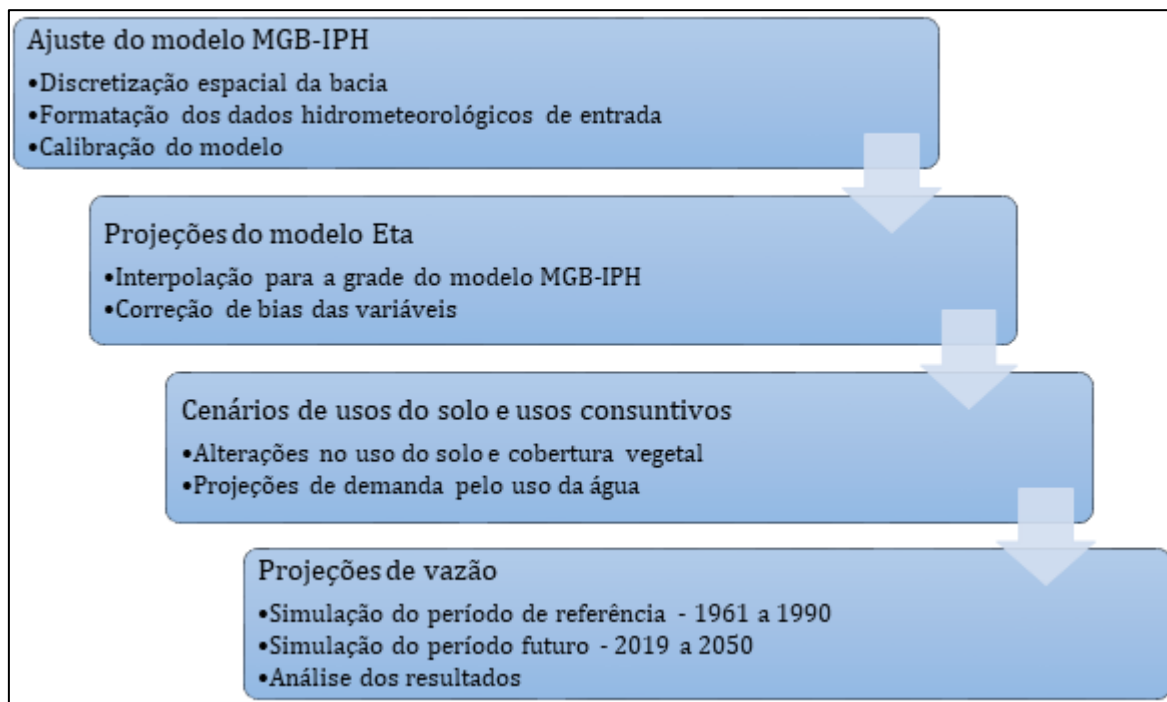


Figura 26 - Metodologia para projeções de vazões para a bacia do rio São Francisco

5.3.2. O modelo hidrológico MGB-IPH

O MGB-IPH (Modelo de Grandes Bacias) é um modelo semi-conceitual distribuído (apresenta uma base física mínima e base conceitual representando a variabilidade espacial das características da bacia), responsável pela simulação do processo de transformação da chuva em vazão em grandes bacias (geralmente maiores do que 10.000 km²). Ele foi criado com o intuito de complementar a modelagem hidrológica no sentido de criar um modelo adequado para grandes bacias, a partir da identificação das variáveis cuja distribuição espacial é relevante e quais destas devem apresentar uma representação física rigorosa, sendo possível a representação de forma conceitual das demais variáveis e processos, fazendo com que a modelagem seja possível (COLLISCHONN, 2001).

Na versão original do modelo, no processo de discretização da área de estudo, a bacia era subdividida em células quadradas (elementos regulares), porém, recentemente essa característica sofreu alterações e, atualmente a bacia é discretizada em unidades irregulares, chamadas minibacias – formadas pela área de drenagem de cada trecho da hidrografia – que são definidas a partir de dados do relevo de um Modelo Digital de Elevação (MDE). Uma opção do modelo é a adoção de uma subdivisão em sub-bacias, que são macro áreas de drenagem que englobam diversas minibacias. Apesar dessa etapa ser opcional, ela facilita consideravelmente o processo de calibração, pois permite a definição de diferentes parâmetros para cada sub-bacia (LIMA; COLLISCHONN; MARENGO, 2014).

As minibacias são então subdivididas em Unidades de Resposta Hidrológica (URH), que são áreas que apresentam comportamento hidrológico similar, baseado nas características físicas do solo (capacidade de armazenamento d'água, profundidade, porosidade, condutividade hidráulica) e da cobertura vegetal (índice de área foliar, interceptação, profundidade das raízes, albedo) (COLLISCHONN et al., 2007). A variabilidade espacial das características físicas de cada minibacia é representada pelas URHs, de respostas hidrológicas distintas que a compõe, permitindo que o modelo compute o balanço vertical de água e determine as parcelas dos escoamentos superficial, subsuperficial e subterrâneo (LIMA; COLLISCHONN; MARENGO, 2014).

As etapas de discretização em minibacias e sub-bacias e a divisão da bacia em URHs são processadas em um programa de sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas (SIG) e é realizada de maneira subjetiva. É importante que essa definição seja feita levando em consideração o fato de que quanto mais classes forem definidas, mais difícil será a calibração do modelo e os parâmetros tornar-se-ão cada vez menos previsíveis. Segundo Silva (2005), com o desenvolvimento de tecnologias SIG foi possível desenvolver, ao longo da última década, diferentes modelos hidrológicos distribuídos, sendo possível incorporar informações espaciais e condições de contorno como topografia, vegetação, uso e tipo de solo, precipitação e evaporação; melhorando significativamente o desempenho desses modelos para grandes áreas.

A Tabela 34 apresenta de maneira resumida as informações elaboradas no SIG necessárias para aplicação do MGB-IPH:

Tabela 34 - Informações espaciais geradas através do SIG.

Fonte: Adaptado de Lima, Collischonn e Marengo (2014).

Informação	Descrição
Modelo Digital de Elevação	Topografia digital da bacia em células quadradas. Comumente utiliza-se a disponibilizada pela Shuttle Radar Topography Mission (SRTM).
Direções de Fluxo	Arquivo em que cada célula quadrada tem um código indicador da direção em que a água escoar naquele local.
Área Acumulada	Arquivo em que o valor de cada célula que compões a bacia corresponde ao número de células localizadas a montante.
Rede de Drenagem	Mapa com a rede de drenagem representada por células quadradas.
Minibacias	Bacia hidrográfica de cada trecho do rio.
Sub-bacias	Unidades maiores do que as minibacias e menores do que a bacia, úteis para a definição de valores de parâmetros e para os procedimentos de calibração.
Unidades de Resposta Hidrológica	Unidades definidas pelo cruzamento de informações de uso do solo, solo e geologia.

Dados relativos às informações hidrológicas e climatológicas devem ser preparados e fornecidos ao modelo pelo usuário. A Tabela 35 sumariza esses dados de entrada:

Tabela 35 - Dados hidrológicos e climatológicos de entrada do modelo MBG-IPH.

Fonte: Collischonn (2001).

Dados de Entrada	Descrição
Dados de Chuva	Precipitação diária em diferentes pontos da bacia hidrográfica em milímetros de chuva.
Dados de Vazão	Informações diárias de vazão provindas de estações fluviométricas na bacia hidrográfica.
Dados de Clima	Médias climáticas mensais dos parâmetros Temperatura, Vento, Umidade Relativa, Insolação e Pressão Atmosférica da região de estudo.

O modelo representa os seguintes processos: balanço de água no solo, evapotranspiração, escoamentos superficial, sub-superficial e subterrâneo na célula e escoamento na rede de drenagem. Segue uma breve descrição dos mesmos, sendo que Collischonn et al. (2007) detalha mais cada processo:

- **Balanço hídrico do solo:** é determinado independentemente para cada URH, a partir das características e parâmetros do mesmo. A URH recebe uma precipitação descontada da interceptação (que depende do tipo da cobertura vegetal); uma fração da precipitação é imediatamente transformada em escoamento superficial, o que depende do armazenamento de água na camada de solo; além disso, o solo é drenado pelo escoamento subterrâneo e subsuperficial e sofre o processo de transpiração, que junto com o a evaporação da água interceptada definem a evapotranspiração; por fim, em algumas situações, o solo pode receber um fluxo de umidade ascendente (Figura 27);

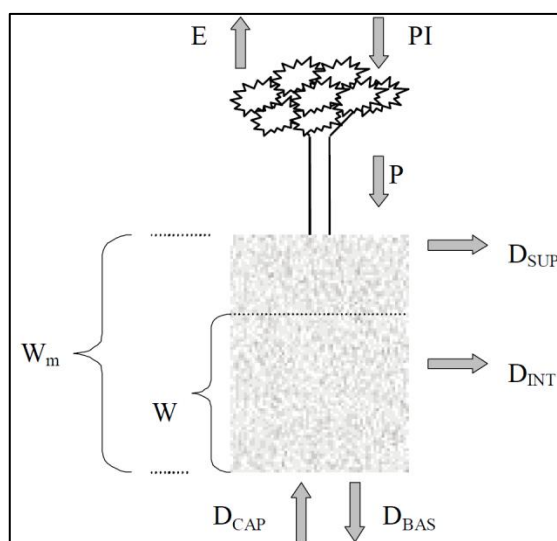


Figura 27 - Balanço hídrico na camada de solo.

Fonte: Collischonn (2001).

- **Evapotranspiração:** o modelo determina a evaporação e transpiração através da equação de Penman-Monteith independentemente para cada URH. A energia disponível para a evapotranspiração é utilizada para evaporar a água

interceptada pela vegetação, que depende da cobertura do solo expressa pelo índice de área foliar (IAF) (Tabela 36) e, da superfície do solo; caso ainda reste energia, ela irá atender o processo de transpiração, que depende da resistência superficial (depende da umidade do solo) e da resistência aerodinâmica (está relacionada com a altura média da vegetação) adequadas para o tipo de cobertura vegetal.

Tabela 36 - IAF de coberturas vegetais.

Fonte: Collischonn (2001).

Tipo de Cobertura	IAF	Fonte
Coníferas	6,0	Bremicker (1998)
Soja irrigada	7,5*	Fontana <i>et al.</i> (1992)
Soja não irrigada	6,0*	Fontana <i>et al.</i> (1992)
Arroz de sequeiro	6,0*	Oliveira e Machado (1999)
Floresta Amazônica	6,0 a 9,6*	Honzák <i>et al.</i> (1996)
Pastagem amazônica (estiagem)	0,5	Roberts <i>et al.</i> (1996)
Pastagem amazônica (época úmida)	3,9	Roberts <i>et al.</i> (1996)
Savana africana (região semi-árida – Sahel)	1,4*	Kabat <i>et al.</i> (1997)
Cerrado (estiagem)	0,4	Miranda <i>et al.</i> (1996)
Cerrado (época úmida)	1,0	Miranda <i>et al.</i> (1996)

* valor máximo durante o ciclo anual

- **Escoamento na célula:** o escoamento é a parcela que deixa a camada do solo em direção a rede de drenagem, porém, não atinge a rede imediatamente, sofrendo amortecimento no interior da célula. Esse efeito é representado pela passagem do escoamento por reservatórios lineares para cada escoamento (superficial, sub-superficial e subterrâneo). Esse é o local onde o escoamento de diferentes URHs se encontram (Figura 28);

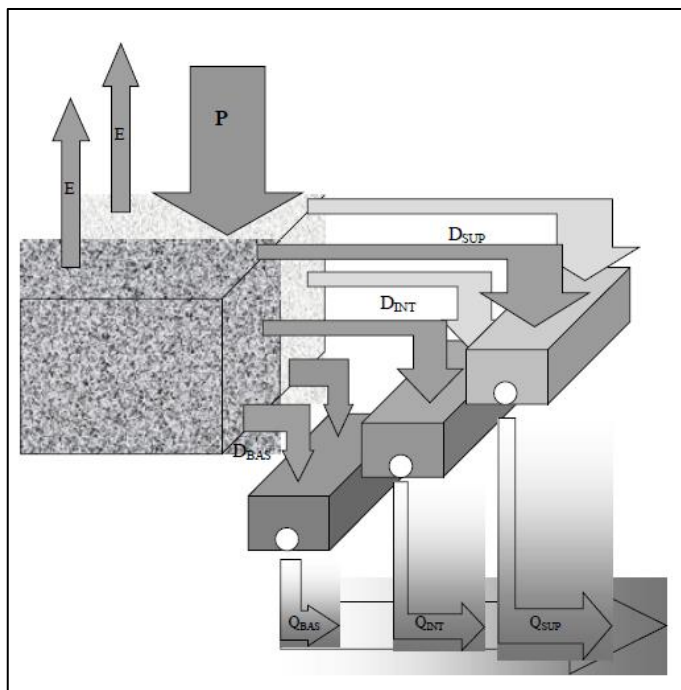


Figura 28 - Esquema de escoamento no interior de uma célula com dois blocos.

Fonte: Collischonn (2001).

- Escoamento na rede de drenagem: a propagação do escoamento nos trechos dos rios é feita a partir do método *Muskingum-Cunge*, que segundo Collischonn (2001):

“... relaciona a vazão de saída de um trecho de rio em um intervalo de tempo qualquer, às vazões de entrada e saída no intervalo de tempo anterior e à vazão de entrada no intervalo atual.”

Os parâmetros do método são determinados com base no comprimento, na declividade, na rugosidade e na largura média de cada trecho de rio.

5.3.3. Ajuste do modelo MGB-IPH à bacia do rio São Francisco

5.3.3.1. *Caracterização da bacia*

A bacia do São Francisco possui uma área de 639.000 km² e seu curso principal tem uma extensão de 2.700 km entre as cabeceiras, na Serra da Canastra, em terras do município de São Roque de Minas (MG) e, a foz, no Oceano Atlântico, entre os estados

de Sergipe e Alagoas. A área da bacia corresponde a aproximadamente 8% do território nacional e abrange parte de seis estados e do distrito federal. Destaca-se, ainda, que a bacia compreende uma parte significativa do Polígono das Secas, que constitui um território reconhecido pela legislação como sujeito a períodos críticos de prolongadas estiagens e situa-se, majoritariamente, na região Nordeste, porém estende-se até o norte de Minas Gerais.

O clima regional apresenta uma variabilidade associada à transição do úmido para o árido, com temperatura média anual variando de 18° a 27°C e, ainda, um baixo índice de nebulosidade e grande incidência de radiação solar. Os fenômenos El Niño e La Niña interferem sensivelmente no clima da região, proporcionando períodos de secas e períodos úmidos com frequência irregular. A precipitação apresenta média anual de 1.036 mm, sendo os mais altos valores na ordem de 1.400 mm – verificados nas nascentes do rio São Francisco e os mais baixos – cerca de 350 mm –, entre Sento Sé (BA) e Paulo Afonso (BA).

A existência de diferentes regimes de precipitação em distintas regiões da bacia indica que mais de um mecanismo dinâmico é responsável pela ocorrência de chuva. Na bacia alta as chuvas de verão acontecem devido à incursão de frentes frias de verão e da presença da Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS), que é mais intensa em dez/jan/fev e, na bacia baixa e litoral a ocorrência de chuva dá-se, principalmente, em razão da presença da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) que nesta época do ano localiza-se mais ao sul, determinando a estação chuvosa nesta região do semiárido assim como no norte do Nordeste. A ação de distúrbios de leste também contribui para esse máximo de chuva.

A evapotranspiração média é de 896 mm/ano, apresentando valores elevados em toda região: entre 1.400 mm (verificada no Sub-médio São Francisco) e 840 mm (no Alto). Os altos valores de evapotranspiração observados na região são função basicamente das elevadas temperaturas, da localização geográfica intertropical e da reduzida nebulosidade na maior parte do ano. A elevada evapotranspiração potencial,

na maioria das vezes não compensada pelas chuvas, faz com sejam observados na região altos valores de déficit hídrico nos solos.

A bacia do rio São Francisco é uma das principais bacias produtoras de energia hidrelétrica no Brasil, correspondendo cerca de 10% da potência instalada no Brasil. (ANEEL, 2012). A bacia conta com importantes usinas como Três Marias, Sobradinho, Itaparica e Xingó. A Tabela 37 apresenta um pequeno resumo das principais características das principais usinas da bacia.

Tabela 37 - Dados básicos das principais usinas hidrelétricas da bacia.

Usina	Rio	Área (km ²)	Vazão Média (m ³ /s)	Potência Instalada (MW)
Queimado	Preto	3.816	56	105
Retiro Baixo	Paraopeba	11.071	158	82
Três Marias	São Francisco	50.785	691	396
Sobradinho	São Francisco	503.964	2.666	1.050
Itaparica	São Francisco	596.522	2.746	1.500
Complexo Paulo Afonso-Moxotó	São Francisco	609.260	2.763	4.281
Xingó	São Francisco	612.193	2.763	3.162

5.3.3.2. Dados hidrológicos

Os dados hidrológicos e meteorológicos necessários para as simulações hidrológicas, incluem dados de vazão, precipitação, temperatura do ar, umidade relativa do ar, velocidade do vento, pressão atmosférica e radiação solar.

Dentre os dados de vazão foram utilizadas as vazões observadas em postos fluviométricos, dados de vazão defluente de aproveitamentos hidrelétricos e dados de vazões naturais nos aproveitamentos hidrelétricos. As séries de vazão observada correspondem a dados medidos diretamente nos postos fluviométricos e apresentam a influência da operação dos reservatórios, já as séries de vazões naturais correspondem a dados que não são medidos diretamente, mas são calculados a partir

dos dados observados e das informações sobre a operação de reservatórios e sobre as retiradas de água para usos consuntivos. As séries de vazão natural correspondem aos dados de vazão que seriam observados nos locais dos barramentos, se não existissem os aproveitamentos hidrelétricos e os usos consuntivos.

Os dados de vazões observadas foram utilizados para a calibração do modelo hidrológico, especialmente em sub-bacias de afluentes ao rio São Francisco, em que não existem aproveitamentos hidrelétricos e, para verificar os resultados em locais diferentes ao longo do rio principal. Para seleção dos postos fluviométricos inicialmente foram identificados 122 postos fluviométricos com dados de vazão na bacia. As séries históricas desses postos, para o período de 1960 a 1990 foram analisadas quanto a disponibilidade de dados consistidos e ocorrência de falhas. Essa verificação mostrou que a partir de 1970 amplia-se o número de postos em operação e grande parte desses postos possuem períodos coincidentes de dados observados. Essa é uma característica que também é observada nos postos pluviométricos e ocorre na maioria das bacias brasileiras. No caso do rio São Francisco, considerou-se ainda que a cheia de 1978/79 constitui um evento de referência na bacia e que ocorreram outras cheias posteriormente.

Para ajuste do modelo hidrológico em postos fluviométricos influenciados pela operação de reservatórios de regularização, localizados na calha principal do rio São Francisco, também foram utilizadas as séries de vazões defluentes dos reservatórios hidrelétricos. Estas séries correspondem à vazão total observada na saída dos aproveitamentos, ou seja, a vazão extravasada pelos vertedores somada com a vazão turbinada. Como o modelo MGB-IPH não possui a simulação de reservatórios, as vazões defluentes são usadas para substituir as vazões calculadas imediatamente a jusante do reservatório. Entretanto, ressalta-se que este é um procedimento necessário somente para a fase de calibração do modelo, após o qual estará apto a simular as vazões naturais.

Para seleção dos postos pluviométricos adotou-se um procedimento análogo aos fluviométricos. Inicialmente foram identificados 350 postos com dados, pertencentes

à rede pluviométrica da ANA, dentro dos limites da bacia. Verificou-se que 122 postos possuem séries com falhas excessivas no período de análise e foram descartados. Portanto, resultaram 228 postos pluviométricos usados no ajuste do modelo hidrológico.

Para complementar os dados pluviométricos na bacia, foram obtidos dados de precipitação de 26 estações meteorológicas com valores de normais climatológica de 1961 a 1990. Além de informações de precipitação, as estações meteorológicas possuem registros de variáveis como temperatura, umidade relativa, velocidade do vento, pressão atmosférica e, radiação solar ou insolação.

A Figura 29 ilustra a localização e a distribuição destes postos na proximidade da bacia do rio São Francisco. Nota-se que a maioria dos postos pluviométricos e climáticos estão concentrados na parte mais alta da bacia, devido a importância do relevo na precipitação.

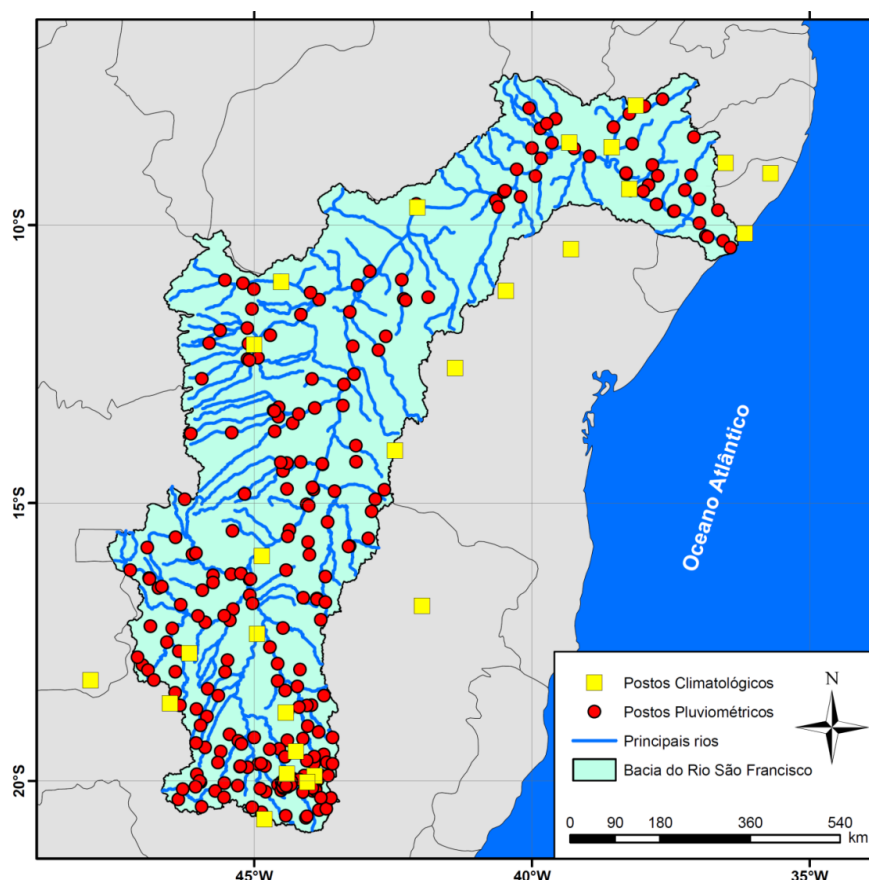


Figura 29 - Postos pluviométricos e climatológicos da bacia do rio São Francisco.

5.3.3.3. Discretização da bacia hidrográfica

Adotou-se a discretização da bacia de acordo com Silva (2005), de forma que a região do alto São Francisco e as bacias dos rios Paracatu e Urucuia foram discretizadas em células de 0,1 por 0,1 grau (aproximadamente 10 por 10 km), pois são responsáveis por cerca de 70% da vazão total gerada na bacia. O restante da bacia foi discretizada em células 0,2 por 0,2 grau (aproximadamente 20 por 20 km), porque representam uma área bem maior do que a primeira e possuem uma produção hídrica bem menor e, portanto, uma resolução menor (0,2 por 0,2 grau) não implica em perdas de qualidade na resposta do modelo.

A discretização da bacia do rio São Francisco resultou em um total 2.502 células, sendo 1.567 células com resolução de 0,1 grau (cerca de 10 x 10 km) na parte alta da bacia e 935 células com resolução 0,2 grau (cerca de 20 x 20 km) na parte baixa da bacia.

A Figura 30 apresenta a rede de drenagem topológica obtida para toda a bacia do rio São Francisco. Nesta figura, a rede de drenagem está definida pelas linhas de cor preta e os pontos pretos são postos fluviométricos utilizados como referência para cálculo das áreas de drenagem. As áreas com cores diferentes representam as bacias controladas por cada um dos postos definidos (sub-bacias) para serem utilizados no processo de calibração e verificação do modelo hidrológico. No final a bacia foi dividida em 27 sub-bacias. Ressalta-se que, por ser um modelo distribuído, podem ser obtidas as vazões simuladas para qualquer das 2.502 células da bacia e, não somente nos postos de calibração do modelo.

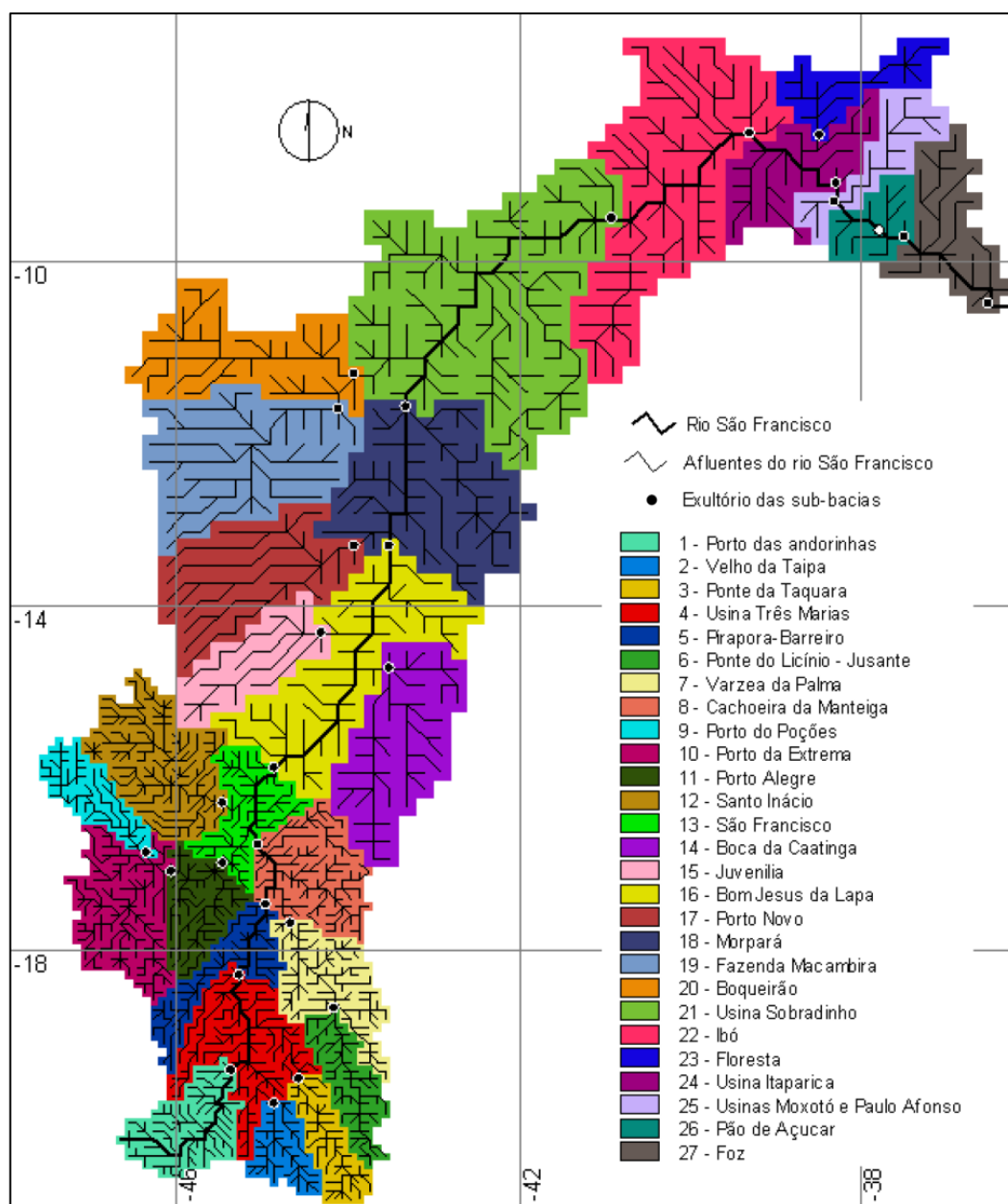


Figura 30 - Discretização e rede de drenagem obtida para a bacia do rio São Francisco e sub-bacias selecionadas para ajuste do modelo hidrológico.

Fonte: Silva (2005).

5.3.4. Calibração do modelo hidrológico

Os dados observados selecionados na bacia do rio São Francisco estendem-se de 1960 até 1997. Selecionou-se o período de 1970 a 1979 para a calibração do modelo hidrológico. A escolha desse período deve-se ao fato de abranger anos com vazões

elevadas, como em 1979, anos secos, como 1971 e 1976, além de anos com condições intermediárias de vazão. Com 10 anos de dados é possível realizar uma boa calibração do modelo, uma vez que é suficiente para abranger diferentes condições de vazão. A verificação do ajuste foi realizada no período restante entre 1961 e 1990, correspondente ao período de referência nas projeções dos modelos climáticos.

A calibração foi realizada utilizando-se dados diários de chuva e vazão. Os parâmetros do modelo foram determinados pela metodologia de calibração automática multi-objetivo, com base na técnica de *algoritmos genéticos*, descrita por Collischonn (2001). Para avaliação da qualidade do ajuste foram consideradas as seguintes funções objetivo (Equação 18, Equação 19 e Equação 20):

- i. Coeficiente de Nash-Sutcliffe das vazões diárias

$$NS = 1 - \frac{\sum_{t=1}^n (Q_{obs} - Q_{cal})^2}{\sum_{t=1}^n (Q_{obs} - \overline{Q_{obs}})^2} \quad \text{Equação 18}$$

- ii. Coeficiente de Nash-Sutcliffe dos logaritmos das vazões diárias

$$NS_{log} = 1 - \frac{\sum_{t=1}^n (\log Q_{obs} - \log Q_{cal})^2}{\sum_{t=1}^n (\log Q_{obs} - \overline{\log Q_{obs}})^2} \quad \text{Equação 19}$$

- iii. Erro relativo de volume baseado na integração das vazões diárias

$$\Delta V = \frac{\sum_{t=1}^n (Q_{cal}) - \sum_{t=1}^n (Q_{obs})}{\sum_{t=1}^n (Q_{obs})} \quad \text{Equação 20}$$

Em que: t indica o intervalo de tempo; n é o número de intervalos de tempo; V é o volume; ΔV é o erro relativo adimensional deste volume; Q_{cal} é a vazão calculada no posto; Q_{obs} é a vazão observada; e $\overline{Q_{obs}}$ é a média das vazões observadas.

Na Tabela 38 é apresentado o resumo dos valores das funções objetivo nas diferentes sub-bacias do modelo hidrológico, para o período de calibração. De maneira geral,

observa-se que o ajuste do modelo é muito bom na grande maioria das sub-bacias. Para os locais das usinas hidrelétricas o modelo apresenta excelentes estatísticas de ajuste, com coeficientes de Nash e Nash dos logaritmos acima de 0,9 na maioria dos casos. A única exceção é a Usina Hidrelétrica (UHE) Queimado, que apresenta valores abaixo de 0,7, devido a sua pequena área de drenagem, situação na qual o modelo MGB-IPH apresenta maiores dificuldades de ajuste. O modelo MGB-IPH foi desenvolvido para bacias com área de drenagem a partir de 10.000 km². Embora possa se ajustar bem a bacias de área menor, o resultado deverá ser inferior, como no caso da UHE Queimado, que possui área com cerca de 3.800 km².

Tabela 38 - Valores das funções objetivo obtidos na calibração do modelo MGB-IPH para a bacia do rio São Francisco no período de 01/01/1970 a 31/12/1979.

Sub-bacia	NS	NS _{log}	ΔV (%)
Porto Andorinhas	0,849	0,868	14,50
Velho da Taipa	0,760	0,761	14,73
Ponte da Taquara	0,835	0,755	17,25
UHE Três Marias	0,899	0,824	9,30
Ponte do Licínio	0,698	0,690	28,37
Várzea da Palma	0,894	0,840	12,44
Cachoeira da Manteiga	0,621	0,665	7,83
Porto dos Poções	0,900	0,871	1,87
Porto da Extrema	0,912	0,892	-2,49
Porto Alegre	0,940	0,878	5,72
Santo Inácio	0,870	0,857	8,87
São Francisco	0,939	0,891	8,88
Juvenília	0,840	0,808	-4,96
Bom Jesus da Lapa	0,912	0,868	9,06
Morpará	0,890	0,762	-1,51
UHE Sobradinho	0,966	0,943	6,05
UHE Itaparica	0,961	0,927	8,10
Paulo Afonso – Moxotó	0,961	0,923	8,14
UHE Queimado	0,679	0,436	17,89
UHE Xingó	0,961	0,923	8,25

Na Figura 31 são apresentadas as vazões mensais observadas (naturais) e simuladas para a UHE Três Marias. Nessa figura, observa-se que o modelo representou bem às variações entre anos mais secos e úmidos. Apesar de subestimativas dos picos mais elevados, o desempenho pode ser considerado bastante satisfatório para os objetivos das análises a serem desenvolvidas.

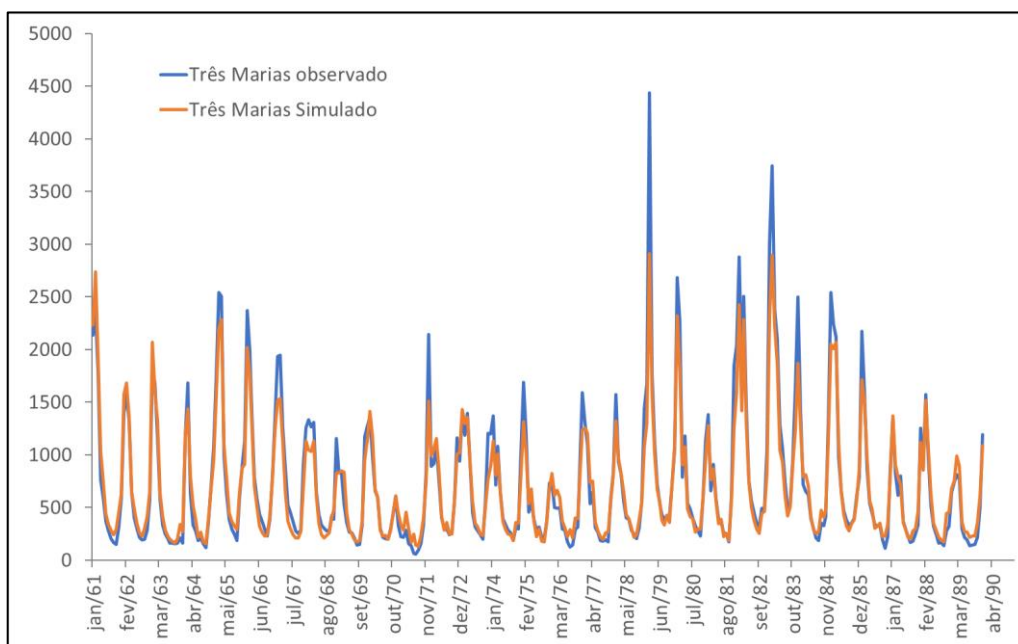


Figura 31 - Hidrogramas calculados e observados nas sub-bacias afluentes a usina de Três Marias, para os períodos de calibração e verificação (1961 a 1990).

Na Figura 32 são apresentados os mesmos resultados para a UHE Sobradinho, cujas vazões apresentam comportamento semelhante a Três Marias, mas com uma melhor representação dos picos de vazão. Para as usinas Itaparica, complexo Paulo Afonso-Moxotó e Xingó, os resultados são muito semelhantes aos de Sobradinho, uma vez que as vazões incrementais são pouco significantes ao longo do trecho.

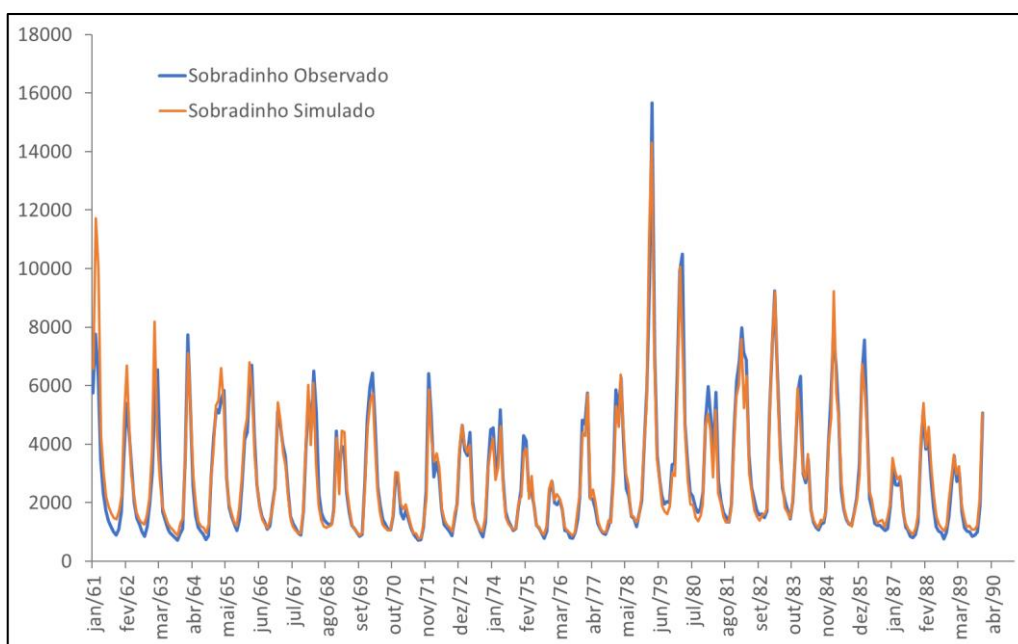


Figura 32 - Hidrogramas calculados e observados nas sub-bacias afluentes a usina de Sobradinho, para os períodos de calibração e verificação (1961 a 1990).

5.3.5. Verificação das simulações de vazões com base nas simulações climáticas para o período de referência (1961 a 1990)

Da Figura 33 à Figura 36 são apresentadas as vazões naturais afluentes simuladas para as usinas hidrelétricas de Três Marias e Sobradinho, para o período de 1961 a 1990. As vazões simuladas foram geradas alimentando-se o modelo MGB-IPH com as simulações dos modelos Eta-MIROC e Eta-HadGEM, após a correção de vieses. Em comparação com as vazões naturais observadas, verifica-se que o comportamento é bastante semelhante, em termos de valor médio e variabilidade interanual. Em alguns anos as vazões são de valores muito semelhantes, mas isso ocorre somente por coincidência. As simulações não irão representar anos específicos, como a grande cheia de 1979 na bacia do rio São Francisco, conforme se observa nos resultados apresentados.

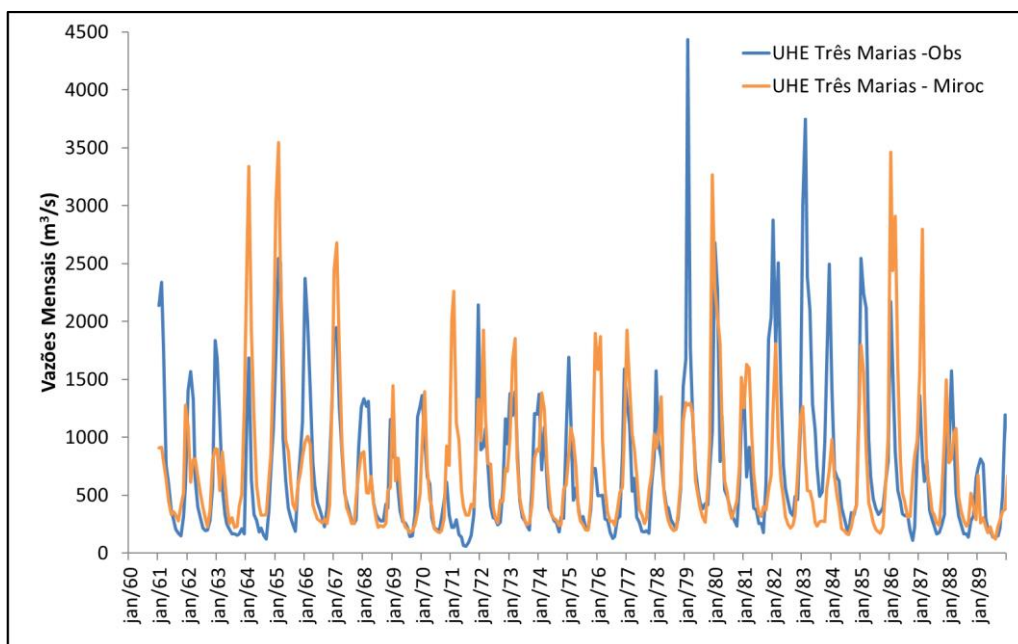


Figura 33 - Simulações de vazões mensais para a UHE Três Marias para o período de referência (1961 a 1990), com base nas simulações do modelo Eta-MIROC.

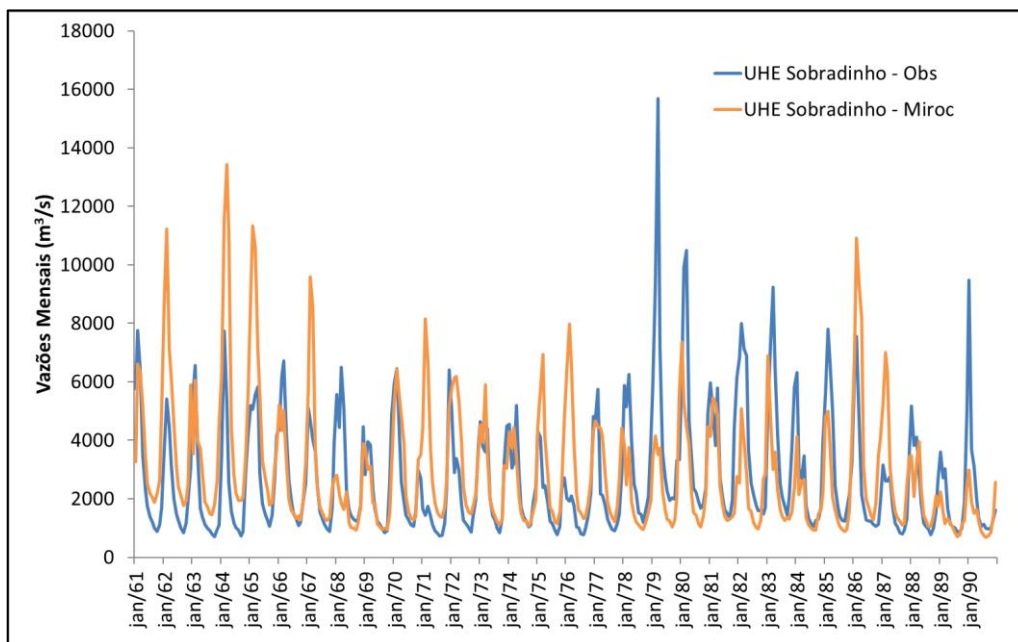


Figura 34 - Simulações de vazões mensais para a UHE Sobradinho para o período de referência (1961 a 1990), com base nas simulações do modelo Eta-MIROC.

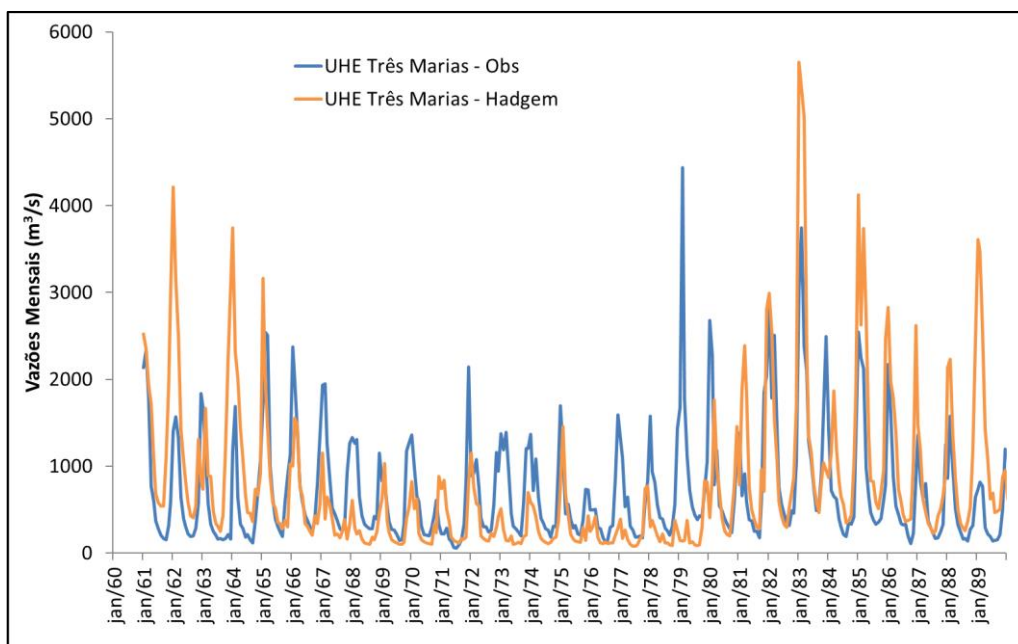


Figura 35 - Simulações de vazões mensais para a UHE Três Marias para o período de referência (1961 a 1990), com base nas simulações do modelo Eta-HadGEM.

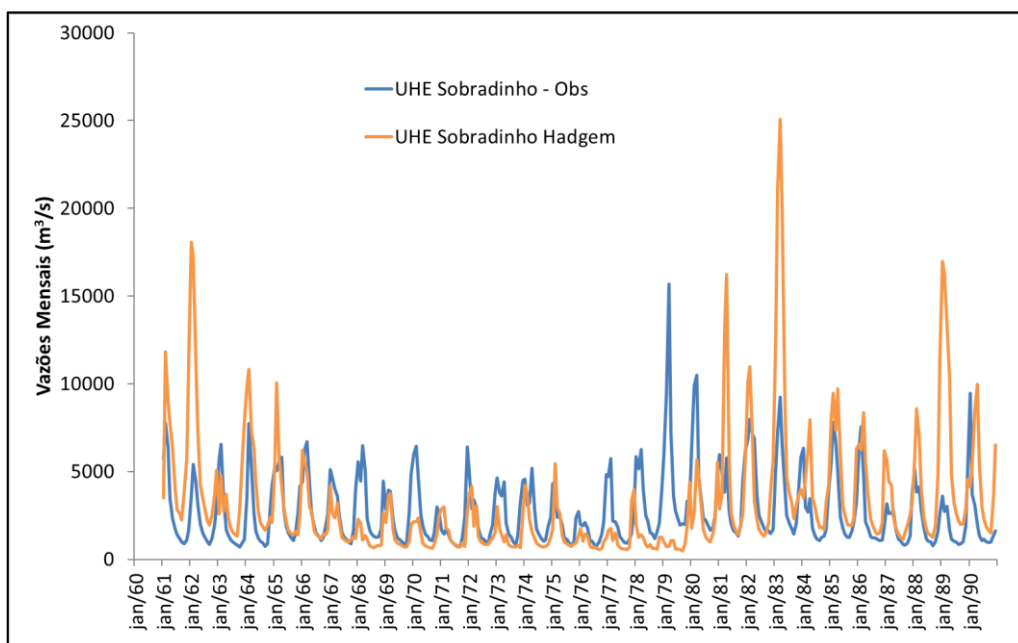


Figura 36 - Simulações de vazões mensais para a UHE Sobradinho para o período de referência (1961 a 1990), com base nas simulações do modelo Eta-HadGEM.

Para verificação das simulações deve-se analisar o comportamento médio das vazões geradas e a sua frequência de ocorrência no período analisado. Por isso, na Figura 37 são apresentadas as vazões médias mensais do período 1961 a 1990, observadas e simuladas pelos modelos. Novamente, nota-se que o comportamento médio de ambos os modelos é muito semelhante ao observado, indicando que ambos os modelos foram capazes de representar a sazonalidade anual da bacia do rio São Francisco. Observa-se também que as maiores diferenças, entre as vazões observadas e as simuladas, ocorrem nos meses do período chuvoso, entre dezembro e março. Para ambos os modelos, Eta-MIROC e Eta-HadGEM, as vazões médias históricas apresentaram tendência de superestimativa. Porém, este é um resultado que pode ser considerado suficiente para confirmar a adequação dos modelos.

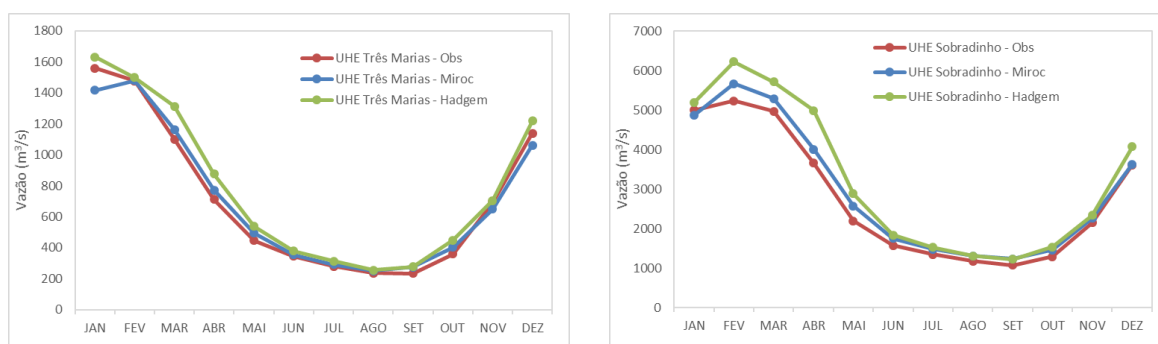


Figura 37 - Simulações de vazões médias para as UHEs Três Marias e Sobradinho no período de referência (1961 a 1990), com base nas simulações do modelo Eta-MIROC e Eta-HadGEM.

Na Figura 38 são apresentadas as curvas de permanência das vazões, nas quais também se confirma a tendência dos modelos em superestimar as maiores vazões, com permanência até 20%.

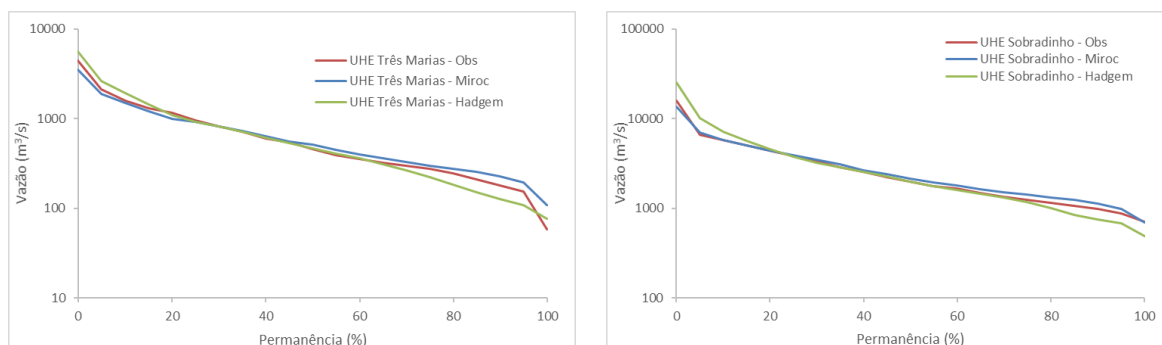


Figura 38 - Curvas de permanência para as simulações de vazões mensais para as UHEs Três Marias e Sobradinho no período de referência (1961 a 1990), com base nas simulações do modelo Eta-MIROC e Eta-HadGEM.

Devido às diferenças observadas no comportamento médio das simulações, a análise das projeções para os períodos futuros é realizada separadamente para cada um dos modelos. Ou seja, comparam-se as vazões futuras de cada modelo com as suas respectivas vazões geradas no período de referência (1961 a 1990). Dessa forma, não se comparam as projeções com as vazões observadas e busca-se avaliar a tendência projetada pelo modelo no futuro em comparação com as vazões geradas pelo modelo no passado.

5.3.6. Projeções de vazões para o período futuro (2019 a 2050) com base nas projeções climáticas

No estudo de caso apresentado a seguir, as vazões em cenários climáticos futuros foram geradas alimentando-se o modelo MGB-IPH com as projeções do modelo Eta aninhados aos Modelos Climáticos Globais (MCGs) MIROC5 e HadGEM2-ES considerando os cenários de concentração dos GEE RCP4.5 (intermediário) e o RCP8.5 (pessimista). Resultando então em 4 projeções: Eta-HadGEM 4.5, Eta-HadGEM 8.5, Eta-MIROC 4.5 e Eta-MIROC 8.5.

Assim como mencionado no Produto 3 (Modelagem Climática para a Geração Elétrica), características dos MCGs são transferidas para as projeções dos Modelos Climáticos Regionais (MCRs), uma vez que eles servem de condições iniciais e de contorno para os MCRs. É importante enfatizar também que projeções realizadas com

o mesmo cenário de concentração, a partir de diferentes modelos, podem produzir resultados distintos, uma vez que os modelos apresentam características estruturais diferentes. Chou et al. (2016) demonstra que as projeções realizadas a partir do modelo Eta aninhando ao HadGEM2-ES é mais sensível ao aumento GEE em comparação com o Eta aninhando ao MIROC5, ou seja, apresenta uma sensibilidade climática maior. No período de verão austral, por exemplo, projeções do futuro próximo (2011-2040) para o continente sul-americano demonstraram que o Eta-MIROC atinge um aquecimento de cerca de 1,5°C a 2°C, enquanto que o Eta-HadGEM atinge aumentos de até 4°C. Em vista das tendências climáticas supracitadas, é de grande importância que se trabalhe com os dois modelos climáticos (Eta-HadGEM/Eta-MIROC) para que as avaliações abranjam um leque maior de possibilidades futuras. Conforme identificado para projeções da temperatura do ar, pode-se notar também que em alguns dos resultados aqui expostos apresentam diferenças significativas entre as projeções dos modelos Eta-HadGEM e Eta-MIROC considerando o mesmo cenário RCP.

Nos itens a seguir são apresentados os resultados de projeções de vazões para o período de 2019 a 2050, gerados pelo modelo MGB-IPH e utilizando as projeções climáticas do modelo Eta como dados de entrada.

5.3.6.1. Projeções do modelo Eta-HadGEM-MGB

Na Figura 39 são apresentadas as vazões mensais observadas (1961 a 2018) e as projeções geradas para o período 2019 a 2050, com base no modelo Eta-HadGEM RCP4.5, para a UHE Três Marias. Nota-se que os resultados indicam que o recente período de vazões extremamente baixas na bacia poderá se prolongar até próximo de 2030. Posteriormente, as vazões voltam a condições mais próximas dos padrões da série histórica. Este resultado é muito semelhante ao obtido para a usina de Sobradinho, conforme apresentado na Figura 40.

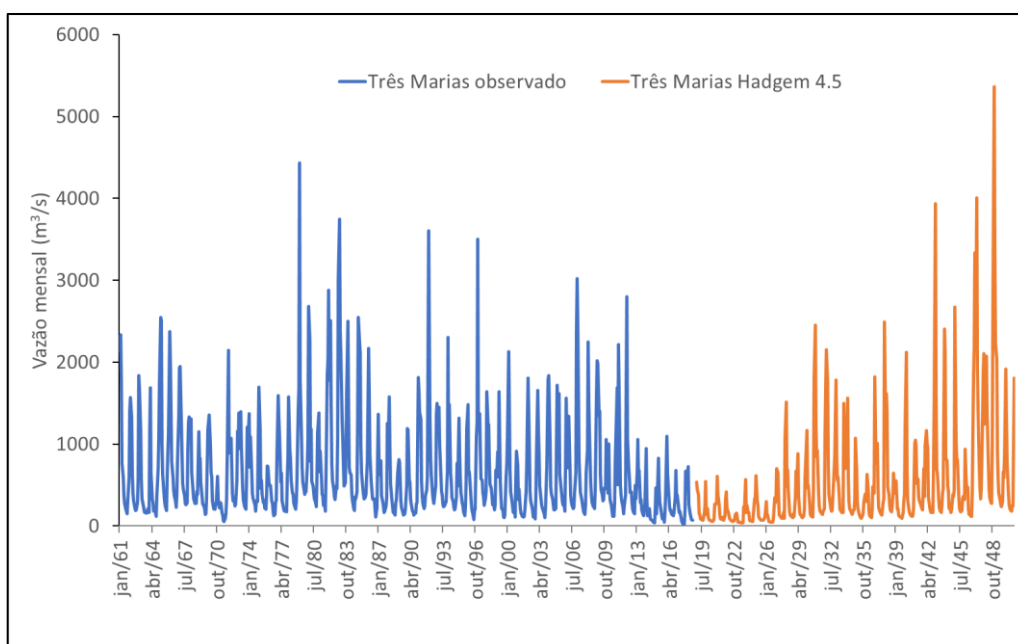


Figura 39 - Vazões observadas e projeções de vazões mensais para a UHE Três Marias. Período futuro (2019 a 2050), com base nas projeções do modelo Eta-HadGEM 4.5.

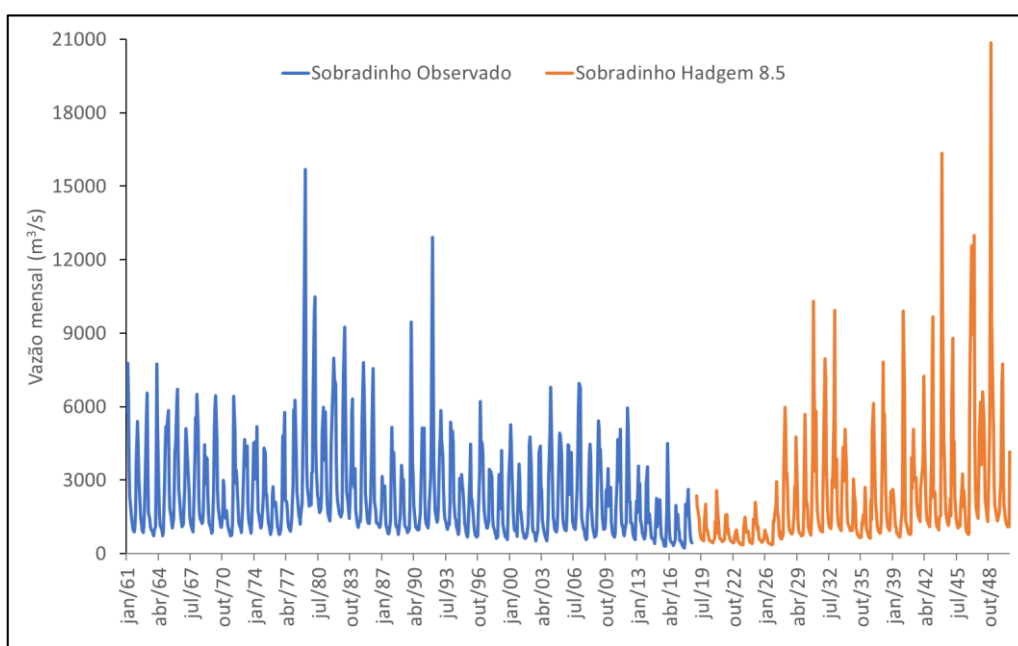


Figura 40 - Vazões observadas e projeções de vazões mensais para a UHE Sobradinho. Período futuro (2019 a 2050), com base nas projeções do modelo Eta-HadGEM 8.5.

Em termos médios do período, na Figura 41 verifica-se que os dois cenários do modelo Eta-HadGEM apresentam resultados distintos em relação à sazonalidade das vazões ao longo do ano. Para o cenário RCP4.5, as vazões deverão ser muito parecidas com as registradas no período de referência (1960-1990), com leve aumento nas vazões do período chuvoso e leve redução nos meses de estiagem. Já o cenário RCP8.5 indica redução nas vazões médias em todos os meses. Em valores absolutos, as maiores diferenças são apontadas entre os meses de janeiro a abril. Apesar das diferenças, não se observam mudanças no padrão de variabilidade ao longo do ano.

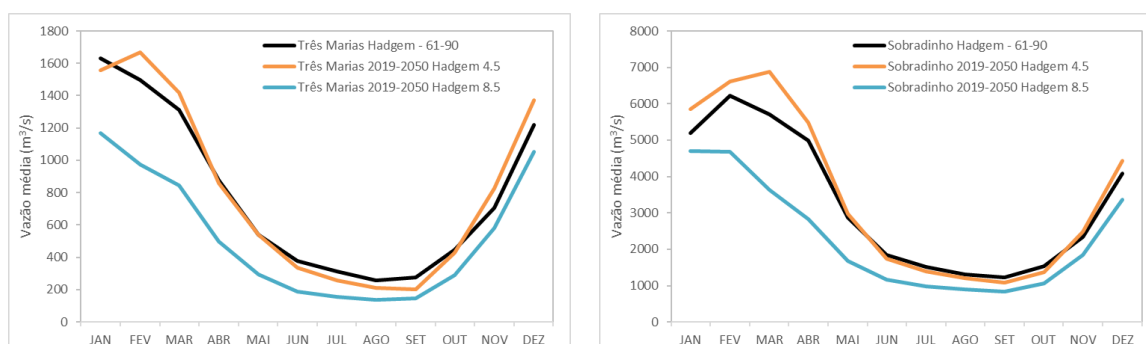


Figura 41 - Projeções de vazões médias para as UHEs Três Marias e Sobradinho nos períodos de referência (1961 a 1990) e futuro (2019-2050), com base nas projeções do modelo Eta-HadGEM 4.5 e 8.5.

Em termos de frequência de ocorrência, na Figura 42 são apresentadas as curvas de permanência do período futuro, em comparação com o período de referência. Pelos gráficos, observa-se no cenário RCP4.5 praticamente não há indicação de alterações, tal como observado nos valores médios, enquanto que para o cenário RCP8.5, as vazões são menores para todas as permanências. Destaca-se porém, de acordo com a Figura 39 e a Figura 40, que as vazões projetadas alternam períodos de baixa e alta hidrologia.

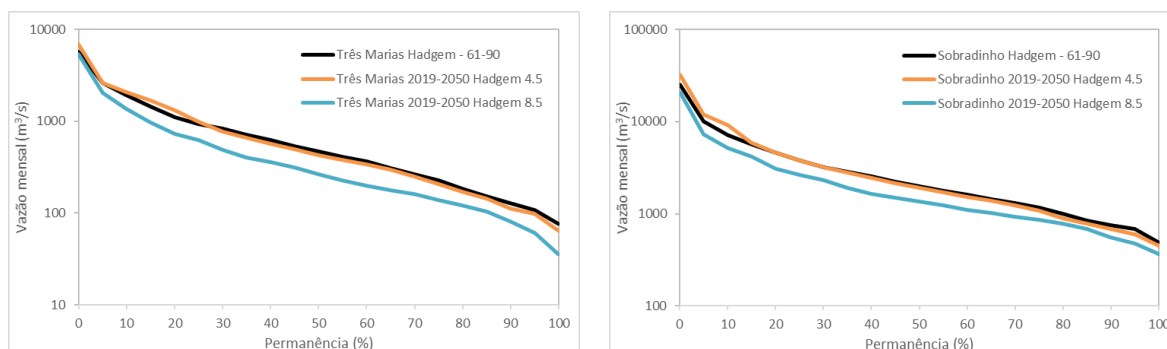


Figura 42 - Curvas de permanência para as projeções de vazões mensais para as UHes Três Marias e Sobradinho no período de referência (1961 a 1990), com base nas projeções do modelo Eta-HadGEM 4.5 e 8.5.

5.3.6.2. Projeções do modelo Eta-MIROC-MGB

Para as projeções geradas com base no modelo Eta-MIROC, período 2019 a 2050, os resultados são apresentados na Figura 43, para a usina de Três Marias e, na Figura 44, para a usina de Sobradinho. Nota-se uma diferença importante em relação às projeções do modelo Eta-HadGEM, pois há uma indicação de as vazões serão normais até aproximadamente 2024. Entretanto, no período seguinte, até próximo de 1942, poderá ser marcado por vazões extremamente baixas.

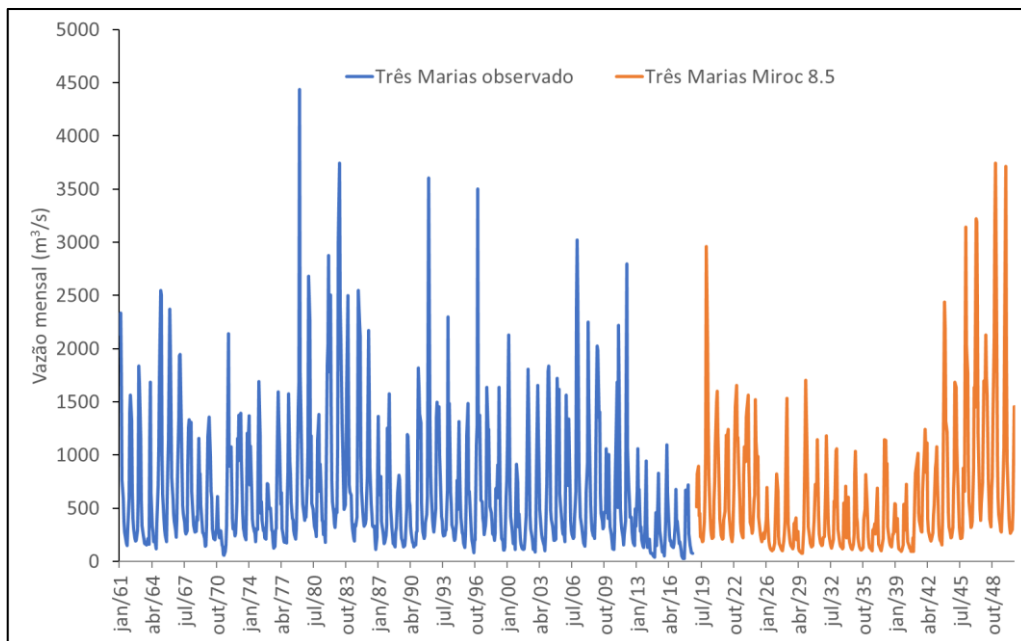


Figura 43 – Vazões observadas e projeções de vazões mensais para a UHE Três Marias. Período futuro (2019 a 2050), com base nas projeções do modelo Eta-MIROC 8.5.

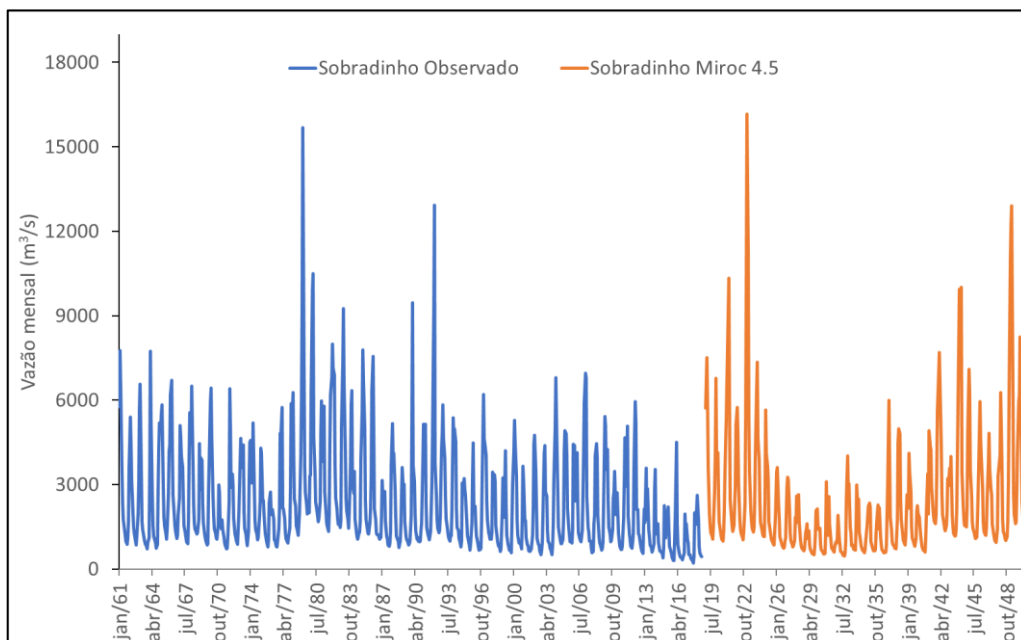


Figura 44 – Vazões observadas e projeções para a UHE Sobradinho. Período futuro (2011 a 20150), com base nas projeções do modelo Eta-MIROC 4.5.

Em relação à sazonalidade, pela Figura 45 observa-se que a variabilidade é mantida ao longo do ano, mas ambos os cenários indicam tendência de redução nas vazões em todos os meses, quando se comparam os resultados do período de referência.

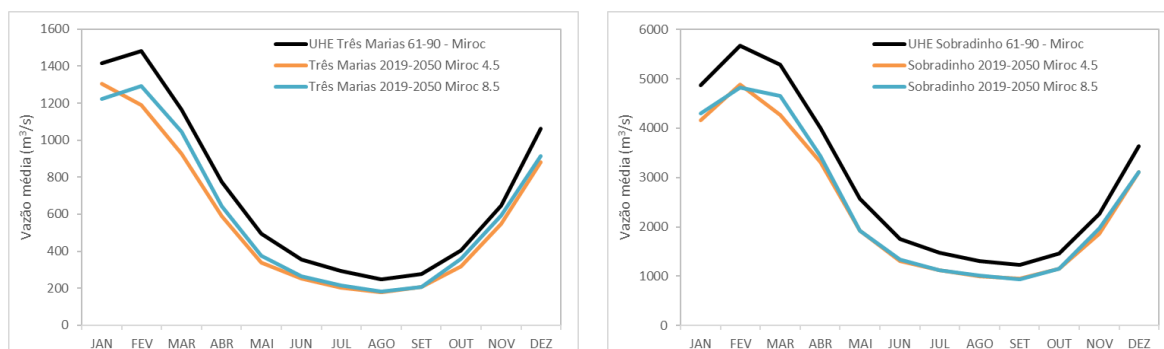


Figura 45 - Projeções de vazões médias para as UHEs Três Marias e Sobradinho nos períodos de referência (1961 a 1990) e futuro (10-50), com base nas projeções do modelo Eta-MIROC 4.5 8.5.

Na Figura 46 são apresentadas as curvas de permanência das vazões geradas com base no modelo Eta-MIROC. Os valores futuros são menores em quase todas as permanências, com exceção das maiores vazões, abaixo de 5%, indicando tendência de aumento nas vazões máximas na bacia e redução nas mínimas.

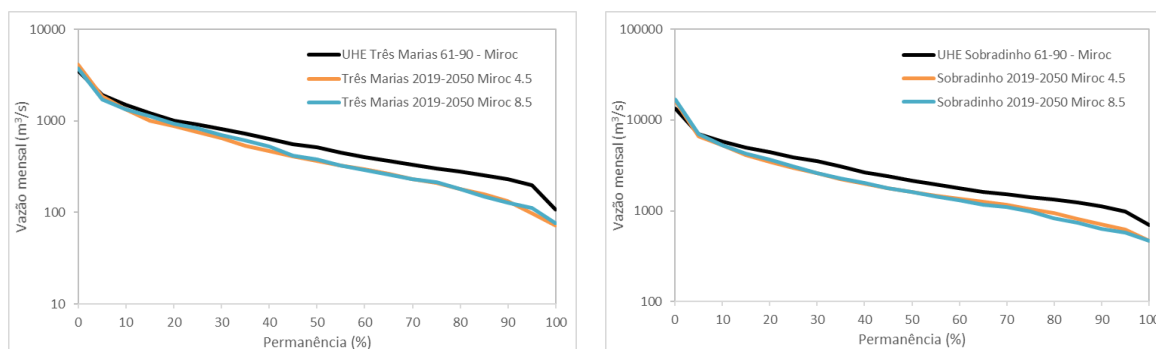


Figura 46 - Curvas de permanência para as projeções de vazões mensais para as UHEs Três Marias e Sobradinho no período de referência (1961 a 1990), com base nas projeções do modelo Eta-MIROC 4.5 e 8.5.

5.3.6.3. *Análise conjunta entre as projeções dos modelos Eta-HadGEM e Eta-MIROC*

Neste item, bem como nos seguintes, são apresentadas análises conjuntas dos impactos de diferentes modelos e cenários, sobre as vazões da bacia hidrográfica do rio São Francisco. Sobre esses resultados, ressalta-se que possuem caráter preliminar e visam demonstrar a viabilidade do processo metodológico proposto. Os processos e modelos envolvidos nessas simulações apresentam elevada complexidade, são interdependentes, altamente não-lineares e envolvem múltiplas escalas espaciais e temporais. Processar e compatibilizar os dados e modelos envolvidos, gerando simulações integralizadas, ainda é um desafio importante quando se analisam impactos de projeções de mudanças climáticas.

Para este trabalho foram utilizados, sempre que possível, dados oficiais de instituições de reconhecida referência em suas referidas áreas, como INPE, ANA, EMBRAPA, ONS, MMA, MME, dentre outros. Em relação aos modelos, também buscou-se utilizar aqueles que já foram comprovadamente testados e representam o estado da arte atual em modelagem atmosférica e hidrológica, como o Eta e o MGB-IPH. Apesar disso, estudos mais detalhados e completos são necessários, principalmente em relação às estimativas de usos consuntivos e uso do solo. As simulações aqui apresentadas devem, portanto, serem analisadas apenas como um exemplo da proposta metodológica sugerida.

Na Figura 47 são apresentadas as variações de vazão média mensal para os cenários analisados na usina de Três Marias. Nota-se que três dos cenários apresentam comportamentos semelhantes, com redução nas vazões médias. As reduções oscilam entre 10 e 30%, mas podem passar de 30% nos meses de estiagem, como no caso do modelo Eta-HadGEM 8.5. O único modelo que apresenta resultado distinto é o Eta-HadGEM 4.5, que indica aumento nas vazões nos meses do período chuvoso.

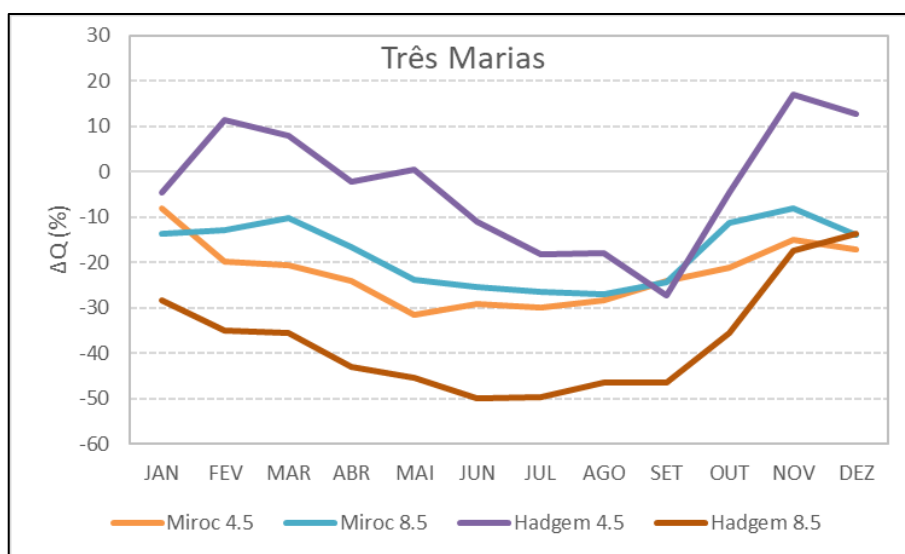


Figura 47 - Variação das vazões médias na usina de Três Marias, entre o período de referência (1961 a 1990) e o período futuro (2019 a 2050).

No caso da usina de Sobradinho (Figura 48), os resultados são semelhantes aos de Três Marias, com três dos quatro modelos indicando redução nas vazões, sendo percentualmente maiores nos meses de estiagem. Novamente, o único modelo destoante é o Eta-HadGEM, que indica aumento nos meses chuvosos.

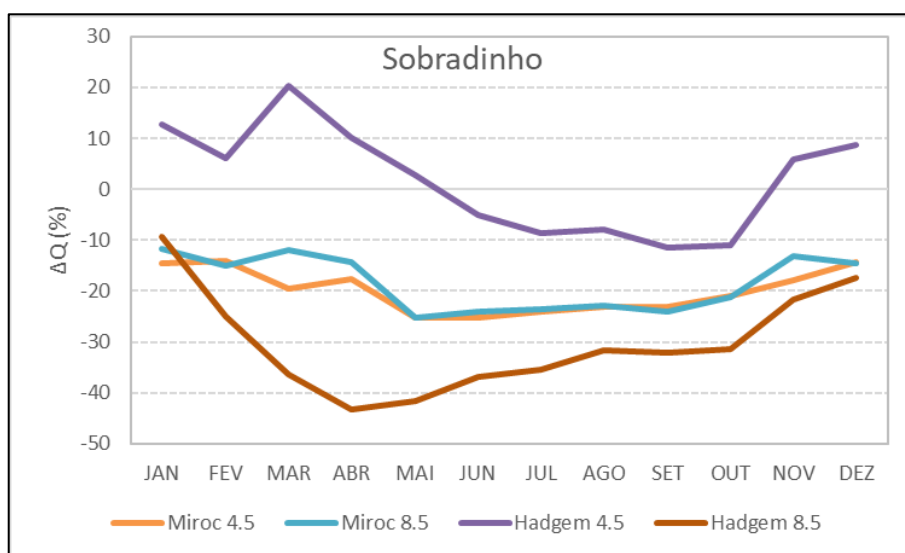


Figura 48 - Variação das vazões médias na usina de Sobradinho, entre o período de referência (1961 a 1990) e o período futuro (2019 a 2050).

Na Figura 49 e Figura 50 são apresentadas as variações nas vazões de referência para os valores extremos da curva de permanência e a vazão média, nas usinas de Três Marias e Sobradinho, respectivamente. Verifica-se que a vazão mais impactada é a Q95, que representa as vazões mínimas da série histórica. Nos modelos com tendência de redução, os valores ultrapassam 40% em ambas as usinas. Em relação às vazões médias, as reduções estão entre 10 e 30%, exceção ao modelo Eta-HadGEM 4.5.

Em relação às maiores vazões (Q5), não há uma tendência clara, com alguns resultados sugerindo a possibilidade de aumentos e outros com reduções dessas vazões. Dessa forma, nota-se que os modelos indicam que no período futuro, entre 2019 e 2050, haverá uma tendência de ampliação dos extremos, com possibilidade de cheias maiores e, mais provavelmente estiagens mais intensas.

Comparando-se os resultados entre as usinas de Três Marias e Sobradinho, é possível observar algumas diferenças nos resultados. Em Três Marias a magnitude das reduções são maiores do que em Sobradinho, para a maioria dos modelos. Nos resultados utilizando o modelo Eta-HadGEM 4.5 nas vazões média e Q5, há uma indicação de aumento para Sobradinho, enquanto que para Três Marias, o mesmo modelo não indica alteração.

Essas diferenças ocorrem por dois motivos principais. Primeiro porque a bacia do rio São Francisco possui um formato alongado e as duas usinas estão localizadas a uma grande distância uma da outra. A usina de Três Marias localiza-se dentro da região Sudeste, na região central de Minas Gerais e, Sobradinho, na região Nordeste, dentro de uma região de clima semiárido. As alterações climáticas dos modelos apresentam diferenças entre essas regiões, conduzindo a impactos de diferentes nas vazões das duas usinas. Um segundo fator que explica essa diferença diz respeito à forte não-linearidade dos processos de transformação da chuva em vazão. Uma redução de 10% na precipitação sobre uma bacia não implica que irá resultar em uma diminuição de 10%, podendo ser maior ou menor do que esse valor (TUCCI, 2002). Os fatores que influenciam na magnitude do impacto sobre as vazões são o uso e cobertura do solo e

as características do solo, conforme demonstrado em trabalhos como de Tucci (2002). No caso da bacia do rio São Francisco, há uma grande variabilidade das características físicas ao longo do território, tanto na cobertura como nos tipos de solo. Por esse motivo, uma mesma mudança na chuva irá resultar em diferentes modificações na vazão, dependendo da localização da usina hidrelétrica.

Em razão desses fatores, recomenda-se que os modelos hidrológicos, para avaliação de impactos de mudanças climáticas nas vazões, sejam do tipo distribuído e com forte embasamento físico, para que a variabilidade espacial das características físicas da bacia e das projeções climáticas sejam adequadamente representadas no processo de transformação da chuva em vazão.

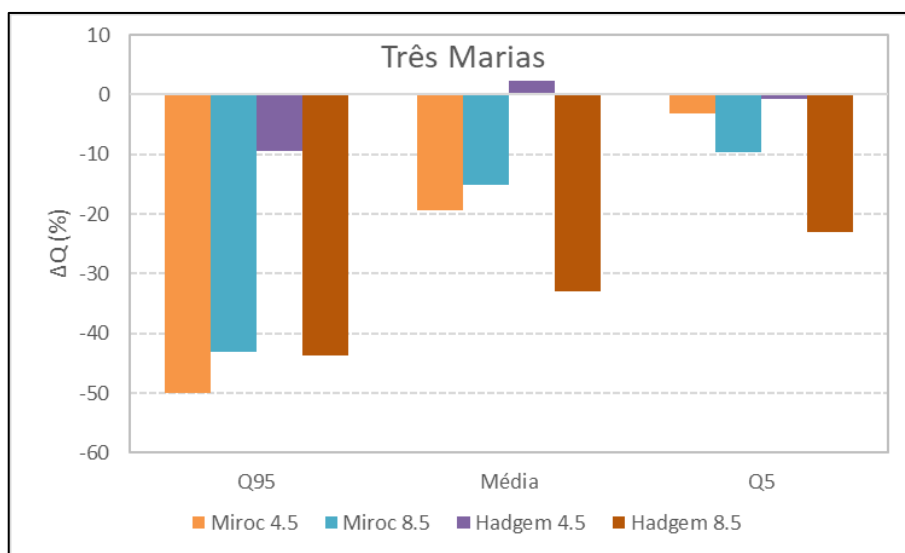


Figura 49 - Variação nas vazões de referência da usina de Três Marias, entre o período de referência (1961 a 1990) e o período futuro (2019 a 2050).

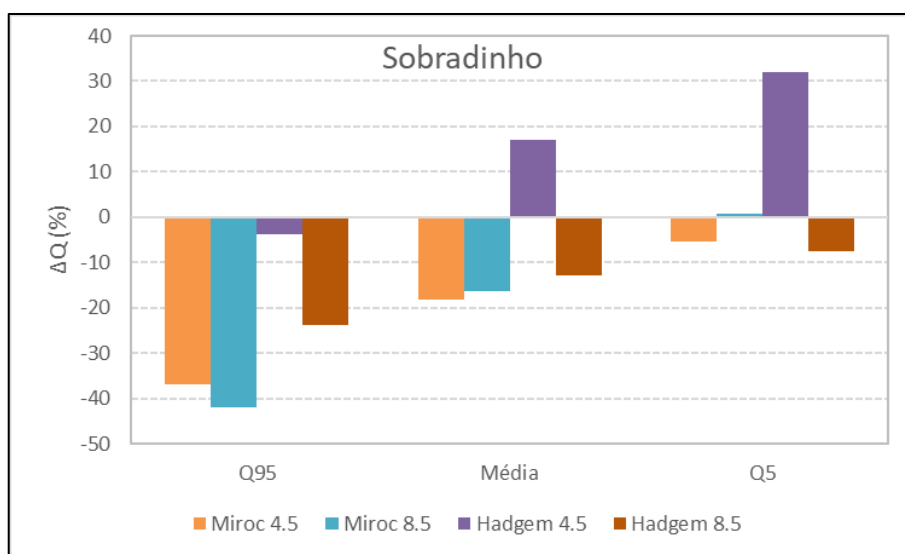


Figura 50 - Variação nas vazões de referência da usina de Sobradinho, entre o período de referência (1961 a 1990) e o período futuro (2019 a 2050).

Na Figura 49 e na Figura 50 nota-se, ainda, que modelos com o mesmo cenário (RCP 4.5 e 8.5) apresentaram impactos distintos, tanto em Três Marias como em Sobradinho. Mais claramente se nota uma diferença importante entre os modelos Eta-MIROC 4.5 e Eta-HadGEM 4.5. Conforme já explicado anteriormente, no item 5.3.6, os modelos climáticos possuem estruturas diferentes, sendo que alguns são mais ou menos sensíveis às condições de emissão de CO₂. Por esse motivo, para o mesmo cenário, os resultados podem ser até mesmo de sinais contrários (aumento ou diminuição) para uma determinada variável. Por isso, novamente, reforça-se que em estudos de impactos é altamente recomendado considerar um conjunto de modelos e cenários climáticos, a fim de se obter avaliações mais representativas e uma indicação sobre o nível das incertezas envolvidas.

5.3.7. Simulação de cenário de mudança no uso do solo

Em relação a possíveis alterações no uso do solo, devido às mudanças climáticas, nos levantamentos realizados se constatou que a bacia do rio São Francisco, assim como grande parte do território brasileiro, possui elevado percentual de antropização. De acordo com CBHSF (2015), apenas cerca de 9,7% da área total da bacia é coberta por área de floresta. A grande maioria da área está ocupada com usos agrícola e de

pastagem. Projeções de impactos de mudanças climáticas sobre a cobertura vegetal de biomas da América do Sul, realizadas por MMA (2007), indicam que as mudanças climáticas projetadas para o final do século XXI não irão alterar a cobertura natural remanescente da bacia.

As principais modificações no uso do solo dar-se-ão pela mudança nas áreas já ocupadas, com a transformação de agricultura de sequeiro para agricultura irrigada e substituição de culturas tradicionais por outras mais resistentes às novas condições climáticas. Os impactos dessas mudanças são refletidos diretamente sobre as estimativas de usos consuntivos, não alterando de forma significativa o balanço hídrico natural.

Para uma avaliação do impacto da alteração na cobertura do solo sobre as vazões, considerou-se um cenário hipotético de redução na cobertura natural de cerrado ainda existente, sendo substituído por áreas agrícolas e de pastagem. No modelo MGB-IPH considerou-se um cenário em que 50% da área remanescente de floresta é alterada para pastagens ou agricultura de sequeiro. Essa é uma alteração muito significativa, que não está prevista em cenários de mudanças climáticas, mas foi aqui considerada para uma avaliação da magnitude do impacto causado no balanço hídrico natural da bacia.

Dessa forma, na simulação realizada foi considerado o período de referência (1961 a 1990), sendo simulado com a alteração de cobertura do solo. O resultado dos impactos nas vazões afluentes a UHE Sobradinho é apresentado na Figura 51. Observa-se que há um aumento nos picos de vazões e uma redução nas vazões do período de estiagem. A vazão média no período aumenta em cerca de 1,12%. O incremento na vazão média é um resultado esperado para este tipo de cenário (desmatamento), pois está de acordo com a grande maioria dos trabalhos encontrados na literatura (BRUIJNZEEL, 1990; BAYER, 2014; BEST et al., 2003; ANDREÁSSIAN, 2004). A magnitude do aumento também está coerente com trabalhos similares, uma vez que a modificação simulada, embora de grande magnitude, é proporcionalmente pequena em relação à área total da bacia.

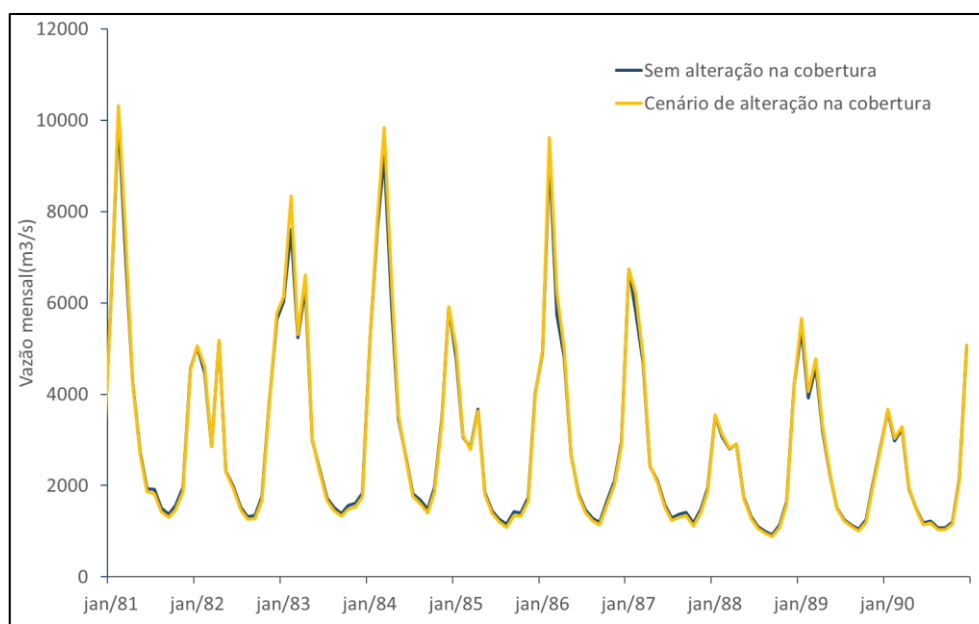


Figura 51 - Impacto da substituição de 50% da área remanescente de floresta por pastagem ou agricultura, nas vazões afluentes da UHE Sobradinho.

5.3.8. Projeções de usos consuntivos na bacia do rio São Francisco

Para construção dos cenários de projeção de usos consuntivos na bacia do rio São Francisco foram consideradas como bases principais as estimativas de demandas de água realizadas por ONS (2005), também relatadas por Braga et al. (2007) e, as mais recentes estimativas de consumo da ANA, disponibilizadas para este relatório⁷. A primeira referência trata das estimativas ainda utilizadas na construção das séries de vazões naturais das usinas hidrelétrica do SIN e a segunda refere-se ao trabalho que, metodologicamente, emprega o estado da arte sobre o tema de estimativas de usos consuntivos. Entretanto, as estimativas realizadas pela ANA não consideram as retiradas de água para fora das bacias, por esse motivo foram consultadas ainda os dados do projeto de transposição do rio São Francisco, conforme ANA (2005) e MI (2004). Adicionalmente, foram consultados outros estudos que subsidiaram a construção dos cenários, tais como CBHSF (2015), Banco Mundial (2017), MMA (2006) e ANA (2017b).

⁷ Comunicação pessoal de Thiago Henriques Fontenelle, em 24 de agosto de 2018, recebida por correio eletrônico.

De acordo com Braga et al. (2007), as estimativas de retiradas totais de água na bacia contribuinte a UHE Xingó, praticamente toda bacia do São Francisco, somavam 156,66 m³/s, dos quais 100,1 m³/s representavam as vazões de consumo. A diferença corresponde a vazão de retorno, que permanece na bacia. Esses valores serão considerados como a referência para as simulações aqui realizadas, uma vez que foram os valores utilizados para construção das atuais séries de vazões naturais (ONS, 2005).

Na Figura 52 é apresentada a estimativa mais recente de retiradas totais de água para usos consuntivos na bacia do rio São Francisco, realizada pela ANA, para o ano de 2016. De acordo com essa estimativa, a retirada total na até a UHE Xingó em 2016 foi de 237,6 m³/s, correspondente a cerca de 165,0 m³/s efetivamente consumido. Com base nessas estimativas e desconsiderando as diferenças metodológicas adotadas nos dois estudos, pode-se considerar que, em 2016, o incremento de vazão de uso consuntivo na bacia até Xingó foi de 64,9 m³/s, em relação ao ano de 2002.

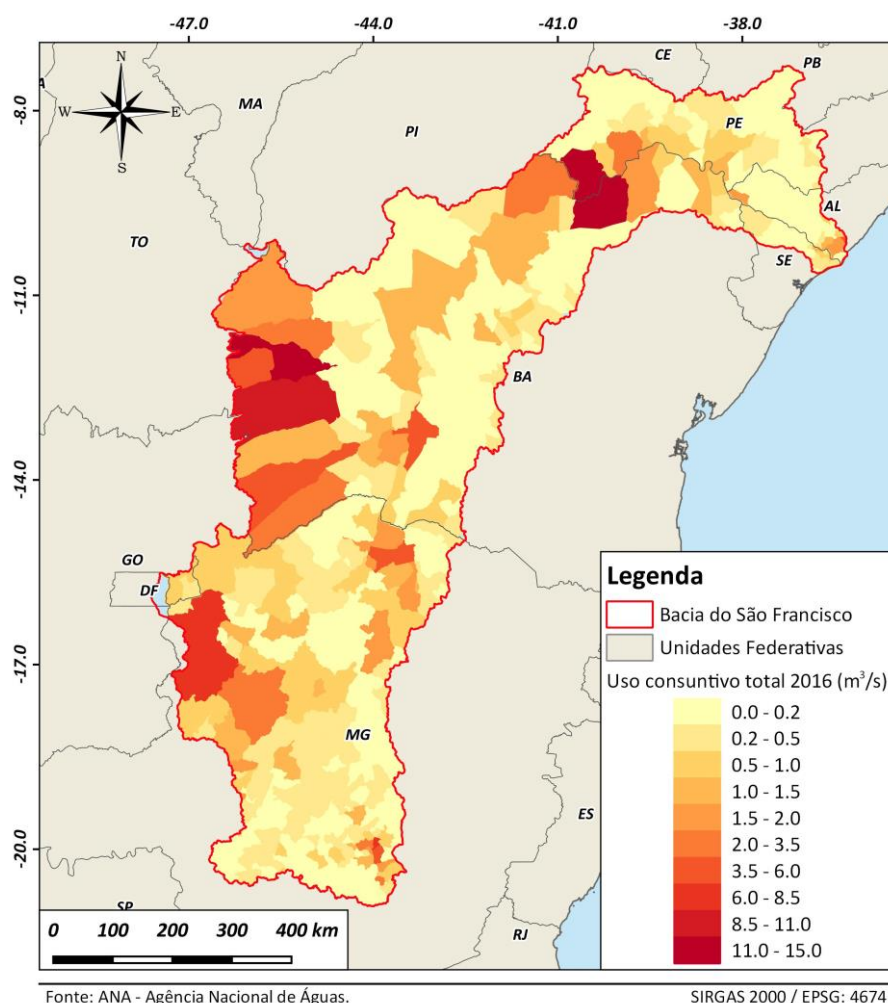


Figura 52 - Retiradas totais de água para usos consuntivos na bacia do rio São Francisco, estimadas por municípios, para o ano de 2016.

Nas estimativas de ANA, foram projetadas vazões de retiradas para o ano de 2030, conforme apresentado na Figura 53. De acordo com essas projeções a retirada total interna a bacia em Xingó, no ano de 2030, será de 366,0 m³/s, sendo consumidos cerca de 255,1 m³/s. De acordo MI (2004) e ANA (2005), as retiradas de água para transposição às bacias do Nordeste Setentrional terão um valor firme de 26,4 m³/s, projetado para o ano de 2015. Dessa forma, as projeções de retirada total em Xingó, no ano de 2030, será de 392,4 m³/s, sendo consumidos cerca de 274,7 m³/s.

Assim, o incremento de vazão consumida para usos consuntivos em 2030 será de 174,6 m³/s, em relação às estimativas de 2002. Essa mesma avaliação foi realizada

para as demais usinas da bacia, obtendo os respectivos incrementos de usos consuntivos até o ano de 2030.

Entretanto, as projeções realizadas por ANA não consideraram impactos e mudanças climáticas, baseando-se apenas em cenários de crescimento econômico, conforme metodologias usualmente empregadas em trabalhos anteriores, como ONS (2005). Para incluir a influência de mudanças no clima utilizou-se como referência a metodologia adotada por ANA e ENGEORPS (2017), que incluíram um cenário chamado de contingência, no qual os impactos das mudanças climáticas foram somados a um dos cenários econômicos de projeção.

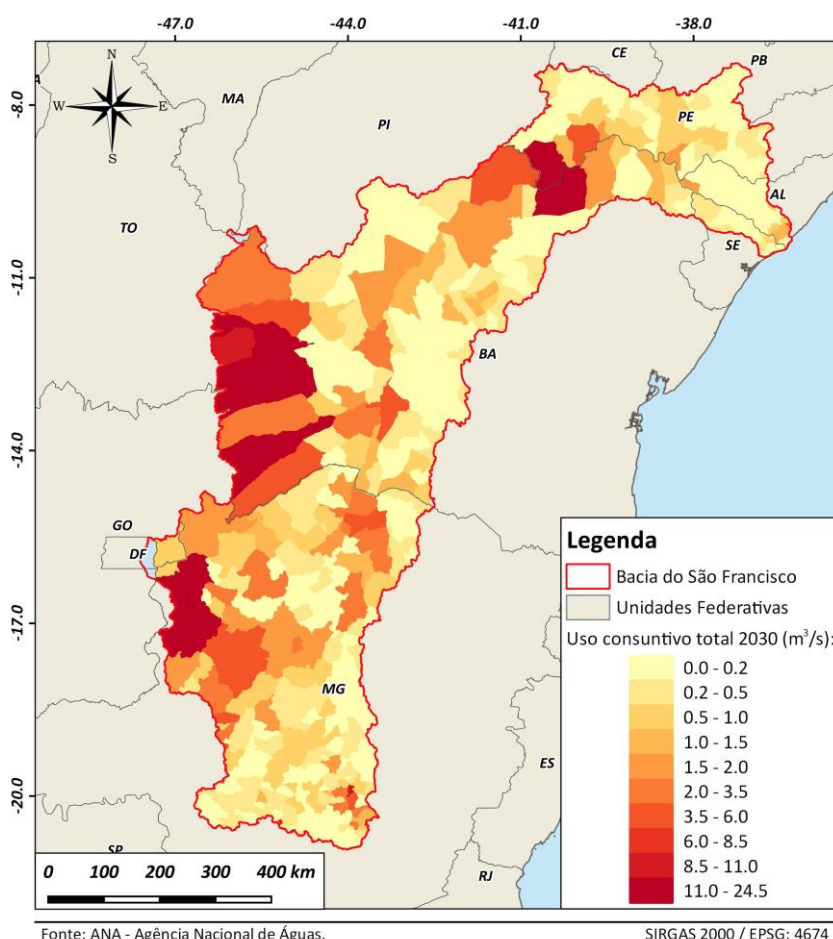


Figura 53 - Retiradas totais de água para usos consuntivos na bacia do rio São Francisco, estimadas por municípios, para o ano de 2016.

A demanda de água para irrigação consiste basicamente em reposição da evapotranspiração da cultura, que é a água retirada do solo que retorna para a atmosfera. A evapotranspiração depende de variáveis climáticas como a temperatura, umidade relativa do ar, intensidade do vento e radiação incidente. Alterações nessas variáveis conduzem a uma mudança na evapotranspiração e consequente alteração na demanda para irrigação.

Dessa forma, para definir o incremento de demanda devido a mudanças do clima, tomou-se como base os estudos de Dohler et al. (2016), Gondim et al. (2011), Díaz et al. (2007), Fischer et al. (2007), Krol et al. (2006), Silva et al. (2007) e Braga et al. (2007), que estimaram aumentos na demanda de irrigação entre 10 e 30%, para aumentos de temperatura entre 2 e 4°C.

Nesses trabalhos foram utilizados modelos para estimativa das alterações na evapotranspiração de culturas específicas, cuja abordagem não seria viável e necessária para este trabalho. Dessa forma, considerou-se que o incremento médio da demanda irrigada na bacia como sendo igual a 10% para aumentos de 2°C na temperatura do ar e 30% para aumentos de 4°C, uma vez que as alterações apontadas pelos modelos utilizados se situam dentro dessa faixa de valores. Admitiu-se, ainda, que o incremento de temperatura é crescente ao longo do período futuro, conduzindo um incremento gradual na demanda por irrigação.

Não foram encontrados estudos semelhantes para os demais usos consuntivos, como o abastecimento urbano. Assim, considerando que a irrigação é a principal atividade consumidora de água na bacia, além de ser a mais influenciada pelo clima, adotou-se que o consumo total seguirá essa mesma tendência de aumento.

Além disso, considerou-se também os resultados do trabalho de Cunha et al. (2014), no qual se projeta uma tendência de redução na demanda a partir de 2040, devido à dificuldade das culturas agrícolas se adaptarem ao aumento excessivo de temperatura. Soma-se, ainda, o fato de os modelos climáticos indicarem um aumento de precipitação entre os anos de 2040 e 2050, reduzindo a demanda por irrigação.

Dessa forma, adicionou-se à projeção realizada por ANA um acréscimo devido às projeções de aumento da temperatura e redução da umidade relativa na região da bacia do rio São Francisco. Na Figura 54 são apresentadas as projeções para a UHE Três Marias. Nesta figura, é apresentada a projeção ANA que não considera mudanças climáticas. As demais projeções consideram alterações na temperatura e umidade relativa de cada um dos modelos e cenários climáticos utilizados. Os valores de demandas correspondem ao consumo total de água a montante da UHE Três Marias. Os mesmos resultados são apresentados para a UHE Sobradinho na Figura 55.

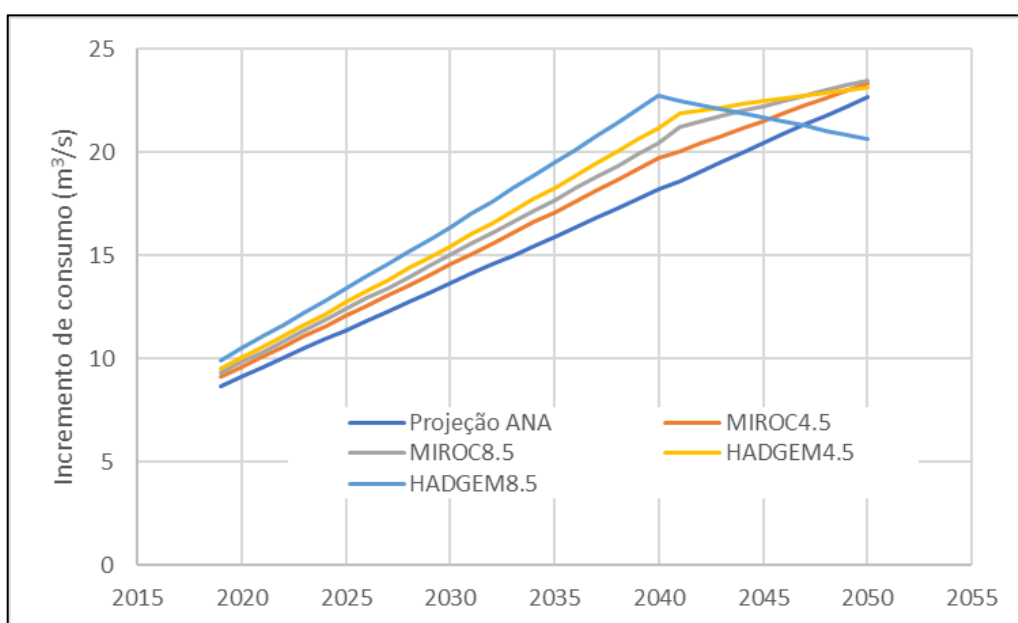


Figura 54 - Projeções de incrementos de demandas de usos consuntivos para a UHE Três Marias, considerando mudanças climáticas.

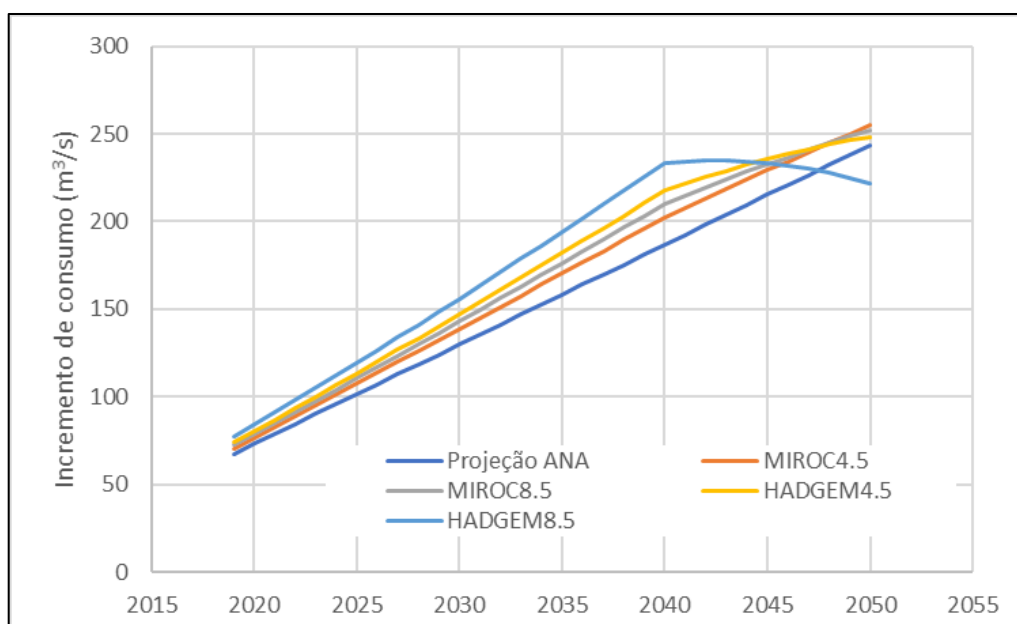


Figura 55 - Projeções de incrementos de demandas de usos consuntivos para a UHE Sobradinho, considerando mudanças climáticas.

Por simplificação para este documento, considerou-se que a evolução das demandas segue um crescimento linear. Nota-se na que as projeções baseadas nos cenários de mudanças climáticas apresentam uma mudança de tendência a partir de 2040, reduzindo a taxa de crescimento. Para o caso do modelo Eta-HadGEM 8.5 há uma redução nas demandas após 2040. Essas mudanças refletem a indicação de aumento de chuva a partir desse ano e as limitações fisiológicas das culturas para aumentos muito expressivos de temperatura, como no caso do modelo Eta-HadGEM 8.5.

Ressalta-se novamente que esse é uma abordagem preliminar para se considerar o impacto das mudanças climáticas nos usos consuntivos. Ainda são escassos os estudos que abordam esse tema de forma abrangente, mesmo na irrigação. O desenvolvimento de pesquisas que aprofundem o conhecimento sobre o tema poderá contribuir de forma significativa para estimativas mais completas e confiáveis nas projeções de vazões nas bacias hidrográficas.

Finalmente, os incrementos de vazões estimados e projetados correspondem a valores médios anuais. Entretanto, a demanda por irrigação é variável dentro ano. Na bacia do rio São Francisco, as demandas são maiores no período entre os meses de

junho e setembro. Tal consideração é importante, uma vez que são os meses em que os rios estão com as vazões mais baixas.

5.3.9. Projeções de vazões considerando cenários de mudanças do uso do solo, usos consuntivos e mudanças climáticas

Com base nos resultados dos itens anteriores, foram realizadas simulações para projeção de vazões afluentes considerando-se os impactos de mudanças de variáveis climáticas, uso do solo e usos consuntivos de forma conjunta. Conforme descrito no item 5.3.1, estes cenários são integrados através de um modelo hidrológico, de forma que não se trata de um simples somatório de efeitos calculados separados, mas sim de uma simulação onde os efeitos estão interconectados e relacionados por processos altamente não-lineares.

Aprimorar modelos hidrológicos com embasamento físico criterioso e adaptados para a realidade das bacias brasileiras é fundamental para esse tipo de avaliação, uma vez que é a ferramenta que integra os diversos cenários que influenciam nas vazões.

Para este estudo de caso, em relação às alterações na cobertura do solo, as referências encontradas não indicam mudanças significativas devido a mudanças climáticas. Além disso, a simulação anteriormente realizada, através do modelo MGB-IPH, indicou que mesmo um desmatamento de grandes proporções no remanescente florestal da bacia pouco afetará as vazões afluentes às principais usinas. Dessa forma, a mudança na cobertura do solo não foi considerada nas simulações do rio São Francisco.

Na Figura 56 e na Figura 57 são apresentados os resultados para as UHEs Três Marias e Sobradinho, respectivamente, para as vazões Q95, média e Q5. Nota-se claramente que o resultado geral é de redução das vazões, com maior impacto sobre as vazões do período de estiagem, representado pela vazão Q95. Considerando somente mudanças de variáveis climáticas que afetam a transformação chuva-vazão as reduções na Q95 não passavam de 50%. Com o efeito dos usos consuntivos as reduções passam de 60%

nos casos mais extremos, ampliando as possibilidades de conflitos pelo uso da água na bacia.

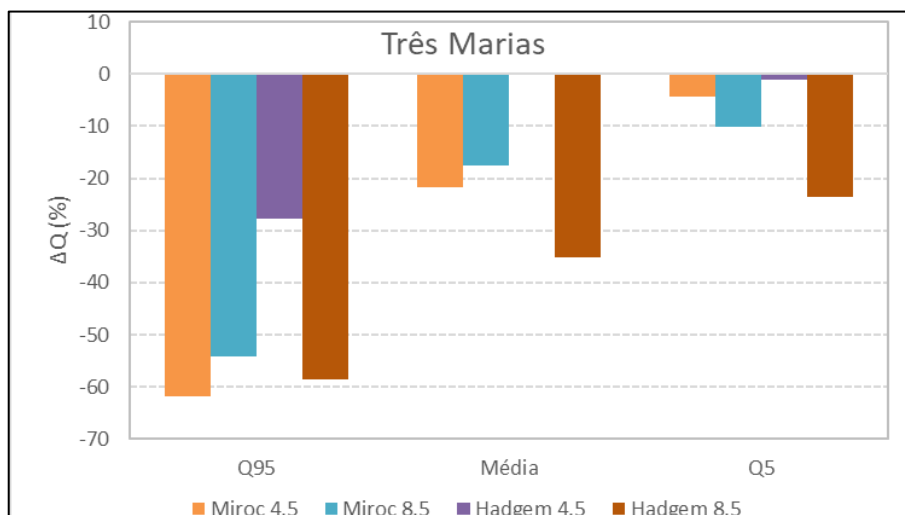


Figura 56 - Impacto nas vazões da UHE Três Marias sob efeito combinado de mudanças climáticas e projeções de usos consuntivos.

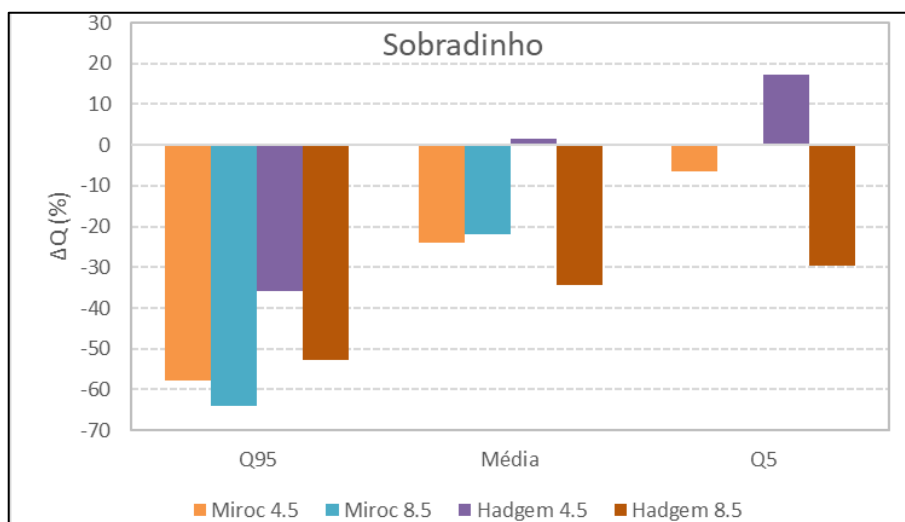


Figura 57 - Impacto nas vazões da UHE Sobradinho sob efeito combinado de mudanças climáticas e projeções de usos consuntivos.

Em relação a vazão média, que é de grande interesse para a geração de energia, também se observa que as reduções se ampliam, passando de 30% no caso do modelo

Eta-HadGEM 8.5, para ambas as usinas. No caso das vazões mais elevadas Q5, as mudanças continuam pouco claras, mas com uma indicação de redução de menor amplitude em relação as demais vazões. Este é um resultado esperado, uma vez que as demandas de consumo de água são menores durante os períodos chuvosos. Os resultados mostraram que é fundamental considerar a variação dos usos consuntivos na projeção de vazões afluentes às usinas hidrelétricas, uma vez que as retiradas podem ser significativas comparadas as vazões naturais das bacias hidrográficas.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos levantamentos realizados neste Produto, pode-se constatar, nos últimos anos, diversos avanços em relação à estimativa de usos consuntivos, com a incorporação de novas fontes de dados e de aprimoramentos metodológicos. Entretanto, as projeções de usos consuntivos ainda não incluem as mudanças climáticas, sendo definidas apenas com base em cenários econômicos. Por outro lado, os modelos de projeção de uso do solo aplicados ao Brasil incorporam, em geral, as mudanças climáticas, porém utilizam seus próprios cenários com base nas metas estabelecidas no Novo Código Florestal, não considerando aqueles definidos pelo IPCC, exceto os EGCs, os quais incorporam os aspectos econômicos e de uso do solo.

No Brasil, os modelos EGCs têm sido aplicados para avaliar as mudanças climáticas em sistemas inter-regionais capazes de avaliar os dados em unidades físicas e econômicas ao uso da água. Estudo recente (FERRARINI, 2017) utilizando um dos modelos EGCs mostrou resultados promissores, apesar da dificuldade de se trabalhar com o tema da oferta de água em um país grande como o Brasil, corroborando com a necessidade de ampliar o nível de desagregação regional para as bacias hidrográficas e acrescentar os efeitos de cenários climáticos.

É destacado, ainda, os recentes esforços da ANA e do IBGE na elaboração das Contas Econômicas Ambientais da Água (CEEA) no Brasil, que se inserem no contexto da produção e disseminação de informações referentes ao balanço entre disponibilidade de recursos hídricos e demandas de águas dos setores da economia, em escala

nacional, segundo a metodologia padronizada da divisão de estatística da ONU. Nesse sentido, as CEAA podem ser utilizadas como ferramenta para a gestão dos recursos hídricos, especialmente, no aperfeiçoamento das projeções.

Outro aspecto analisado foram os estudos de projeções de vazões que consideram, em sua grande maioria, somente os efeitos das variáveis climáticas sobre o balanço hídrico natural das bacias. Cenários de cobertura e usos do solo, além de projeções de usos consuntivos são considerados constantes dentro das projeções, que podem conduzir a subestimativas significativas nos impactos sobre as vazões.

Um outro problema ao se considerar as mudanças climáticas nas projeções de demanda hídrica são as incertezas associadas. Diferentes modelos climáticos tendem a prever diferentes mudanças de temperatura, precipitação e evapotranspiração. Os efeitos das incertezas dos modelos em si são acentuados quando diferentes cenários de emissão do IPCC são adotados. Assim, a resposta mais comum para este problema consiste na adoção de uma abordagem em conjunto e na consideração cenários climáticos médios de multi-modelos (RINAUDO, 2015).

Nesse contexto, no estudo de caso conduzido para a bacia do rio São Francisco, buscou-se demonstrar como abordar algumas deficiências constatadas, tais como a análise por conjunto de cenários e a integração entre os efeitos de mudanças climáticas, alterações no uso do solo e projeções de usos consuntivos. As simulações realizadas mostraram que, ao se considerar alterações nos usos consuntivos, os efeitos sobre as vazões podem ser ampliados de maneira significativa, quando comparado a simulações tradicionais, que consideram apenas as mudanças climáticas. Isso ocorreu no caso desta bacia, pois houveram crescimentos importantes na demanda por irrigação. Trata-se de um estudo preliminar que necessita de aperfeiçoamentos, mas demonstrou a viabilidade de considerar de forma integrada a os diversos cenários que influenciam as projeções de vazões sobre efeitos de mudanças climáticas.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). Água na indústria: uso e coeficientes técnicos. Brasília, 2017c.
- AGUIAR A. P. D.; CARNEIRO T.; ANDRADE P. R.; ASSIS T. O. LuccME-TerraME: an opensource framework for spatially explicit land use change modelling. Global Land Project News, v. 8, p. 21–23, 2012a.
- AGUIAR A. P. D.; OMETTO J. P.; NOBRE C. et al. Modeling the spatial and temporal heterogeneity of deforestation-driven carbon emissions: the INPE-EM framework applied to the Brazilian Amazon. Global Change Biology, v. 18, p. 3346–3366, 2012b.
- AGUIAR, A. P. D.; LEAL, B.; MELO, D.; DALLA-NORA, E. L.; ASSIS, T. O. Trabalhando com LuccME 2.1 - guia do usuário. São José dos Campos: CCST/INPE, 2015. 25 p.
- AGUIAR, A. P. D. LuccME - Modelagem de uso e cobertura da terra. In: Sadeck Geotecnologias. jun. 2016. Disponível em: <<https://geotecnologias.wordpress.com/2016/06/23/luccme-modelagem-de-uso-e-cobertura-da-terra/>>. Acesso em: 28 set. 2018.
- AGUIAR, A. P. D.; TEJADA, G.; ASSIS, T.; DALLA-NORA, E. Amazalert Project - Set of land-use scenarios for Brazil, linked to implications for policies: final report. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, 2014.
- AGUIAR, A. P. D.; VIEIRA, I. C. G.; ASSIS, T. O.; et al. Land use change emission scenarios: anticipating a forest transition process in the Brazilian Amazon. Global Change Biology, v. 22, p. 1821–1840, 2016.
- ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. Crop Evapotranspiration – guidelines for computing crop water requirements. Rome: FAO, 1998. (FAO Irrigation and Drainage Paper, 56).
- AMARASINGHE, U. A.; SMAKHTIN, V. Global water demand projections: past, present and future. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute (IWMI) 32p. (IWMI Research Report 156). 2014.

- ANA. Superintendência de Outorgas. Regularização dos usos da água na bacia do Paraíba do Sul: manual de procedimento para outorga de uso da água na indústria e mineração. Brasília, 2002.
- ANA. Base de Referência do Plano Nacional de Recursos Hídricos: memorial descritivo do cálculo da demanda industrial de água. Nota técnica nº 013/SPR/2003, 2003.
- ANA. Atlas Brasil: Abastecimento Urbano de Água. Agência Nacional de Águas; Engecorps/Cobrape. 2010.
- ANA. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: relatório pleno. 169 p. Brasília, 2017a.
- ANA. Atlas Irrigação: uso da água na agricultura irrigada. 86 p. Brasília, 2017 b.
- ANA; ENGEORPS ENGENHARIA S.A. Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Grande: Relatório Final. 309 p. 2017.
- ANA - Agência Nacional de Águas. Contas econômicas ambientais da água no Brasil 2013–2015 / Agência Nacional de Águas, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Secretaria de Recursos Hídricos e Qualidade Ambiental. Brasília: ANA, 2018.
- ANA. Atualização da base de demandas de recursos hídricos no Brasil. Nota técnica nº 56/2015/SPR, 2015.
- ANA. Projeto GEF São Francisco, 2002 a.
- ANA. Manual de procedimentos técnicos e administrativos de outorga de direito de uso de recursos hídricos. Brasília: ANA, 2013, 252 p.
- ANA. Superintendência de Outorgas. Regularização dos usos da água na bacia do Paraíba do Sul: manual de procedimento para outorga de uso da água na indústria e mineração. Brasília, 2002b.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Manual de Procedimentos para Outorga de uso da Água na Indústria e Mineração. Brasília, 2002. 105p.
- ANA. RESOLUÇÃO No 411, DE 22 DE SETEMBRO DE 2005. Outorga do Direito de Uso de Recursos Hídricos do Rio São Francisco. Disponível em:

- <<http://www.mi.gov.br/web/projeto-sao-francisco/documentos-tecnicos>>.
Acesso: em 10 set. 2018.
- ANA. Usos da água. 2018. Link: <http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/usos-da-agua>.
 - ANA & ENGECORPS. Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Grande: Relatório Final. Brasília. 309p. 2017.
 - ANDRÉASSIAN, V. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology*, v. 291, p. 1-27, 2004
 - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). Norma Brasileira 9649 - Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1986.
 - BACCINI, A.; GOETZ, W. WALKER, S.; LAPORTE, N.; SUN, M.; SULLA-MENASHE, D.; HACKLER, J.; BECK, P.; DUBAYAH, R.; FRIEDL, M. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Climate Change*, v. 2, n. 3, p.182–185, 2012.
 - BARBIERI, F. A. Mudanças climáticas, mobilidade populacional e cenários de vulnerabilidade para o Brasil. *Revista Interdisciplinar da Mobilidade Humana*, Brasília, v. 19, n. 36, p. 95-112, jan-jun. 2011.
 - BARBOSA, E. C. P. Mudanças climáticas e o padrão do uso do solo no Brasil. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.
 - BARBOSA, F.A et al. Cenários para a Pecuária de Corte Amazônica. 1. ed. – Belo Horizonte: Ed. IGC/UFGM, 2015.
 - BAYER, D. M. Efeito das mudanças de uso da terra no regime hidrológico de bacias de grande escala. Tese de doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. UFRGS. 2014.
 - BERRITTELLA, M.; HOEKSTRA, Y.; REHDANZ, K.; ROSON, R.; TOL, R. Virtual Water Trade in General Equilibrium Analysis. GTAP Conference Paper 1715. Germany. 2005. 32 p.
 - BERRITTELLA, M.; HOEKSTRA, A. Y.; REHDANZ, K.; ROSON, R.; TOL, R. S. J. The economic impact of restricted water supply: A computable general equilibrium analysis; *Water Research*; v. 41; p. 1799-1813. 2007.

- BEST, A. et al. A critical review of paired catchment studies with reference to seasonal flow and climatic variability. Technical Report 25/03, 2003.
- BEZERRA, F. G. S. Contribuição de fatores socioeconômicos, biofísicos e da agropecuária à degradação da cobertura vegetal como “proxy” da desertificação no Semiárido do Nordeste do Brasil. Tese (Doutorado em Ciência do Sistema Terrestre) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2016.
- BRAGA, R.S., MATOS, B.A., TROGER, F.H. Estimativa de Vazões de Usos Consuntivos da Água nas Principais Bacias do SIN. XIX Seminário Nacional de Produção e Transmissão de Energia Elétrica – SNPTEE. Rio de Janeiro, RJ. Outubro de 2007.
- BRASIL, M.A.; SANTOS, P. M. C.; FONTENELLE, T. H.; TEIXEIRA, A. L. F.; SOARES, S. R. A. Atualização da base nacional de demandas consuntivas de recursos hídricos no Brasil. XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, de 22 a 27 de novembro de 2015.
- BRUIJNZEEL, L. A. (De)forestation and dry season flow in the tropics: a closer look. Journal of Tropical Forest, Amsterdam, v. 1, n. 3, p. 229-243, June 1988.
- CAKMAK, E.; DUDU, H.; SARACOGLU, S. Climate Change And Agriculture In Turkey: A Cge Modeling Approach. EconAnadolu 2009: Anadolu International Conference in Economics. 2009.
- CAMPOS, A. R. Favorabilidade climática para calibração de modelo LUCC de florestas plantadas para o Brasil. In: Anais... XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, João Pessoa-PB, Brasil. 2015.
- CALZADILLA, A.; REHDANZ, K.; TOL, R. Water Scarcity and the Impact of Improved Irrigation Management: A CGE Analysis. Kiel Institute of the World Economy, Working Paper 1436; Kiel University. 2008. 49 p.
- CALZADILLA, A.; REHDANZ, K.; TOL, R. The Economic Impact of More Sustainable Water Use in Agriculture: A CGE Analysis. Journal of Hydrology, p. 292-305. 2010a.

- CALZADILLA, A.; ZHU, T.; REHDAZ, K.; TOL, R.; RINGLER, C. Economy Wide Impacts of Climate Change on Agriculture in Sub Saharan Africa. v. 93, p. 150-165. 2013.
- CALZADILLA, A.; REHDANZ, K.; TOL, R. The GTAP-W model: accounting for water use in agriculture. Kiel Institute of the World Economy; Working Paper 1745, Kiel University. 2011. 40 p.
- CÂMARA, G., RAMOS, F., SOTERRONI, A., CARTAXO, R., ANDRADE, P., BUURMAN, M.; AFFONSO, A.; ESPÍNDOLA, G.; et al. Using Models to inform policies that meet multiple Objectives. Assessing the Contribution of Brazil's Forest Code to Biodiversity Conservation. INPE, IPEA, IIASA, UNEP-WCMC, São José dos Campos, Brasília. 2016. 5 f.
- CARVALHO, T. S. Uso do Solo e Desmatamento nas Regiões da Amazônia Legal Brasileira: condicionantes econômicos e impactos de políticas públicas, 2014, 219 p. (Tese de Doutorado). Belo Horizonte: Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional (Cedeplar) Universidade Federal de Minas Gerais, 2014.
- CARVALHO, T. S.; DOMINGUES, E. P. Projeção de um cenário econômico e de desmatamento para a Amazônia Legal brasileira entre 2006 e 2030. Nova Economia, v. 26, n. 2, p. 585-621, 2016.
- CARVALHO, T. S.; MAGALHÃES, A. S.; DOMINGUES, E. P. Desmatamento e a contribuição econômica da floresta na Amazônia. Estudos Econômicos, São Paulo, v.46, n. 2, p. 499-531, abr./jun. 2016.
- CHILKOTI, V.; BOLISSETTI, T. e BALACHANDAR, R. Climate Change Impact Assessment on Hydropower Generation Using Multi-Model Climate Ensemble. Renewable Energy, 109, 510-517, feb. 2017.
- CGEE. Estudos relativos às mudanças climáticas e recursos hídricos para embasar o Plano Nacional de Adaptação às Mudanças Climáticas. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. Set. 2014. 130 p. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/portais/MudancasClimaticas_FundamentosConceituais.pdf>. Acesso em: 24 set. 2018.

- COELHO, A. S. Modelagem de dinâmica do uso da terra e cobertura vegetal na região de Santarém, oeste do Pará. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. 2009.
- COLLISCHONN, W. Simulação Hidrológica De Grandes Bacias. 2001. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Instituto de Pesquisas Hidráulicas 194p. Porto Alegre.
- COLLISCHONN, W., ALLASIA, D. G., SILVA, B. C., AND TUCCI, C. E. M. (2007a) The MGB-IPH model for large scale rainfall-runoff modeling, Hydrolog. Sciences Journal, 52(5), 878–895, doi:10.1623/hysj.52.5.878.
- COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DA BACIA DORIO SÃO FRANCISCO – CBHSF. Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco: Diagnóstico da dimensão técnica e institucional. Salvador: AGB Peixe Vivo. 318p., 2015.
- COSTA, S.S.; AGUIAR, A. P.; CÂMARA, G. CARNEIRO, T. Modelos dinâmicos espaciais em programação funcional. X Workcap. São José dos Campos: INPE, 2010. Disponível em: <http://www.researchgate.net/publication/228856512_Modelos_dinamicos_espaciais_em_programacao_funcional/file/72e7e523d63e39d647.pdf>.
- CUNHA, D. A., COELHO, A. B., FÉRES, J. G., BRAGA, M. J. Effects of climate change on irrigation adoption in Brazil. Acta Scientiarum. Agronomy, v. 36, n. 1, p. 1-9, Jan.-Mar., 2014.
- DIAO, X.; ROE, T. Can a Water Market Avert the “double-whammy” of Trade Reform and Lead to a “win-win” Outcome?. Journal of Environmental Economics and Management; p. 708–723. 2003.
- DÍAZ, J. A. R.; WEATHERHEAD, E. K.; KNOX, J. W.; CAMACHO, E. Climate change impacts on irrigation water requirements in the Guadalquivir river basin in Spain. Regional Environmental Change, v.7, p.149-159, 2007.
- DINAMICA EGO. DINAMICA EGO. 2015. Disponível em: <<https://csr.ufmg.br/dinamica/>>. Acesso em: 25 set. 2018.

- DIXON, P. B.; RIMMER, M. Y.; WITTEW, G. Modelling the Australian Government's buyback scheme with a dynamic multi-regional CGE model. The Centre of Policy Studies (COPS), General paper nº G-186. Monash University. 2009.
- DOHLER, R.E., KLIPPEL, A.H., XAVIER, A.C. Efeito das mudanças climáticas na demanda de irrigação na cultura do café conilon e do mamoeiro no Espírito Santo. Revista Agro@mbiente On-line, v. 10, n. 1, p. 83 - 87, janeiro-março, 2016.
- DOMINGUES, E. P.; MAGALHÃES, A. S.; RUIZ, R. M. Cenários de Mudanças Climáticas e Agricultura no Brasil: Impactos Econômicos na Região Nordeste. Documentos técnico-científicos. v. 42, n. 02, p. 229-246, abr.-jun. 2011.
- EASTMAN, J.R.; VAN FOSSEN, M.E.; SOLARZANO, L.A. Transition potential modeling for land cover change. In: MAGUIRE, D.; BATTY, M.; GOODCHILD, M. (eds.). GIS, spatial analysis and modeling. Redlands, CA: ESRI Press, p. 357-386, 2005.
- FACHINELLO, A.L. Avaliação do impacto econômico de possíveis surtos da gripe aviária no Brasil: uma análise de equilíbrio geral computável. 160p. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo; Piracicaba. 2008.
- FARIA, W. R.; HADDAD, E. A. Modelagem do uso da terra e mensuração dos efeitos de mudanças climáticas no Brasil. TD Nereus, v. 2, p. 1-30, 2013.
- FEIJÓ, F. T.; PORTO JÚNIOR, S. O Protocolo de Quioto e o Bem-Estar Econômico no Brasil- uma Análise Utilizando Equilíbrio Geral Computável. Revista Análise Econômica, Porto Alegre. Ano 27, n. 51, p. 127-154, mar. 2009
- FERRARINI, A. dos. S. F. Avaliação setorial do uso da água no Brasil: uma análise de equilíbrio geral computável (CGE). Tese para obtenção do título Doutora em Ciências em Economia Aplicada. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"-USP. Piracicaba, 2017. 152 f.
- FERREIRA FILHO, J. B. D. S.; ROCHA, M. T. Avaliação econômica de políticas públicas visando redução das emissões de gases de efeito estufa no Brasil.

- Congresso da Sociedade Brasileira de Economia e Sociologia Rural, p. 1-27, 2007.
- FERREIRA FILHO, J. B. S.; MORAES, G. I. DE. Climate change; agriculture and economic effects on different regions of Brazil. *Environment and Development Economics* (Print); v. 20, p. 37-56, 2014.
 - FERREIRA FILHO, J. B.; HORRIDGE, J. M. Ethanol expansion and indirect land use change in Brazil. *Land Use Policy*, v. 36, p. 595-604, 2014.
 - FISCHER, G.; TUBIELLO, F. N.; VELTHUIZEN, H. V.; WIBERG, D. A. Climate change impacts on irrigation water requirements: effects of mitigation, 1990-2008. *Technological Forecasting & Social Change*, v.74, p.1083-1107, 2007.
 - Fundação Getúlio Vargas e Secretaria de Recursos Hídricos/Ministério do Meio Ambiente. FGV e SRHU/MMA. Plano Nacional de Recursos Hídricos. v.10, 1998.
 - GALHARTE, C. A.; TORRE, E. R.; VAZ, C. M. P., VAZ; CRESTANA, S. Uso do modelo CLUE-S para análise de cenário de ocupação da terra e do SWAT para estimativas do escoamento superficial e da produção de sedimentos, em bacia hidrológica. In: Simpósio Nacional de Instrumentação Agropecuária, São Carlos, 18 a 20 de novembro 2014. 2014.
 - GLOBIOM. GLOBIOM Model. 2012. 6 f. Disponível em: <https://ec.europa.eu/clima/sites/clima/files/strategies/analysis/models/docs/globiom_en.pdf>. Acesso em: 27 set. 2018.
 - GLOBIOM. A global model to assess competition for land use between agriculture, bioenergy, and forestry. set. 2017. Disponível em: <www.globiom.org>. Acesso em: 17 set. 2018.
 - GOMEZ, C.; TIRADO, D.; REY-MAQUIEIRA, J. Water Exchanges Versus Water Works: Insights from a Computable General Equilibrium Model for the Balearic Islands. *Water Resources Research*. v. 40, 11p. 2004.
 - GONDIM, R.S., CASTRO, M.A.H., TEIXEIRA, A.S., EVANGELISTA, S.R.M. Impactos das mudanças climáticas na demanda de irrigação da bananeira na Bacia do Jaguaribe. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* v.15, n.6, p.594-600, 2011.

- GUIDOLINI, J. F.; et al. Modelagem da dinâmica do uso e ocupação do solo (1975 a 2010) na bacia do Rio Uberaba, município de Veríssimo - MG. Anais... XXXIV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Florianópolis. 28 de julho a 2 de agosto de 2013. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/97429/1/modelagem-da-dinamica.pdf>>. Acesso em 25 set. 2018.
- GUIDOLINI, J. F.; PEDROSO, L. B.; ARAÚJO, M. V. N. Análise temporal do uso e ocupação do solo na microbacia do Ribeirão do Feijão, município de São Carlos - SP, entre os anos de 2005 e 2011. Anais... XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, 13 a 18 de abril de 2013.
- GUTIÉRREZ-MARTÍN, C.; BORREGO-MARÍN, M.M.; BERBEL, J. The Economic Analysis of Water Use in the Water Framework Directive Based on the System of Environmental-Economic Accounting for Water: A Case Study of the Guadalquivir River Basin. Water, v. 9, n. 3, p. 180, 2017.
- HAVLIK, P.; SCHNEIDER, U. A.; SCHMID, E. Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. Energy Policy, v. 39, n. 10, p. 5690-5702, 2011.
- HOEKSTRA, A.Y.; CHAPAGAIN, A.K.; ALADAYA, M.M.; MEKONNEN, M.M. Manual de Avaliação da Pegada Hídrica: Estabelecendo o Padrão Global. Earthscan. 216p. 2011.
- HORRIDGE, M. The TERM model and its Database. In: Economic Modeling of Water: The Australian CGE Experience. Austrália. cap2. p. 13-35. 2012.
- HOUGHTON, R. A.; HACKLER, J. R.; CUSHMAN, R. L. Carbon Flux to the Atmosphere from Land-use Changes: 1850 to 1990 (NDP-050/R1). Carbon Dioxide Information Analysis Center (CDIAC), Oak Ridge National Laboratory (ORNL), Oak Ridge, TN (USA), 2001.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Estimativas populacionais para os municípios brasileiros. 2013. Link: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2013/estimativa_dou.shtm.

- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2000. SEDU/PR, 2002. CD-ROM.
- IPCC. Glossary of terms. In: Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation [FIELD, C. B.; BARROS, V.; T. F. STOCKER, D. QIN, DOKKEN, D.J.; EBI, K.L.; MASTRANDREA, M.D.; MACH, K. J.; PLATTNER, G.-K.; ALLEN, S.K.; TIGNOR, M.; MIDGLEY, P.M. (eds.)]. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, p. 555-564, 2012.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2009) Censo Agropecuário 2006. Rio de Janeiro; 2009. 777 p.
- JOHNSON, S. J. An evaluation of land change modeler for ArcGIS for the ecological analysis of landscape composition. 2009. 116 p. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Geografia). Southern Illinois University Carbondale, Illinois, 2009. Disponível em: <<http://opensiuc.lib.siu.edu/theses/464/>>. Acesso em: set. 2018.
- JUANA, J.; STRZEPEK, K.; KIRSTEN, F. Market efficiency and Welfare Effects of Inter-Sectoral Water Allocation in South Africa. Water Policy, v.13, n. 2, p. 220-231. 2011.
- KINDERMANN, G.; MCCALLUM, I.; FRITZ, S.; OBERSTEINER, M. A global forest growing stock, biomass and carbon map based on FAO statistics. Silva Fennica, v. 42, n. 3, p. 387-396, 2008.
- KOPYTKOVSKIY, M.; GEZA, M. e MCCRAY, J. E. Climate-change Impacts on Water Resources and Hydropower Potential in the Upper Colorado River Basin. Journal of Hydrology: Regional Studies, 3, 473-493, feb. 2015.
- KROL, M. S.; JAEGER, A.; BRONSTERT, A.; GÜNTNER, A. Integrated modeling of climate change, water, soil, agricultural and socioeconomic processes: A general introduction of the methodology and some exemplary results from the semi-arid Northeast of Brazil. Journal of Hydrology, v.328, p.417-431, 2006.

- LAMBIN, E. F.; GEIST, H.; RINDFUSS, R. R. Introduction: local processes with global impacts In: LAMBIN, E. F.; GEIST, H. (Eds.). Land-use and land-cover change, local process and global impacts. Springer Berlin Heidelberg, 2006.
- LEÃO, R. S.; JACOBI, P. R. A contribuição de novas ferramentas para a melhoria da gestão da água - uma análise da utilização da pegada hídrica pelo setor empresarial. Conhecimento interdisciplinar, governança ambiental e sociedade. IEE-USP, 1ª edição, 44-62 p. São Paulo, 2016.
- LIMA, J. W. M.; COLLISCHONN, W.; MARENGO, J. A. (Ed.). Efeitos das Mudanças Climáticas na Geração de Energia Elétrica. São Paulo: AES Tietê. Hunter Books Editora, 2014. 360 p.
- LIMA, T. C. de.; GUILLEN-LIMA, C. M.; OLIVEIRA, M.S.; SOARES-FILHO, B. DINAMICA EGO e Land Change Modeler para simulação de desmatamento na Amazônia brasileira: análise comparativa. Anais... XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, abr. 2013.
- LISBOA, L. S. S. Cenários de mudanças climáticas usando modelagem dinâmica na Bacia do Alto Taquari. Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia, 2008.
- LOPES, A. C. Efeito da irrigação e de épocas de colheita sobre a cultura da mandioca. Pesquisa Agropecuária Brasileira; v. 38; n. 6; p. 1-8. 2003.
- LuccME. LuccME. Centro de Ciência do Sistema Terrestre do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais-CCST/INPE. 2015. Disponível em: <<http://luccme.ccst.inpe.br/>>. Acesso em: 27 set. 2018.
- LuccME. Criando o seu componente LuccME Um guia de desenvolvedor Versão 3.1. Centro de Ciência do Sistema Terrestre do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais-CCST/INPE, set. 2017. Disponível em: <<http://luccme.ccst.inpe.br/documentacao-e-exemplos/>>. Acesso em: 27 set. 2018.
- LUCENA, A. F. P.; SZKLO, A. S.; SCHAEFFER, R.; SOUZA, R. R.; BORBA, B. S. M. C.; COSTA, I. V. L.; et al. The vulnerability of renewable energy to climate change in Brazil. Energy Policy, v. 37, p. 879–889. 2009.

- LUCENA, A. F. P. Proposta Metodológica para Avaliação da Vulnerabilidade às Mudanças Climáticas Globais no Setor Hidroelétrico. Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento Energético da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ. Rio de Janeiro, 2010.
- LUIZ, C. H. P. Modelagem da cobertura da terra e análise da influência do reflorestamento na transformação da paisagem: Bacia do Rio Piracicaba e Região Metropolitana do Vale do Aço. (Dissertação) Pós Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais da Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, maio 2014. 141 p.
- MACEDO, R. de. C.; ALMEIDA, C. M. de.; SANTOS, J. R. dos.; RUDORFF, B. F. T. Modelagem dinâmica espacial das alterações de cobertura e uso da terra relacionadas à expansão canavieira. Bol. Ciênc. Geod., sec. Artigos, Curitiba, v. 19, n. 2, p.313-337, abr-jun, 2013.
- MAGALHÃES, A. S.; DOMINGUES, E. P. Comércio interestadual brasileiro do setor agropecuário: uma análise de Equilíbrio Geral Computável. Texto para discussão nº 360, set. 2009. 33 p.
- MAJONE, B.; VILLA, F.; DEIDDA, R. e BELLIN, A. Impacto f Climate Change and Water Use Policies on Hydropower Potential in the South-Eastern Alpine Region. Science of the Total Environment, 543, 965-980, may. 2016.
- MARAN, S.; VOLONTERIO, M. e GAUDARD, L. Climate Change Impacts on Hydropower in an Alpine Catchment. Environmental Science and Policy, 43, 15-25, 2014.
- MARGULIS, M. J., S.; DUBEUX, C. Economia da mudança do clima no Brasil: custos e oportunidades. São Paulo: IBEP Gráfica, 2010.
- MATTHEWS, R. N. G. et al. Agent-based land-use models: a review of applications. Landscape ecology, v.22, n.10, p. 1447-1459, 2007.
- MI. Ministério da Integração Nacional; IICA; Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura. Análise Territorial para o Desenvolvimento da Agricultura Irrigada no Brasil. Ministério da Integração e Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura. 215p. Piracicaba-SP. 2014a.

- MI. Ministério da Integração Nacional. Projeto de Integração do Rio São Francisco. Série de Vídeos. 2014b. Disponível em:<<http://www.mi.gov.br/web/projeto-sao-francisco>> Acesso em 2016.
- MI. Ministério da Integração Nacional. Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional: Relatório de Impacto Ambiental – RIMA, 2004. Disponível em:<<http://www.mi.gov.br/web/projeto-sao-francisco/documentos-tecnicos>>. Acesso em set. 2018.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. Caderno Setorial de Recursos Hídricos: Agropecuária Ministério do Meio Ambiente; Secretaria de recursos hídricos. Brasília-DF; 69p. 2006a.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente Plano Nacional de Recursos Hídricos: Síntese Executiva. Secretaria de Recursos Hídricos. Brasília –DF. 143p. 2006b.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. Caderno da Região Hidrográfica São Francisco. Secretaria dos Recursos Hídricos - Brasília- DF, 152 p. 2006c.
- MOHOR, G. S.; RODRIGUEZ, D. A.; TOMASELLA, J.; SIQUEIRA JÚNIO, J. L. Exploratory Analyses for the Assessment of Climate Change Impacts on the Energy Production in an Amazon Run-of-River Hydropower Plant. Journal of Hydrology: Regional Studies, v. 4, p. 41-59, abr. 2015.
- MORAES, G. I. Efeitos econômicos de cenários de mudanças climática na agricultura brasileira: um exercício a partir de um modelo de equilíbrio geral computável. 267p. Tese (Doutorado em Ciências). Escola Superior em Agricultura “Luiz de Queiroz”; Universidade de São Paulo; Piracicaba. 2010.
- MORAES, G. I. D.; FERREIRA FILHO, J. B. D. S. Impactos econômicos de cenários de mudança climática na agricultura brasileira. 48º congresso SOBER, Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural. Campo Grande- RS, jul. 2010,
- NASA news feature. Tropical Deforestation Affects Rainfall in the U.S. and Around the Globe, 2005. Disponível em:

- <www.nasa.gov/centers/goddard/news/topstory/2005/deforest_rainfall.html>. Acesso em 28 set. 2018.
- NARDY, V.; GURGEL, A. C. Impactos da liberalização do comércio de etanol entre Brasil e Estados Unidos sobre o uso da terra e emissão de CO₂. Revista Nova Economia Belo Horizonte. n. 23. v.3, p. 693-726. set-dez. 2013.
 - ONS. Estimativas das Vazões para as Atividades de Uso Consuntivo da Água nas principais Bacias do Sistema Interligado Nacional – SIN. Brasília: ONS; FAHMA-DREER; ANA; ANEEL; MME, 2003. 201p.
 - ONS. Estimativas das Vazões para Atividades de Uso Consuntivo da Água em Bacias do Sistema Interligado Nacional – SIN. Brasília: ONS; FAHMA-DREER; ANA; ANEEL; MME, 220p. 2005.
 - ONS. Operador Nacional do Sistema Elétrico. Estimativas das vazões para as atividades do Uso consuntivo da água em Bacias do Sistema Interligado Nacional –SIN. Brasília: ONS; FAHMA-DZETA, ANA, ANEEL, MME. 2005, 205 p.
 - ONU. Departamento de Assuntos Econômicos e Sociais. SEEA-Water: System of Environmental-Economic Accounting for Water. 216 p. Nova Iorque, 2012 a.
 - ONU. International Recommendations for Water Statistics. Department of Economic and Social Affairs Statistics Division. Nº 91. 2012b.
 - OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO (NOS). Estimativas das Vazões para as Atividades de Uso Consuntivo da Água nas principais Bacias do Sistema Interligado Nacional - SIN. Brasília: ONS; FAHMA-DREER; ANA; ANEEL; MME, 2003. 201p.
 - PNMC. Plano Nacional sobre Mudança do Clima, Brasília, dez. 2008.
 - PINTO, H. S.; ASSAD, E. D. Aquecimento global e cenários futuros da agricultura brasileira. Campinas: Embrapa, 2008.
 - RIBEIRO JÚNIOR, L. U. Aprimoramento de um Instrumento de Gestão para Operação de Reservatórios Hidrelétricos com Usos Múltiplos sob Condições de Mudanças Climáticas: estudo de caso UHE de Furnas. Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, na área de

- Recursos Hídricos, da Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP. Campinas, 2013.
- RINAUDO, J. D. Long-Term Water Demand Forecasting. Understanding and Managing Urban Water in Transition. p. 239-268, 2015.
 - RODRIGUES, H. O.; SOARES-FILHO, B. S.; COSTA, W. L. de. S. Dinamica EGO, uma plataforma para modelagem de sistemas ambientais. Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, INPE, p. 3089-3096, abr. 2007.
 - ROE, T.; DINAR, A.; TSUR, Y.; DIAO, X. Feedback Links Between Economy-wide and Farm-level Policies: With Application to Irrigation Water Management in Morocco. Journal of Policy Modeling, v. 27, n. 8, p. 905–928. 2005.
 - ROSEGRANT, M.; CAI, X.; CLINE, S. World Water and Food to 2025: Dealing with Scarcity. Washington Dc: International Food Policy Research Institute. 2002. 338 p.
 - ROSON, R. SARTORI, M. Water Scarcity and Virtual Water Trade in The Mediterranean. Working Paper 08. Department of Economics; Ca’ Foscari University of Venice. Venezia, Italy. 2010. 19 p.
 - RUESCH, A.; GIBBS, H. New IPCC tier-1 global biomass carbon map for the year 2000. 2008.
 - SAATCHI, S.; HARRIS, N.; BROWN, S.; LEFSKY, M.; MITCHARD, E.; SALAS, W.; ZUTTA, B.; BUERMANN, W.; LEWIS, S.; HAGEN, S. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. PNAS, v. 108, n. 24, p. 9899-9904, 2011.
 - SAE – Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República. Brasil 2040: cenários e alternativas de adaptação à mudança do clima – Resumo Executivo. Brasília, 2015.
 - SANTANA, T. B. Impacto de Mudanças Climáticas sobre o Regime de Vazões e a Geração Hidrelétrica de Energia. Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Energia da Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI. Itajubá, 2013.

- SANTOS, A. B. DOS.; RABELO, R. R. Cultivo do arroz irrigado no estado do Tocantins. Sistema de produção. EMBRAPA Arroz e Feijão. Nº 3. Brasília –DF. 2004. Disponível em: <<https://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozIrrigadoTocantins/>>. Acesso em: 26 set. 2018.
- SANTOS, M. A. dos.; FERREIRA FILHO, J. B. de. S.; VIEIRA FILHO, J. E. R.; YWATA, A. X. de. C. Setor agropecuário brasileiro pós Novo Código Florestal: uma simulação de impactos econômicos. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada- IPEA. Brasília, ago. 2017. 46 p.
- SANTOS, M. A. dos. Impactos do Novo Código Florestal, no Brasil, 2010 a 2030: uma análise integrada com base nos modelos GLOBIOM-Brasil e TERM-BR. (Tese) para obtenção do título Doutora em Ciências em Economia Aplicada. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”-USP. Piracicaba, 2018. 122 p.
- SCIANNI, L. A. Avaliação Preliminar do Efeito das Mudanças Climáticas na Geração de Energia Elétrica. Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Elétrica da Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI. Itajubá, 2014.
- SEEA-Water (Sistema de Contabilidade Econômica-Ambiental da Água). System of Environmental-Economic Accounting for Water. Departamento de Assuntos Econômicos e Sociais, Nova Iorque, 2012.
- SILVA, B. C. da.; Previsão hidroclimática de vazão para a bacia do rio São Francisco. 2005. 280 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2005.
- SILVA, C. S. DE; WEATHERHEAD, E. K.; KNOX, J. W.; DÍAZ, J. A. R. Predicting the impacts of climate change – A case study of paddy irrigation water requirements in Sri Lanka. Agricultural Water Management, v.93, p.19-29, 2007.
- SILVA, J. G. D.; GURGEL, A. C. Impactos econômicos de cenários de políticas climáticas para o Brasil. Pesquisa e planejamento econômico. Ppe. v. 42, n. 1, abr. 2012.

- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO - SNIS. 2013. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/>>. Acesso em: 29 set. 2018.
- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). 2012. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto - 2012. Link: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2012>.
- SMAJGL, S.; MORRIS, S.; HECKBERT, S. Water Policy Impact Assessment - Combining Modelling Techniques in the Great Barrier Reef Region. Water Policy; v.11, n. 2; p. 191-202. 2009.
- SOARES-FILHO, B. S.; CERQUEIRA, G. C.; PENNACHIN, C. L. DINAMICA - A stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. Ecological Modelling, v. 154, n. 3, p. 217-235, 2002.
- SOARES-FILHO, B. S.; NEPSTAD, D. C.; CURRAN, L. M. et al. Modelling conservation in the Amazon basin. Nature, v. 440, n. 7083, p. 520-3, 2006.
- SOTERRONI, A. C.; RAMOS, F. M.; MOSNIER, A.; et al. Modelagem de mudanças de uso da terra no Brasil: 2000-2050. In: REIS, J. E.; GASQUES, J. G. [EDS.]. Produtividade e Sustentabilidade da Produção Agropecuária Brasileira, 2016.
- SUDENE. PLIRHINE – Plano de Aproveitamento Integrado dos Recursos Hídricos do Nordeste. 1980.
- SRHU & FUNARBE. *Desenvolvimento de Matriz de Coeficientes Técnicos para Recursos Hídricos no Brasil*. Relatório Técnico, Brasília 2011.
- TANURE, T. M. D. P.; MIYAJIMA, D. N.; MAGALHÃES, A. S.; DOMINGUES, E. P. Projeções dos impactos das mudanças climáticas sobre a produção agrícola, uso do solo e economia na Amazônia legal. XV Encontro Nacional da Associação Brasileira de Estudos Regionais e Urbanos. FEA/USP, São Paulo, SP. Out. 2017, 16 p.
- TEJADAS, B. E.; BRAVO, J. M.; SANAGIOTTO, D. G.; TASSI, R.; MARQUES, D. M. L. da M. Projeções de Vazão Afluentes à Lagoa Mangueira com Base em Cenários de Mudanças Climáticas. Revista Brasileira de Meteorologia, v. 31, n. 3, p. 262-272, 2016.

- TERRSET. Geospatial Monitoring and Modeling System. p. 1-8, 2016. Disponível em: <http://clarklabs.org/wp-content/uploads/2016/03/TerrSet18-2_Brochure_WEB.pdf>. Acesso em: 25 set. 2018.
- THORNTON, C.W.; MATHER, J.R. The water balance. Publications in Climatology. New Jersey: Drexel Institute of Technology, 1955, 104 p.
- TIEZZI, R. O. Variabilidade Hidroclimatológica e seus Efeitos no Suprimento de Energia Elétrica do Sistema Interligado Nacional. Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP. Campinas, 2015.
- TOURINHO, O. A. F.; DA MOTTA, R. S.; ALVES, L. B. Uma aplicação ambiental de um modelo de equilíbrio geral. Rio de Janeiro. Ago. 2003.
- TRENTI, G.; FREITAS, M. I. C. de. MODELAGEM DA DINÂMICA ESPACIAL URBANA: Modelo de autômato celular na simulação de cenários para o município de Americana-SP. Revista Brasileira de Cartografia, n. 62, ed. especial 01, 2010.
- TUCCI, C. E. M. Impactos da Variabilidade Climática e do Uso do Solo sobre os Recursos Hídricos. Agência Nacional de Águas: Brasília, 2002. 150p.
- TUCCI, C. E. M.; SANCHEZ, J. E. O.; LOPES, M. O. S. Modelo matemático precipitação vazão IPH II. Cadernos de Recursos Hídricos, Publicação 3, Porto Alegre, IPH-UFRGS, 1981b. 64 p.
- TURNER, B. L.; ALI, A. M. S. Induced intensification: Agricultural change in Bangladesh with implications for malthus and booserup. Proceedings of the National Academy of Sciences, v. 93, p. 14984 - 14991, 1996.
- UNU (Organização das Nações Unidas). International Recommendation for Water Statistics. Departamento de Assuntos Econômicos e Sociais, série M, nº91, Nova Iorque, 2012.
- VAN DER MENSBRUGGHE, D. The Environmental Impact and Sustainability Applied General Equilibrium (ENVISAGE) Model. The World Bank. Washington, DC. 2010. 96p.

- VALENCIA, L. I. O.; MEIRELLES, M. S. P.; MARTORANO, L. G. Avaliação do modelo de mudança do uso do solo CLUE-S na presença de dependência espacial. In: Anais do XV Simpósio de Sensoriamento Remoto-SBSR, Curitiba-PR, Brasil, 2011.
- VELDKAMP, A.; FRESCO, L. CLUE-CR: an integrated multi-scale model to simulate land use change scenarios in Costa Rica. *Ecological Modeling*, v. 91, p. 231-248, 1996.
- VELDKAMP, A.; LAMBIN, E. F. Predicting land-use change. *Agriculture Ecosystems & Environmental*, v.85, p.1-6, 2001.
- VERBURG, P.; KONING, de. G., KOK, K.; VELDKAMP, A.; BOUMA, J. A spatial explicit allocation procedure for modelling the pattern of land use change based upon actual land use. *Ecological Modelling*, v. 116, p. 45-61, 1999.
- VIRGILIO, R. M.. Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Energia da Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI. Itajubá, 2017.
- WIEBE, K.; LOTZE-CAMPEN, H.; SANDS, R.; TABEAU, A.; VAN DER MENSBRUGGHE, D.; BIEWALD, A.; ... MÜLLER, C. Climate change impacts on agriculture in 2050 under a range of plausible socioeconomic and emissions scenarios. *Environmental Research Letters*, v. 10, n. 8, p. 085010, 2015.
- WIGLEY, T. M. L. MAGICC/SCENGEN 5.3: User Manual (version 2). National Center for Atmospheric Research, Colorado, USA. 2008. 81 p.
- WITTWER, Glyn (Ed.). *Economic modeling of water: the Australian CGE experience*. Springer Science & Business Media; 2012.
- YOU, G. RINGLER, C. *Hydro-Economic Modeling of Climate Change Impacts in Ethiopia*. Washington, DC: IFPRI. International Food Policy Research Institute. Discussion Paper 00960. 2010.