

# Escassez hídrica

## **Autores**

Ana Lúdia de Almeida Castro

Edilene Pereira Andrade

Cássia Maria Lie Ugaya

Maria Cléa Brito de Figueiredo

## 7. Escassez hídrica

### 7.1. Introdução

A escassez hídrica pode ser definida como o desequilíbrio entre a disponibilidade de água e a sua demanda, aspectos que variam de acordo com as condições da região estudada (FAO, 2012; ISO, 2014). Esse desequilíbrio entre demanda e disponibilidade pode considerar apenas o aspecto quantitativo do volume de água (escassez física), como definido na norma ISO 14046 (ISO, 2014), ou abranger aspectos de qualidade da água (uso degradativo) e acesso da população à água, como definido pela FAO (2012). De acordo com a FAO (2012), a escassez hídrica deve considerar duas dimensões principais:

- Escassez de disponibilidade, ou seja, a falta de água com qualidade aceitável para atender à demanda existente, incluindo fluxos naturais;
- Escassez econômica devido à falta de infraestrutura adequada, independente dos recursos hídricos disponíveis, causada por problemas financeiros, técnicos ou por falhas nas instituições responsáveis por garantir água confiável, segura e de forma equitativa a todos os usuários.

Independente da consideração de aspectos quantitativos e qualitativos, observa-se que a escassez hídrica tem um enfoque relativo, pois um determinado volume de água disponível pode ser suficiente, ou não, dependendo de quanto é utilizado na região considerada. Assim, diferenças tanto de demanda (quantidade e qualidade da água demandada pelos diferentes usuários) como de disponibilidade podem resultar no aumento do nível de escassez hídrica em uma região.

De acordo com o relatório do World Water Assessment Programme (WWAP, 2015), a demanda hídrica deverá crescer em todos os setores de produção nos próximos anos. Já o relatório desenvolvido pelo 2030 Water Resources Group (2030 WRG, 2009) mostra projeções das mudanças na demanda (agrícola, industrial e doméstica) e na disponibilidade hídrica global entre 2009 e 2030. Mesmo considerando um cenário com poucas mudanças futuras, chamado de “business-as-usual”, prevê-se um déficit hídrico global de 40% em 2030 (2030 WRG, 2009).

Essa crescente escassez hídrica tem dois fatores principais: o aumento do consumo humano de água, afetando a demanda, e as mudanças climáticas sazonais e interanuais, afetando a disponibilidade. O primeiro está relacionado principalmente ao aumento populacional e ao desenvolvimento econômico, com estímulo à instalação de novas

indústrias e produção agrícola irrigada (WWAP, 2015). No segundo fator, mudanças climáticas causam vários efeitos extremos no planeta, entre eles, variações na sazonalidade e no volume de chuvas de forma variada em diferentes regiões.

As variações de demanda e disponibilidade no tempo e no espaço resultam em variações no nível de escassez hídrica das diferentes regiões do mundo (WWAP, 2015). Isso pode ser exemplificado na análise realizada por Gassert et al. (2015), que observaram diferentes níveis de estresse hídrico anual (razão entre demanda e disponibilidade hídrica) nas diversas regiões hidrográficas do mundo. Esse estudo também mostra a intensa variação sazonal entre meses do ano na disponibilidade hídrica, em especial em regiões semiáridas. Variações sazonais na água disponível muitas vezes são encobertas em estudos que apresentam apenas informações de escassez hídrica anual.

No âmbito da AICV, vários modelos de caracterização têm sido propostos, com o intuito de desenvolver formas abrangentes e eficazes de avaliar os impactos de produtos e processos na intensificação da escassez hídrica regional. Esses modelos de caracterização utilizam conjuntos de equações que geram valores para os FC de escassez hídrica, para as diversas regiões do mundo, dependendo das considerações feitas quanto aos diversos parâmetros considerados no modelo.

Nesse contexto, este trabalho avalia diferentes modelos de caracterização para escassez hídrica, considerando critérios relacionados ao escopo, robustez científica, e disponibilidade de FC para o Brasil. Inicialmente, apresenta-se a metodologia utilizada para identificar e avaliar os principais modelos de caracterização na categoria de escassez hídrica. Em seguida, apresentam-se os modelos em análise, assim como seu posicionamento na cadeia de causa-efeito ambiental, evidenciando as vias de impacto consideradas por cada um deles. Por fim, os resultados da avaliação para os critérios estabelecidos são apresentados, identificando-se os modelos de caracterização melhor classificados e estabelecendo-se recomendações de modelos de AICV com maior potencial de utilização no Brasil.

As recomendações de modelos oriundas deste estudo apoiam a tomada de decisão sobre modelos de caracterização para a categoria de escassez hídrica, em estudos de AICV de produtos brasileiros, em especial, os agropecuários. Essas recomendações também podem ser posteriormente utilizadas para regionalizar FC específicos para o Brasil, utilizando informações geográficas e temporais de bases de dados nacionais no cálculo de FC. Isso tornaria esses fatores mais sensíveis aos problemas de escassez hídrica específicos enfrentados por diferentes regiões brasileiras.

## 7.2. Metodologia

Os modelos de caracterização de escassez hídrica foram escolhidos por meio de revisão da literatura de artigos científicos publicados até dezembro/2016 na base de dados Web of Knowledge. As seguintes palavras-chave foram utilizadas: *life cycle impact assessment water scarcity, water footprint e characterization model*. Foram considerados tanto modelos que avaliam os impactos da escassez na disponibilidade hídrica (modelos de ponto médio), como os que consideram os impactos da escassez na saúde humana, qualidade dos ecossistemas e recursos naturais (modelos de ponto final), as três principais áreas de proteção em estudos de ACV.

Os subcritérios, adaptados para a categoria de escassez hídrica, estão organizados em três critérios principais: i) escopo, ii) robustez científica, e iii) existência e pertinência de FC para o Brasil. O escopo se refere às considerações gerais feitas no modelo com relação aos seguintes aspectos: conceito de escassez hídrica utilizado, abrangência geográfica e fluxos elementares considerados. Já a robustez científica avalia o nível de confiabilidade perante a comunidade científica e a transparência do modelo de caracterização com relação às equações, variáveis e bases de dados de apoio utilizadas para o cálculo dos FC. No critério de FC para o Brasil, foi observada a diferenciação espacial e temporal dos FC gerados para o país, além da sua relevância com relação ao nível de regionalização adotado pela Agência Nacional de Águas e da realidade da escassez hídrica no país, relatada na análise da conjuntura nacional dos recursos hídricos (ANA, 2015).

Cada critério tem uma avaliação, em que se atribui pontos dependendo da classificação obtida pelo modelo de caracterização. Esses pontos variam de 1 (baixo) a 5 (alto). Logo, uma avaliação quantitativa dos modelos de caracterização em estudo é feita, de forma a se realizar recomendações dos modelos com maior potencial de utilização e, futura regionalização, no Brasil.

As possíveis combinações de respostas nos subcritérios e a respectiva pontuação atribuída ao critério “escopo” estão apresentadas no Quadro 20, para o critério de “robustez científica”, no Quadro 21, e para a existência e pertinência dos “FC para o Brasil”, no Quadro 22.

A pontuação final de cada modelo é obtida com base na média simples das pontuações dos três critérios apresentados.

**Quadro 20 - Combinação de respostas para a avaliação do critério de escopo para escassez hídrica.**

Critério 1 - Escopo					
Subcritérios	Alto (5)	Médio-alto (4)	Médio (3)	Médio-baixo (2)	Baixo (1)
1.1. Conceito de escassez hídrica utilizado	Escassez de Disponibilidade (qualidade e quantidade) e Escassez econômica de água	Escassez de Disponibilidade (qualidade e quantidade)	Escassez de Disponibilidade (quantidade), abrangendo demanda humana e de ecossistema	Escassez de Disponibilidade (quantidade), abrangendo somente demanda humana	Modelo não operacionalizado (não gera FC, apenas apresenta equações)
1.2. Abrangência do escopo de aplicação:	(Classificado abaixo)				
1.2.1. Abrangência geográfica	FC disponíveis em nível global	FC disponíveis em nível global	FC disponíveis em nível global	FC disponíveis apenas para algumas regiões	
1.2.2. Abrangência em nível de fluxos elementares	Considera fluxos de água superficial, subterrânea e umidade do solo	Considera fluxos de água superficial e subterrânea	Considera fluxos de água superficial e subterrânea	Só considera um tipo de fluxo de água ou não explicita quais fluxos considera.	

**Quadro 21 - Combinação de respostas para a avaliação do critério de robustez científica para escassez hídrica.**

Critério 2 - Robustez científica					
Subcritérios	Alto (5)	Médio-alto (4)	Médio (3)	Médio-baixo (2)	Baixo (1)
2.1. Confiabilidade (revisão por especialistas ou indicação de consenso por instituições da área ambiental)	Todos os sub-critérios satisfeitos (todas as respostas "Sim")	Um subcritério não satisfeito	Dois subcritérios não satisfeitos	Três subcritérios não satisfeitos	Todos os subcritérios não satisfeitos
2.2. Descrição dos fluxos considerados na cadeia de causa-efeito ambiental apresentada					
2.3. Transparência e acessibilidade do modelo de caracterização					
2.3.1. Equações claras para obtenção dos fatores de caracterização					
2.3.2. Bases de dados utilizadas para valoração das variáveis estão descritas					

**Quadro 22 - Combinação de respostas para a avaliação do critério de FC para o Brasil para escassez hídrica.**

Critério 3 - FC para o Brasil					
	Alto (5)	Médio-alto (4)	Médio (3)	Médio-baixo (2)	Baixo (1)
3.1. Diferenciação geográfica e espacial dos FC disponíveis para o Brasil					
3.1.1. Escala geográfica dos FC gerados para o Brasil	FC para UHE*	FC para RH* ou células de 0,5º x 0,5º	FC para RH* ou células de 0,5º x 0,5º	FC para país	Não apresenta FC para o Brasil
3.1.2. Escala temporal dos FC gerados para o Brasil	FC mensais	FC mensais	FC anual	FC anual	
3.2. Pertinência dos FC para o Brasil, em comparação com análises realizadas pela ANA (2015)	Sim, para todas as regiões	Sim, para algumas bacias	Sim, para algumas bacias	Não, para todas as bacias	

\*UHE - Unidades Hidrográficas Estaduais; RH - Regiões Hidrográficas, definidas pela ANA (2015).

## 7.3. Resultados

Os modelos de caracterização identificados são apresentados a seguir, junto ao mecanismo ambiental para escassez hídrica, incluindo a cadeia de causa-efeito ambiental e considerações relativas às várias vias de impactos consideradas nos modelos avaliados. Posteriormente, a avaliação detalhada dos modelos de caracterização em cada critério e subcritério é apresentada.

### 7.3.1. Identificação dos modelos de caracterização

Os Quadros 23 e 24 apresentam os modelos de caracterização de ponto médio e de ponto final, respectivamente, avaliados nesse estudo e os indicadores de escassez hídrica utilizados em cada modelo. Os modelos de caracterização de ponto médio analisam apenas o impacto na disponibilidade hídrica, enquanto os modelos de ponto final relacionam a redução na disponibilidade a danos para a qualidade do ecossistema, reservas de recursos naturais e saúde humana.

Alguns modelos apresentam vários indicadores de ponto médio, como Milà-i-Canals et al. (2009) e Hoekstra et al. (2011), enquanto outros apresentam indicadores de ponto médio e final no mesmo estudo, como Pfister et al. (2009), Boulay et al. (2011) e Motoshita et al. (2014).

**Quadro 23 - Modelos de caracterização de ponto médio para escassez hídrica.**

Referência da publicação	Indicador
Frischknecht et al. (2006)	Eco fator (unidade: eco ponto), obtido pela relação entre o consumo humano e 20% da disponibilidade hídrica numa região.
Bösch et al. (2007)	Demanda acumulada de exergia por unidade do produto ou processo (CExD, em MJ-eq). A CExD da água é calculada com base na sua composição química. Quando a água é utilizada para produção de energia hidroelétrica, considera-se sua exergia potencial.
Milà i Canals et al. (2009)	- Indicador de Estresse Hídrico (WSI, adimensional), obtido pela relação entre consumo de água e disponibilidade, decrescida da necessidade hídrica do ecossistema. - Indicador do potencial de depleção abiótica (ADP) que considera a disponibilidade de água estocada em reservas fósseis e as taxas de uso e recarga dessas reservas, relativas às reservas de antimônio (recurso abiótico de referência, medida em kg de Sb-eq).
Pfister et al. (2009)	- Índice de estresse hídrico (WSI, adimensional), baseado na relação entre retirada e disponibilidade de água anual, levando em consideração a variação na precipitação ao longo dos meses e anos.
Boulay et al. (2011)	Índice de estresse hídrico ( $\infty_i$ ) para águas superficiais e subterrâneas, por categoria de funcionalidade, sendo possível avaliar 17 diferentes categorias de funcionalidade ( $m^3$ de água eq/ $m^3$ de água para uma dada categoria). Índice calculado considerando a água consumida, a fração de água consumida oriunda de reservas subterrâneas, a fração de água subterrânea renovável, a fração de água consumida por cada usuário, e a vazão mínima de água no rio principal.
Hoekstra et al. (2011)	- Sustentabilidade Hídrica Azul (EHA, $1/m^3$ ), calculada considerando o escoamento superficial na bacia e a necessidade hídrica do ecossistema. - Sustentabilidade Hídrica Cinza (EHC, kg/ano), calculada considerando o escoamento superficial anual na bacia, a concentração permitida de um poluente em efluente líquido e a concentração natural de um poluente em ambientes aquáticos. - Sustentabilidade Hídrica Verde (EHV, $1/m^3$ ), calculada considerando a disponibilidade de água verde na bacia. Essa disponibilidade é mensurada considerando a evapotranspiração da água da chuva, a evapotranspiração reservada à vegetação natural, e a evapotranspiração de áreas não produtivas.
Loubet et al. (2013)	Privação de água ( $m^3/m^3$ ) avaliada considerando o consumo de água em uma bacia, o efeito desse consumo nas bacias a jusante, e a disponibilidade de água na bacia reduzida da demanda hídrica do ecossistema.
Pfister e Bayer (2013)	Índice de estresse hídrico (WSI) mensal, calculado considerando retirada-disponibilidade mensal e a variação na precipitação ao longo dos anos.
Bayart et al. (2014)	Índice de impacto hídrico ( $m^3$ equivalente/ano), calculado considerando a qualidade da água e o índice de estresse hídrico (WSI) proposto por Pfister et al (2009).
Berger et al. (2014)	Índice de depleção hídrica (WDI em $m^3/m^3$ ), baseado na razão entre consumo e disponibilidade modificada pela consideração do volume de água disponível em reservatórios e a disponibilidade de água subterrânea renovável.
Motoshita et al. (2014)	Fator de escassez hídrica para agricultura (adimensional) calculado considerando a fração de água demandada pela irrigação, a dependência da irrigação para produção de alimentos, a vulnerabilidade física ao estresse hídrico (avaliada pelo índice de estresse hídrico proposto por Frischknecht et al. 2006, Pfister et al. (2009) ou Boulay et al. (2011)), e a vulnerabilidade social ao estresse hídrico (avaliada pela capacidade de gerar alimentos além da demanda do país).
Boulay et al. (2016)	Indicador de água remanescente disponível (AWARE, em $m^3$ equivalente/ $m^3$ ), calculado considerando a disponibilidade e demanda mensal (humana e do ecossistema) de água.

## Quadro 24 - Modelos de caracterização de ponto final para escassez hídrica.

Ref. da publicação	Indicador
Pfister et al. (2009)	<p>- Anos de vida ajustados por incapacitação (DALY - Disability-Adjusted Life Year) por volume de água retirada (DALY/m<sup>3</sup>) avaliado considerando o WSI, a fração da demanda utilizada na irrigação, a quantidade de água necessária para prevenir desnutrição, a capacidade adaptativa da região pelo Índice de Desenvolvimento Humano (IDH), e o dano (anos que foram reduzidos de vida - DALY) causado pela desnutrição.</p> <p>- Fração de espécies (plantas vasculares) com potencial de desaparecimento (potentially disappeared fraction of species - PDF) devido à retirada de água (m<sup>2</sup>.ano/m<sup>3</sup>), avaliado considerando a fração da produção primária de plantas vasculares afetada pela redução na disponibilidade de água e a precipitação média anual.</p> <p>- Depleção hídrica (MJ/m<sup>3</sup>) calculada considerando a energia necessária para dessalinizar a água do mar (tecnologia de back-up) e a fração da água retirada que promove a depleção.</p>
Boulay et al. (2011)	DALY por volume de água consumida para uso doméstico (DALY/m <sup>3</sup> ) calculado para as categorias de funcionalidade de funcionalidade de água, considerando o índice de estresse hídrico ( $\infty_i$ ), a importância da falta de água para cada tipo de usuário, a proporção em que cada usuário é afetado por uma mudança na disponibilidade de água para a categoria "i", a funcionalidade da água de cada categoria para cada usuário (agricultura, indústria e comunidade) e a capacidade adaptativa da região avaliada por meio do PIB.
Hanafiah et al. (2011)	Fração de espécies (peixes) com potencial de desaparecimento (PDF) devido o consumo de água (m <sup>2</sup> .ano/m <sup>3</sup> ), calculado considerando a variação marginal na vazão hídrica na foz da bacia e no volume anual de água, a variação no consumo hídrico, e a variação marginal na fração potencialmente desaparecida das espécies de peixe devido à variação na fração marginal na vazão do rio.
Motoshita et al. (2011)	DALY por volume de água consumida para uso doméstico (DALY/m <sup>3</sup> ). Avalia o dano à saúde humana devido à ocorrência de doenças infecciosas devido o consumo de água, calculado com o uso de regressões múltiplas, considerando dois módulos de avaliação independentes: acessibilidade à água e dano à saúde. O módulo de acessibilidade à água considera as seguintes variáveis: consumo de água para uso doméstico, PIB per capita, e despesas da formação bruta de capital fixo. O módulo de dano à saúde considera as seguintes variáveis para quatro doenças infecciosas (ascaridíase, tricuriase, ancilostomíase e diarreia): temperatura do ar, percentual de casas conectadas à rede de distribuição de água, percentual de casas conectadas à rede de saneamento, consumo médio de calorias, taxa de desnutrição, taxa de GINI para consumo de calorias na dieta, e gastos com saúde per capita.
Van Zelm et al. (2011)	Fração de espécies de plantas que deixam de ocorrer devido à extração de água subterrânea (PNOF, m <sup>2</sup> .ano/m <sup>3</sup> ). Indicador avaliado considerando a mudança anual média no nível do lençol freático, a taxa de extração de água subterrânea, a mudança na fração potencialmente não ocorrida das espécies de planta em uma determinada umidade de solo, o número de espécies que podem ocorrer por camada de umidade do solo, e o número máximo de espécies que podem ocorrer simultaneamente dentro do intervalo de valores de umidade.
Motoshita et al. (2014)	DALY por volume de água consumida (DALY/m <sup>3</sup> ). Esse índice é calculado considerando o fator de escassez hídrica no país onde a água é consumida, as perdas de calorias pela redução na disponibilidade de alimento, a taxa de desnutrição da população e a capacidade de adaptação econômica do país, relacionado ao comércio internacional de alimentos.
Motoshita et al. (2016)	DALY por volume de água consumida (DALY/m <sup>3</sup> ). Esse índice é calculado considerando a disponibilidade de água mensal, o consumo de água mensal para uso humano, as perdas de energia pela perda de produção devido à redução na água para irrigação, a taxa de suprimento de energia pela produção nacional, a capacidade econômica da região de importar alimentos, e o efeito na saúde devido à redução no consumo de alimentos.

### 7.3.2. Mecanismo ambiental para escassez hídrica

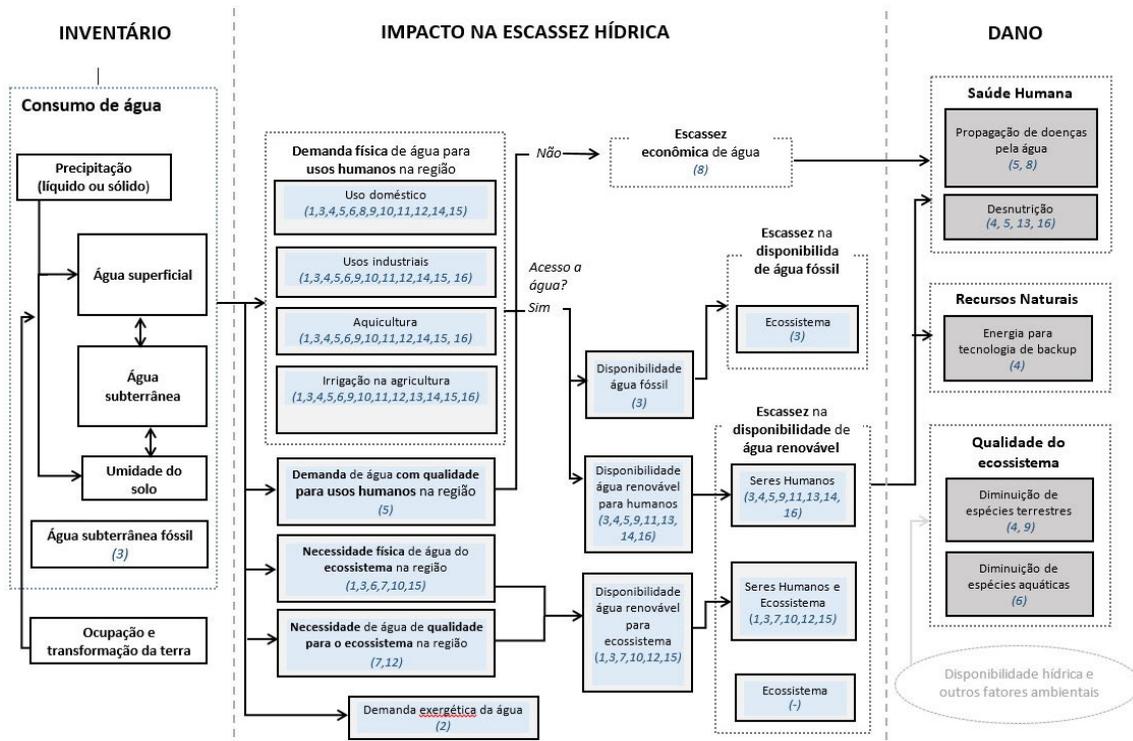
Na Figura 4 está apresentado o mecanismo de causa-efeito ambiental para escassez hídrica. Esse mecanismo se inicia com o consumo de água em um processo que, acrescido à demanda hídrica de uma região, afeta a disponibilidade de água, podendo causar danos à saúde humana, ao ecossistema e aos recursos naturais. Os modelos de caracterização avaliados estão localizados nessa figura de acordo com os fluxos de consumo, disponibilidade e impacto que consideram.

A ocupação e a transformação da terra influenciam na capacidade do ecossistema de absorver a água das chuvas, alterando a quantidade de água assimilada em reservatórios superficiais e subterrâneos. A água precipitada fica disponível no meio ambiente em três tipos de reservatórios: superficiais (rios e lagos), subterrâneos (rasas e profundas)

e no solo (umidade na camada superficial do solo, também chamada de água verde). Os reservatórios de água superficiais e a água no solo são alimentados diretamente pela chuva, já os reservatórios subterrâneos são abastecidos pela água percolada do solo. As reservas subterrâneas estão usualmente conectadas com as superficiais, entretanto as reservas subterrâneas fósseis estão isoladas, sendo seus estoques deplecionados quando a água é consumida.

O volume de água consumida em cada processo que integra o estudo de ciclo de vida de um produto é quantificado na etapa de inventário ambiental, podendo ser especificado em relação à origem, superficial ou subterrânea (água azul), ou solo (água verde). O consumo de água em um processo específico é somado à demanda já existente de água pelos diversos usuários de uma região específica. A demanda hídrica em uma região, o acesso à infraestrutura de abastecimento de água, os possíveis impactos na disponibilidade hídrica (física e econômica) e, posteriormente, na saúde humana, qualidade do ecossistema e reservas hídricas são variáveis que podem ser consideradas, quantificadas e avaliadas por modelos de caracterização de escassez hídrica.

Figura 4 - Cadeia de causa-efeito para a categoria de impacto para escassez hídrica



1 - Frischknecht et al. (2006). 2 - Bösch et al. (2007). 3 - Milà i Canals et al. (2009). 4 - Pfister et al. (2009). 5 - Boulay et al. (2011). 6 - Hanafiah et al. (2011). 7 - Hoekstra et al. (2011). 8 - Motoshita et al. (2011). 9 - Van Zelm et al. (2011). 10 - Loubet et al. (2013). 11 - Pfister e Bayer (2013). 12 - Bayart et al. (2014). 13 - Motoshita et al. (2014). 14 - Berger et al. (2014). 15 - Boulay et al. (2016). 16 - Motoshita et al. (2016)

### 7.3.3. Posicionamento dos modelos de caracterização de ponto médio

Os modelos de ponto médio que avaliam impactos da demanda na disponibilidade hídrica podem considerar as reservas fósseis ou se referir às reservas hídricas renováveis em uma região. O único modelo que apresenta indicador para avaliação da depleção nas reservas fósseis (ADP, no Quadro 23) é Milà-i-Canals et al. (2009).

Os modelos que avaliam o impacto na disponibilidade hídrica em reservas renováveis podem ser organizados de acordo com o tipo de demanda hídrica considerada: i) apenas dos seres humanos (uso doméstico, agricultura, aquicultura e indústrias); ii) apenas do ecossistema, ou iii) de seres humanos e do ecossistema em conjunto.

Os modelos propostos por Pfister et al. (2009), Boulay et al. (2011), Van Zelm et al. (2011), Pfister e Bayer (2013), Loubet et al. (2013), Berger et al. (2014), e Motoshita et al. (2014) avaliam o impacto da demanda humana na disponibilidade hídrica. Esses modelos utilizam a relação entre retirada (PFISTER et al., 2009; VAN ZELM et al., 2011; PFISTER E BAYER, 2013; LOUBET et al., 2013), ou consumo (BOULAY et al., 2011, BERGER et al., 2014 e MOTOSHITA et al., 2014) de água para os diversos usos humanos e a disponibilidade, para gerar fatores de ponto médio, ou valores que representam o destino (fate em VAN ZELM et al., 2011) em equações que geram FC de ponto final. O indicador de ponto médio proposto por Boulay et al. (2011) considera, além da demanda física de água, a demanda de qualidade para cada usuário humano.

Já os modelos propostos por Frischknecht et al. (2006), Milà i Canals et al. (2009), Hoekstra et al. (2011), Loubet et al. (2013), Bayart et al. (2014) e Boulay et al. (2016), consideram, tanto a demanda humana como a necessidade do ecossistema, no cálculo do fator de caracterização para escassez hídrica. A necessidade do ecossistema é determinada de forma variada em cada modelo, representando uma fração da água disponível.

O modelo AWARE (Available Water Remaining) proposto por Boulay et al. (2016) é resultado de um trabalho de consenso promovido pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP, do inglês United Nations Development Program) e a Sociedade de Toxicologia Ambiental e Química (SETAC, do inglês Society of Environmental Toxicology and Chemistry), na Iniciativa pelo Ciclo de Vida (Life Cycle Initiative), para a categoria de escassez hídrica. Esse modelo e o proposto por Pfister e Bayer (2013) são os únicos de ponto médio que disponibilizam fatores de escassez mensais, em nível de bacia hidrográfica, país e continente.

É importante ressaltar que o termo “disponibilidade” de água é representado por indicadores variados nos modelos de ponto médio. Os modelos propostos por Frischknecht et al. (2006), Milà i Canals et al. (2009) e Hoekstra et al. (2011), utilizam a vazão natural anual dos corpos hídricos resultante do escoamento superficial. Pfister et al. (2009), Pfister e Bayer (2013), Loubet et al. (2013) e Bayart et al. (2014) consideram a variação

na precipitação mensal, além da vazão natural. Boulay et al. (2011) utilizam a vazão que permanece disponível durante 90% do ano (Q90). Já Berger et al. (2014) consideram o volume disponível em reservatórios, além da vazão natural anual.

Por fim, observa-se que nem todos os modelos de ponto médio são baseados na relação entre demanda e disponibilidade hídrica em uma região. O modelo proposto por Bösch et al. (2007) avalia a demanda exergética do recurso água, que é apresentada como uma constante para qualquer região.

#### 7.3.4. Posicionamento dos modelos de ponto final para a saúde humana

A escassez de água para usuários humanos está relacionada à disponibilidade limitada para irrigação e produção de alimentos, causando doenças devido à desnutrição. Essa escassez também pode causar o consumo de água contaminada, acarretando a ocorrência de doenças infecciosas.

A ocorrência de doenças infecciosas e desnutrição, porém, podem ser minimizadas por meio da utilização de mecanismos de compensação, como investimentos em saneamento básico e aquisição de alimentos cultivados em outras regiões. Quando o nível econômico em uma região não é suficiente para adotar esses mecanismos de compensação, a escassez hídrica afeta os seus usuários, com maior potencial de impacto na saúde humana pela desnutrição e propagação de doenças infecciosas.

A maioria dos modelos analisados consideram danos à saúde humana devido à diminuição da produção agrícola (PFISTER et al., 2009; BOULAY et al., 2011; MOTOSHITA et al., 2014; MOTOSHITA et al., 2016). Os modelos de Motoshita et al. (2014) e Motoshita et al. (2016) são os únicos que consideram, além da situação de desenvolvimento socioeconômico, a dependência de uma região do alimento produzido em sua área agrícola irrigada. Nesse modelo, regiões com maior dependência na produção local de alimentos são mais vulneráveis à ocorrência de escassez hídrica. Motoshita et al. (2016) é o modelo de consenso da UNEP/SETAC para avaliação de dano a saúde humana devido à escassez hídrica.

Os modelos de caracterização focados na propagação de doenças infecciosas pela água são os propostos por Motoshita et al. (2011) e Boulay et al. (2011). O modelo proposto por Motoshita et al. (2011) é o único que considera o acesso da população à infraestrutura de distribuição e tratamento da água e esgoto, como um fator determinante na ocorrência de doenças que afetam a população quando da ocorrência de escassez hídrica. Entretanto, Motoshita et al. (2011) não fornece dados em separado do indicador de acessibilidade para que possa ser utilizado como indicador de ponto médio de escassez econômica de água.

### 7.3.5. Posicionamento dos modelos de ponto final para qualidade do ecossistema

A qualidade do ecossistema está relacionada à diminuição de espécies aquáticas e terrestres na região avaliada devido à escassez hídrica. Entretanto, os três modelos em estudo, que geram fatores de dano à qualidade do ecossistema (PFISTER et al., 2009; HANAFIAH et al., 2011; VAN ZELM et al., 2011) não utilizam, no cálculo desses fatores, indicadores de ponto médio de escassez hídrica, ou seja, relações entre demanda e disponibilidade, mas sim, indicadores variados de disponibilidade hídrica relacionados à presença de determinadas espécies, utilizando funções de regressão. Os seguintes indicadores relacionados à disponibilidade são considerados nessa avaliação: vazão natural; mudança no nível do lençol freático (VAN ZELM et al., 2011); e precipitação mensal e anual (PFISTER et al., 2009).

Vale ressaltar que os modelos de Hoekstra et al. (2011) e Bayart et al. (2014), quando propõem o indicador de água, analisam a relação entre escassez e a redução da qualidade da água retornada ao ambiente, com potencial de afetar ecossistema e seres humanos. Porém, aspectos específicos relacionados à degradação hídrica devido a emissões de poluentes, causando eutrofização e toxicidade aquática, são tratados nas suas respectivas categorias de impacto e não são analisadas nos modelos de escassez hídrica avaliados.

### 7.3.6. Posicionamento dos modelos de ponto final para depleção dos recursos naturais

A depleção hídrica pode ter duas origens distintas: uso de águas subterrâneas fósseis (não renováveis) e de águas renováveis, além da capacidade de regeneração. A origem das águas subterrâneas fósseis ainda é pouco compreendida, não havendo modelos de caracterização que analisem os impactos do consumo dessas reservas.

Já o uso intensivo das reservas renováveis de água (além da regeneração anual) foi considerado no modelo proposto por Pfister et al. (2009). Esse modelo considera que, sempre que a demanda é maior ou igual à disponibilidade, ocorre depleção das reservas hídricas renováveis em uma região. Pfister et al. (2009) utilizam o conceito de tecnologia de backup, que analisa a energia que seria necessária para obter o recurso hídrico por algum processo tecnológico alternativo à precipitação. Esses autores consideram a energia para dessalinização da água do mar como tecnologia de backup.

### 7.3.7. Avaliação dos modelos de caracterização

Os modelos de caracterização considerados neste estudo foram avaliados de acordo com os critérios estabelecidos pela RAICV. O resumo da pontuação final para cada modelo de caracterização está apresentado no Quadro 25.

**Quadro 25 - Pontuação final de cada modelo de caracterização para escassez hídrica.**

Modelos de caracterização	Pontuação final	Escopo	Robustez	FC para o Brasil
<b>Ponto médio</b>				
Frischknecht et al. (2006)	2,0	1	4	1
Bösch et al. (2007)	2,3	2	4	1
Milà i Canals et al. (2009) - WSI	3,3	3	5	2
Milà i Canals et al. (2009) - ADP	2,0	1	4	1
Pfister et al. (2009)	3,3	2	5	3
Boulay et al. (2011)	4,0	4	5	3
Hoekstra et al. (2011)	2,0	1	4	1
Loubet et al. (2013)	2,0	1	4	1
Pfister e Bayer (2013)	3,7	2	5	4
Bayart et al. (2014)	2,0	1	4	1
Berger et al. (2014)	3,3	2	5	3
Motoshita et al. (2014)	3,0	2	5	2
Boulay et al. (2016)	4,0	3	5	4
<b>Ponto Final</b>				
Pfister et al. (2009)	3,3	2	5	3
Boulay et al. (2011)	4,0	4	5	3
Hanafiah et al. (2011)	3,0	2	5	2
Motoshita et al. (2011)	2,7	2	4	2
Van Zelm et al. (2011)	2,3	2	4	1
Motoshita et al. (2014)	3,0	2	5	2
Motoshita et al. (2016)	3,7	2	5	4

Como pode ser observado, os modelos de ponto médio com classificações melhores foram Boulay et al. (2011), Pfister e Bayer (2013) e Boulay et al. (2016), cada um obtendo mais de 3,5 na classificação final (escala de 1 a 5). No caso dos modelos de ponto final,

Boulay et al. (2011) e Motoshita et al. (2016) são os modelos com melhor classificação, também com mais de 3,5 pontos cada. Logo, esses modelos de AICV de ponto médio são os recomendados para uso em estudos de produtos brasileiros e futura regionalização de seus FC.

Vale ressaltar que, os dois modelos de caracterização desenvolvidos e recomendados pela UNEP/SETAC (BOULAY et al., 2016 e MOTOSHITA et al., 2016) estão entre os mais pontuados na avaliação apresentada acima, ou seja, as recomendações dos principais especialistas mundiais na área de escassez hídrica também são apropriadas à realidade brasileira.

Os resultados detalhados da avaliação desenvolvida neste trabalho são apresentados a seguir. Além disso, uma análise geral dos pontos fortes e fracos dos modelos de caracterização é apresentada.

Nas considerações finais, as diferenças entre os modelos de caracterização recomendados são apresentadas, incluindo algumas análises qualitativas que ajudam na identificação do modelo de caracterização mais apropriado para cada tipo de utilização.

### 7.3.8. Critério “escopo de aplicação”

No critério “escopo de aplicação”, dois subcritérios principais são avaliados: o conceito de escassez hídrica considerado no trabalho, a abrangência geográfica, e a abrangência de fluxos elementares. Segue abaixo a classificação em cada um dos subcritérios.

Nesse critério, nenhum modelo atingiu a pontuação máxima de alto escopo. O modelo de Boulay et al. (2011) foi o único com quatro pontos, seguido pelos modelos de WSI de Milà i Canals et al. (2009), ponto médio e final de Pfister et al. (2009), Pfister e Bayer (2013), Berger et al. (2014) e Boulay et al. (2016), com três pontos.

### 7.3.9. Conceito de escassez hídrica

Considerando a definição de escassez hídrica da FAO (2012), observa-se que apenas o modelo de ponto final proposto por Motoshita et al. (2011) considera a disponibilidade econômica ou o acesso da população à água em quantidade e qualidade. Entretanto, esse modelo não gera fatores de ponto médio de escassez hídrica econômica. Ressalta-se que, embora os estudos de Boulay et al. (2011), Motoshita et al. (2011), Motoshita et al. (2014) e Motoshita et al. (2016) analisem aspectos socioeconômicos, como forma de identificar mecanismos de compensação hídrica, esses modelos não consideram as questões de disponibilidade de infraestrutura e acesso da população à água, mas somente o nível econômico (PIB per capita) da região.

Observa-se que a maioria dos estudos considera apenas o aspecto quantitativo da escassez física, como definido na ISO 14046 (ISO, 2014) (BÖSCH et al., 2007; FRISCHKNECHT et al., 2006; HANAFIAH et al., 2011; MILÀ I CANALS et al., 2009; MOTOSHITA et al., 2011; VAN ZELM et al., 2011; LOUBET et al., 2013; PFISTER et al., 2009; PFISTER E BAYER, 2013; BERGER et al., 2014; MOTOSHITA et al., 2014; BOULAY et al., 2016; MOTOSHITA et al., 2016). Os modelos propostos por Bayart et al. (2014), Boulay et al. (2011), e Hoekstra et al. (2011) levam em consideração o aspecto qualitativo. Essa classificação está resumida no Quadro 26.

**Quadro 26 - Classificação dos modelos no subcritério: conceito de escassez hídrica.**

Conceito de escassez hídrica considerado	Modelos de caracterização
Somente quantitativo (Escassez física), incluindo somente demanda humana	Bösch et al. (2007) Pfister et al. (2009) Pfister e Bayer (2013) ADP de Milà i Canals et al. (2009) Motoshita et al. (2011) Motoshita et al. (2016) Hanafiah et al. (2011) Van Zelm et al. (2011) Berger et al. (2014) Motoshita et al. (2014)
Somente quantitativo (Escassez física), incluindo demanda humana e do ecossistema	Frischknecht et al. (2006) WSI de Milà i Canals et al. (2009) Loubet et al. (2013) Boulay et al. (2016)
Quantitativo e qualitativo para uso humano	Boulay et al. (2011)
Quantitativo e qualitativo para uso do ecossistema	Bayart et al. (2014) e Hoekstra et al. (2011)

Além disso, a inclusão da demanda hídrica ambiental, juntamente com a demanda dos seres humanos, no conceito de escassez hídrica é realizada apenas nos modelos de Frischknecht et al., (2006), WSI de Milà i Canals et al. (2009), Hoekstra et al. (2011), Loubet et al. (2013) e Boulay et al. (2016). Os modelos restantes abrangem apenas a demanda dos seres humanos no estudo realizado.

Dependendo da via de impacto considerada, a qualidade da água pode estar relacionada à funcionalidade da água para determinado uso humano (BOULAY et al., 2011) ou ao nível de qualidade de água necessário para a manutenção dos ecossistemas e uso humano (BAYART et al., 2014; HOEKSTRA et al., 2011). Os modelos de caracterização que desconsideram a qualidade da água citam que esse aspecto deve ser analisado somente em outras categorias de impacto relacionadas ao nível de poluição da água, como eutrofização e toxicidade aquática.

### 7.3.10. Abrangência geográfica

Nos modelos de caracterização de Bösch et al. (2007), WSI de Milà i Canals et al. (2009), Pfister et al. (2009), Boulay et al. (2011), Hanafiah et al. (2011), Motoshita et al. (2011), Pfister e Bayer (2013), Berger et al. (2014), Motoshita et al. (2014), Boulay et al. (2016), e Motoshita et al. (2016), a abrangência geográfica é global, pois os estudos geram valores de FC para regiões em todo o mundo (Quadro 27). Essa abrangência global é a ideal, já que os estudos de ACV integram a cadeia de produção, consumo e pós-consumo de um produto com processos ocorrendo em diferentes regiões.

O estudo de Van Zelm et al. (2011) tem uma abrangência apenas nacional, sendo gerados FC somente para a Holanda. Além disso, vários estudos (FRISCHKNECHT et al., 2006; ADP de MILÀ I CANALS et al., 2009; HOEKSTRA et al., 2011; LOUBET et al., 2013; BAYART et al., 2014) só geram FC para exemplos específicos, não fornecendo valores de FC para outras regiões, sendo considerados modelos conceituais ou não operacionais (Quadro 27). Embora FC possam eventualmente ser calculados para o Brasil utilizando-se esses modelos, a inexistência de FC para as demais regiões do mundo tornaria problemático o emprego desses métodos em estudos de escassez hídrica de produtos brasileiros.

**Quadro 27 - Classificação dos modelos no subcritério: abrangência geográfica para escassez hídrica.**

Abrangência geográfica	Modelos de caracterização		
Global	Bösch et al. (2007) WSI de Milà i Canals et al. (2009) Pfister et al. (2009) Boulay et al. (2011)	Hanafiah et al. (2011) Motoshita et al. (2011) Motoshita et al. (2014) Berger et al. (2014)	Pfister e Bayer (2013) Motoshita et al. (2016) Boulay et al. (2016)
Não operacional	Frischknecht et al. (2006) ADP de Milà i Canals et al. (2009) Hoekstra et al. (2011)	Loubet et al. (2013) Bayart et al. (2014)	
Nacional	Van Zelm et al. (2011)		

### 7.3.11. Abrangência de fluxos elementares

Na abrangência em nível de fluxos elementares, a maioria dos estudos considera apenas um fluxo elementar, sendo de baixa abrangência (Quadro 28). Esse fluxo elementar pode ser: águas superficiais (BAYART et al., 2014; HANAFIAH et al., 2011; LOUBET et al., 2013), ou águas subterrâneas (VAN ZELM et al., 2011), havendo também modelos sem especificação clara da fonte hídrica considerada (BÖSCH et al., 2007; FRISCHKNECHT

et al., 2006; MOTOSHITA et al., 2011). Já os modelos de Boulay et al. (2011), Milà i Canals et al. (2009), Pfister et al. (2009), Pfister e Bayer (2013), Berger et al. (2014), Motoshita et al. (2014), Motoshita et al. (2016) e Boulay et al. (2016) são de média abrangência, por considerarem tanto as águas superficiais quanto as subterrâneas. Por fim, Hoekstra et al. (2011) apresenta o único estudo de alta abrangência, por considerar, além das águas superficiais e subterrâneas, a umidade do solo (água verde).

Vale ressaltar que essa baixa abrangência é, principalmente, devido ao alto nível de complexidade para gerar modelos específicos de caracterização para cada fluxo hídrico elementar. Apesar da principal base de dados de inventários, ecoinvent v3.1. (PFISTER et al., 2015), fornecer vários tipos de fontes hídricas (lagos, rios, água para refrigeração, água de poço, água no ar e etc.), essa grande especificidade não tem grande utilidade para os modelos de caracterização atuais. Isso porque a maioria desses modelos utiliza apenas um fluxo elementar: águas superficiais ou águas subterrâneas. Nesse contexto, deve-se avaliar se os benefícios da inclusão de vários fluxos elementares de água em um único modelo de caracterização compensam a complexidade necessária para fazê-lo.

**Quadro 28 - Classificação dos modelos no subcritério: abrangência de fluxos elementares para escassez hídrica.**

Abrangência de fluxos elementares	Modelos de caracterização	
Fluxos de água superficial e subterrânea	Milà i Canals et al. (2009) Pfister et al. (2009) Boulay et al. (2011) Pfister e Bayer (2013)	Berger et al. (2014) Motoshita et al. (2016) Boulay et al. (2016) Motoshita et al. (2014)
Fluxos de água não especificados	Frischknecht et al. (2006) Bösch et al. (2007)	Motoshita et al. (2011)
Fluxos de água superficial, subterrânea e umidade do solo	Hoekstra et al. (2011)	
Fluxos de água superficial	Hanafiah et al. (2011) Loubet et al. (2013)	Bayart et al. (2014)
Fluxos de água subterrânea	Van Zelm et al. (2011)	

### 7.3.12. Critério “Robustez científica”

A robustez científica do modelo de caracterização é baseada em critérios que avaliam: i) a confiabilidade, observando-se a existência de análise crítica científica disponível;

ii) a clareza do mecanismo ambiental considerado; e iii) a transparência do modelo, observando-se a clareza de suas equações e bases de dados acessórias.

Os modelos que satisfizeram todos os subcritérios, com obtenção de pontuação máxima foram: WSI de Milà i Canals et al. (2009), Bayart et al. (2014), Boulay et al. (2011), Hanafiah et al. (2011), Pfister et al. (2009), Pfister e Bayer (2013), Berger et al. (2014), Motoshita et al. (2014), Motoshita et al. (2016) e Boulay et al. (2016). Nesse critério, não houveram estudos com pontuações inferiores a quatro. Logo, todos os demais modelos apresentaram quatro pontos, não satisfazendo apenas um subcritério.

### 7.3.13. Confiabilidade

Observa-se que todos os modelos avaliados foram publicados em periódicos científicos internacionais ou livros (Quadro 29). Além disso, com exceção de Loubet et al. (2013), Berger et al. (2014), Motoshita et al. (2014), Boulay et al. (2016) e Motoshita et al. (2016), todos os outros modelos fazem parte de algum artigo de revisão de literatura de AICV na categoria de escassez hídrica, como os estudos de Kounina et al. (2013) e Boulay et al. (2015), tendo reconhecimento por parte de especialistas da área e satisfazendo o subcritério 2.1: revisão por especialistas.

Apesar dos modelos de caracterização de Boulay et al. (2016) e Motoshita et al. (2016) ainda não terem sido publicados como artigo em periódico indexado, eles são descritos em capítulos do livro publicado pela UNEP/SETAC (FRISCHKNECHT E JOLLIET, 2016). Os modelos de Berger et al. (2014) e Motoshita et al. (2014) são revisados neste livro.

O modelo de Loubet et al. (2013) é o único não citado em nenhum artigo de revisão ou livro de consenso sobre AICV. Loubet et al. (2013) analisaram somente um aspecto muito específico do processo; o efeito cascata que o consumo de água em uma bacia pode provocar nas sub-bacias à jusante.

**Quadro 29 - Classificação dos modelos no subcritério: revisão por especialistas para escassez hídrica.**

Revisão por especialistas	Modelos de caracterização
Citados em artigos de revisão de literatura de AICV	Frischknecht et al. (2006) Pfister et al. (2009) Motoshita et al. (2011) Bösch et al. (2007) Boulay et al. (2011) Van Zelm et al. (2011) Milà i Canals et al. (2009) Hanafiah et al. (2011) Pfister e Bayer (2013) Hoekstra et al. (2011) Bayart et al. (2014)
Parte da iniciativa UNEP/SETAC	Motoshita et al. (2016) Motoshita et al. (2014) Boulay et al. (2016) Berger et al. (2014)
Não reconhecidos	Loubet et al. (2013)

### 7.3.14. Clareza do mecanismo ambiental considerado

Apenas cinco modelos apresentam figuras com a cadeia de causa-efeito ambiental considerada (BOULAY et al., 2011; HANAFIAH et al., 2011; MILÀ I CANALS et al., 2009; LOUBET et al., 2013; MOTOSHITA et al., 2014), tendo explicitado os fluxos ambientais considerados, de forma clara (Quadro 30).

Os estudos de Pfister et al. (2009), Hoekstra et al. (2011), Van Zelm et al. (2011), Pfister e Bayer (2013), Bayart et al. (2014), Berger et al. (2014), Motoshita et al. (2016) e Boulay et al. (2016) não apresentam uma figura com a cadeia de causa-efeito ambiental. Entretanto, analisando-se o texto desses estudos, é possível ponderar sobre os possíveis fluxos considerados.

Já os modelos de Bösch et al. (2007), Frischknecht et al. (2006), e Motoshita et al. (2011) não especificam os tipos de fontes de água considerados, ou seja, os fluxos elementares utilizados não são descritos. Esses modelos receberam menor pontuação.

**Quadro 30 - Classificação dos modelos no subcritério: clareza do mecanismo ambiental para escassez hídrica.**

Clareza do mecanismo ambiental	Modelos de caracterização	
Figura com a cadeia de causa-efeito ambiental	Milà i Canals et al. (2009) Boulay et al. (2011)	Hanafiah et al. (2011) Motoshita et al. (2014) Loubet et al. (2013)
Esclarece as vias de impacto consideradas	Hoekstra et al. (2011) Pfister et al. (2009) Pfister e Bayer (2013) Berger et al. (2014)	Bayart et al. (2014) Van Zelm et al. (2011) Motoshita et al. (2016) Boulay et al. (2016)
Não esclarece todas as vias de impacto consideradas	Frischknecht et al. (2006) Bösch et al. (2007)	Motoshita et al. (2011)

### 7.3.15. Transparência e acessibilidade

A transparência e acessibilidade é analisada considerando dois aspectos complementares: a modelagem utilizada no estudo, e as bases de dados acessórias adotadas para valorar e obter os indicadores ou variáveis dos modelos.

A modelagem é apresentada de forma clara em todos os estudos, pois explicam as equações utilizadas no modelo de caracterização desenvolvido, evidenciando as considerações feitas e os parâmetros aplicáveis. Considerando as variáveis utilizadas, alguns estudos não mostram como certas variáveis são calculadas ou quais as bases de dados que trazem valores regionalizados para essas variáveis (Quadro 31).

A maioria das variáveis hidrológicas dos modelos de caracterização é valorada por métodos que realizam estimativas hidrológicas globais. Os principais métodos hidrológicos utilizados são: WaterGAP2 (ALCAMO et al., 2003), Smakhtin et al. (2004) e Pastor et al. (2013). Os estudos de Smakhtin et al. (2004) e Pastor et al. (2013) fornecem dados de necessidades hídricas dos ecossistemas aquáticos para grandes bacias hidrográficas ou ecorregiões, respectivamente. Apesar da maioria dos estudos que considera esse parâmetro (MILÀ I CANALS et al., 2009; HOEKSTRA et al., 2011) utilizar o modelo mais antigo de Smakhtin et al. (2003), Pastor et al. (2013) é o estudo mais atual, mais robusto e tem escalas geográfica e temporal mais específicas, sendo utilizado no índice AWARE (BOULAY et al. 2016).

Já o modelo hidrológico WaterGAP2 (ALCAMO et al., 2003) é utilizado na maioria dos modelos de caracterização avaliados para o cálculo da demanda humana e disponibilidade hídrica. Esse modelo passou por diversos aperfeiçoamentos, originando o WaterGAP3 (FLÖRKE et al., 2013), utilizado atualmente. O WaterGAP3 disponibiliza valores de demanda e disponibilidade em nível de país, bacia hidrográfica (3565 bacias hidrográficas), e células de 0,5 latitude por 0,5 de longitude (células de 0,5° x 0,5°). As informações sobre disponibilidade são estimadas considerando dados de precipitação mensal e anual fornecidas pela Unidade de Pesquisa Climática (CRU, do inglês Climate Research Unit), baseadas em normais climatológicas do período de 1961 a 2010. Os valores de demanda hídrica contemplam os usos domésticos, industriais e agrícolas, sendo estimados com base em dados de população e renda para uso doméstico, consumo de energia para uso industrial e necessidade hídrica das culturas para uso agrícola. As demandas para uso doméstico e industrial são disponibilizadas em nível de país, e para uso agrícola, por célula de 0,5° latitude por 0,5° de longitude (FLÖRKE et al., 2013).

De acordo com Alcamo et al. (2003), o modelo hidrológico do WaterGAP2 apresentou boa eficiência de simulação de dados para regiões da Europa e Estados Unidos, porém, apresentou eficiência mais baixa para outras regiões, como nordeste e sudeste do Brasil e nordeste da África. Esses resultados se devem principalmente a duas limitações presentes no modelo: (i) desconsideração da distribuição geográfica de renda da população dentro do país, o que causa mudanças no consumo hídrico, e (ii) não inclusão de aspectos presentes em bacias intermitentes (evapotranspiração de escoamento e perdas durante o fluxo do rio), causando superestimação da disponibilidade hídrica em regiões áridas e semiáridas.

Além desses modelos hidrológicos, bases de dados acessórias também são utilizadas para se obter as informações necessárias na valoração de algumas variáveis dos modelos de caracterização. Isso ocorre, principalmente, em modelos de ponto final, que requerem dados do tipo: (i) informações socioeconômicas (PIB, IDH, número de habitantes e etc.), utilizadas em Pfister et al. (2009), Motoshita et al. (2011) e Motoshita et al. (2014); (ii) dados

climáticos, usados em Pfister et al. (2009), Motoshita et al. (2011), Motoshita et al. (2014) e Motoshita et al. (2016); (iii) dados nutricionais, principalmente originados nos relatórios da FAO dos últimos anos, adotados em Pfister et al. (2009), Motoshita et al. (2011), Motoshita et al. (2014) e Motoshita et al. (2016), e (iv) dados relativos às características de produção e mercado de diversos tipos de alimentos, utilizados em Motoshita et al. (2014) e Motoshita et al. (2016). Embora muitas variáveis sejam utilizadas nestes modelos, as bases de dados utilizadas para sua valoração estão nos textos desses estudos.

Os seguintes estudos foram classificados como de difícil identificação das bases de dados e métodos utilizados para valoração das variáveis propostas: i) ADP de Milà i Canals et al. (2009), pois as variáveis relacionadas às águas subterrâneas são de difícil obtenção e de elevada incerteza, havendo apenas alguns estudos de regiões específicas para os quais esses valores foram calculados; ii) o estudo de Van Zelm et al. (2011), que utiliza métodos estatísticos complexos e vários critérios ambientais disponíveis apenas em modelos específicos para a Holanda; iii) Hoekstra et al. (2011), que apenas apresenta o modelo de caracterização com as equações e variáveis hidrológicas, não especificando bases de dados possíveis de serem utilizadas, principalmente no caso da água verde, em que não se sabe como quantificar alguns tipos de evapotranspiração (evapotranspiração reservada para a vegetação natural e de áreas improdutivas); e iv) Bayart et al. (2014), que possui variáveis relacionadas à qualidade da água, estabelecida em normas nacionais ou regionais, não sendo apresentada a forma de acesso a essas normas. Os FC não são gerados de forma global nesses estudos, que apenas apresentam as equações para sua geração e alguns exemplos pontuais de utilização.

**Quadro 31 - Classificação dos modelos no subcritério: transparência e acessibilidade para escassez hídrica.**

Transparência e acessibilidade	Modelos de caracterização		
Modelagem e variáveis necessárias são apresentadas de forma clara	Frischknecht et al. (2006) Bösch et al. (2007) WSI de Milà i Canals et al. (2009) Pfister et al. (2009) Boulay et al. (2011)	Hanafiah et al. (2011) Motoshita et al. (2011) Loubet et al. (2013) Motoshita et al. (2014) Berger et al. (2014)	Pfister e Bayer (2013) Motoshita et al. (2016) Boulay et al. (2016)
Variáveis necessárias não são apresentadas de forma clara	Hoekstra et al. (2011) Van Zelm et al. (2011)	ADP de Milà i Canals et al. (2009) Bayart et al. (2014)	

### 7.3.16. Critério “Fatores de caracterização para o Brasil”

No critério de disponibilidade de FC para o Brasil, o desempenho dos modelos de caracterização é analisado com relação à existência e à pertinência de FC gerados para o país. Na análise da existência de FC nacionais, as escalas geográfica e temporal desses fatores foram consideradas, observando se elas estão apropriadas para o contexto nacional. Além disso, analisa-se no subcritério pertinência, se os FCs assumidos para o Brasil condizem com as avaliações conjunturais da ANA sobre escassez hídrica nas regiões hidrográficas brasileiras.

Nesse critério, os modelos de caracterização com maior pontuação foram: Pfister e Bayer (2013), Boulay et al. (2016) e Motoshita et al. (2016), com quatro pontos. Esses modelos apresentam FC regionalizados e mensais, mas ainda não chegam às condições ideais para o Brasil, devido a esses FC não demonstrarem criticidade em regiões consideradas críticas.

### 7.3.17. Diferenciação geográfica e espacial dos FC disponíveis para o Brasil

Percebe-se que metade dos modelos de caracterização avaliados não gera FC para o Brasil (Quadro 32). Isso porque, além do estudo com escopo nacional (VAN ZELM et al., 2011), muitos modelos só geram esses valores para casos ilustrativos (FRISCHKNECHT et al., 2006; MILÀ I CANALS et al., 2009; LOUBET et al., 2013; HOEKSTRA et al., 2011; BAYART et al., 2014), não havendo a disponibilização de FC para outras partes do mundo, ou seja, são modelos não operacionais.

Os modelos de Pfister et al. (2009), WSI de Milà i Canals et al. (2009), Boulay et al. (2011), Hanafiah et al. (2011), Motoshita et al. (2011), Pfister e Bayer (2013), Berger et al. (2014), Motoshita et al. (2014), Motoshita et al. (2016) e Boulay et al. (2016) são os que geram FC para o Brasil. Nesses modelos, as escalas geográficas utilizadas são diferentes: i) em nível de células de 0,5° de latitude x 0,5° de longitude (PFISTER et al., 2009; BOULAY et al., 2011; PFISTER E BAYER, 2013; BERGER et al., 2014; BOULAY et al., 2016; MOTOSHITA et al., 2016); ii) grandes bacias hidrográficas (WSI de MILÀ I CANALS et al., 2009; PFISTER et al., 2009; BOULAY et al., 2011; HANAFIAH et al., 2011; PFISTER E BAYER 2013); e iii) país (PFISTER et al., 2009; BOULAY et al., 2011; MOTOSHITA et al., 2011; PFISTER E BAYER, 2013; BERGER et al., 2014; MOTOSHITA et al., 2014; BOULAY et al., 2016; MOTOSHITA et al., 2016).

Vale ressaltar que o modelo de Bösch et al. (2007) não foi citado nas classificações acima devido ao fato de que os índices gerados para os 112 recursos naturais diferentes do estudo não têm nenhuma diferenciação geográfica e temporal, ou seja, existe somente um valor de FC para o recurso hídrico, utilizado para todo o mundo.

A espacialização de 0,5° x 0,5° é obtida devido ao fato de que o principal modelo hidrológico global utilizado para obter os dados necessários nos estudos é o WaterGAP2 (ALCAMO et al., 2003), que fornece as informações nessa escala geográfica. Esses resultados por célula foram agregados para gerar FC com níveis de especificação geográfica menor, como grandes bacias hidrográficas ou país, com vários estudos gerando fatores em mais de uma escala geográfica. Motoshita et al. (2011) e Motoshita et al. (2014) são os únicos que fornecem FC somente em nível de país por utilizarem fatores socioeconômicos nacionais e variáveis mais complexas. Motoshita et al. (2016), mais atual, já fornece FC com maior especificação, tanto geográfica quanto temporal, evidenciando um avanço alcançado pela iniciativa UNEP/SETAC.

O WSI de Milà i Canals et al. (2009) só gera FC para 115 grandes bacias hidrográficas no mundo. Já Hanafiah et al. (2011) geram FC para 214 bacias mundiais, apesar de terem sido identificadas 326 bacias no total. Isso porque 83 bacias estão localizadas em latitudes maiores que 42°, tendo ainda baixa biodiversidade devido à recente cobertura de gelo, e as outras 29 não dispõem de dados suficientes para a geração de FC. Logo, esses modelos têm a escala geográfica de grandes bacias mundiais, mas apresentam apenas uma cobertura global parcial.

**Quadro 32 - Classificação dos modelos de escassez hídrica no subcritério: escala geográfica dos FC gerados para o Brasil.**

Escala geográfica dos FC gerados para o Brasil	Modelos de caracterização	
FC em escala de 0,5° x 0,5° e agregado para grandes bacias e país	Pfister et al. (2009) Boulay et al. (2011) Pfister e Bayer (2013)	Berger et al. (2014) Motoshita et al. (2016) Boulay et al. (2016)
FC em escala de grandes bacias hidrográficas	WSI de Milà i Canals et al. (2009)	Hanafiah et al. (2011)
FC somente em escala de país	Motoshita et al. (2011)	Motoshita et al. (2014)
Não gera FC para o Brasil (modelo não operacional ou nacional)	Frischknecht et al. (2006) ADP de Milà i Canals et al. (2009) Van Zelm et al. (2011)	Hoekstra et al. (2011) Loubet et al. (2013) Bayart et al. (2014)
FC gerado sem diferenciação geográfica	Bösch et al. (2007)	

Considerando a escala temporal, observa-se que duas escalas são empregadas na geração de FC para o Brasil: (i) anual (MILÀ I CANALS et al., 2009; PFISTER et al., 2009; BOULAY et al., 2011; HANAFIAH et al., 2011; MOTOSHITA et al., 2011; BERGER et al., 2014;

MOTOSHITA et al., 2014) e (ii) mensal (PFISTER E BAYER, 2013; BOULAY et al., 2016; MOTOSHITA et al., 2016). Essa classificação está apresentada no Quadro 33.

A escala mensal é importante na avaliação da escassez hídrica de produtos agrícolas, por ser capaz de considerar as variações sazonais presentes nos corpos hídricos. Percebe-se, porém, que apenas os três modelos apresentados acima geram FC de forma global, evidenciando a dificuldade em se obter dados mundiais com esse nível de detalhamento temporal.

Vale ressaltar que alguns dos modelos com escala anual consideram variações sazonais de outras formas: utilizando o baixo fluxo estatístico (fluxo excedido em 9 de 10 meses) como variável para a disponibilidade hídrica (BOULAY et al., 2011), ou considerando fluxos fortemente regulados para criar um fator de variação a partir de dados médios mensais de precipitação (PFISTER et al., 2009).

**Quadro 33 - Classificação dos modelos de escassez hídrica no subcritério: escala temporal dos FC gerados para o Brasil.**

Escala temporal dos FC gerados para o Brasil	Modelos de caracterização	
Anual	WSI de Milà i Canals et al. (2009) Pfister et al. (2009) Boulay et al. (2011) Hanafiah et al. (2011)	Motoshita et al. (2011) Motoshita et al. (2014) Berger et al. (2014)
Mensal	Pfister e Bayer (2013) Motoshita et al. (2016)	Boulay et al. (2016)
Não gera FC para o Brasil (modelo não operacional ou nacional)	Frischknecht et al. (2006)	Hoekstra et al. (2011)
	ADP de Milà i Canals et al. (2009)	Loubet et al. (2013)
	Van Zelm et al. (2011)	Bayart et al. (2014)
FC gerado sem diferenciação temporal	Bösch et al. (2007)	

Com essas informações, deve-se estabelecer as condições geográficas e temporais consideradas ideais para a geração de FC para o Brasil, de forma que a realidade da escassez hídrica no país possa ser evidenciada da forma mais real e pertinente possível. Sabe-se que o Brasil tem dimensões continentais e grandes variações ambientais características do país, seja entre as diferentes regiões ou até mesmo entre os diferentes estados. Dessa forma, as escalas geográficas consideradas apropriadas para o Brasil são as mesmas adotadas pelo órgão nacional especializado na área, a Agência Nacional de

Águas (ANA), que divide os corpos hídricos brasileiros em 12 Regiões Hidrográficas (RH) e 450 Unidades Hidrográficas Estaduais (UHE) e, fornece informações sobre o balanço hídrico nesses níveis de detalhamento (Figura 5). A escala geográfica UHE é considerada a mais adequada, pois tem alta regionalização e possibilita que grandes variações entre diferentes áreas possam ser avaliadas de forma adequada em um estudo de ACV.

Figura 5 - Divisão das Regiões Hidrográficas e Unidades Hidrográficas Estaduais do Brasil



Fonte: metadados da ANA (2016)

Considerando os modelos de caracterização avaliados neste estudo, observa-se que nenhum deles utiliza as divisões hidrográficas propostas pela ANA, seja para RH ou para UHE. Os modelos mais próximos da escala utilizada para as UHE são os que possuem a especificação geográfica utilizada no modelo WaterGAP (células de  $0,5^\circ \times 0,5^\circ$ ): Pfister et al. (2009), Boulay et al. (2011), Pfister e Bayer (2013), Berger et al. (2014), Motoshita et al. (2016) e Boulay et al. (2016). Entretanto, esses modelos agregam os valores de várias células para fornecer FC em uma escala menos específica. No caso do Brasil, essa escala é maior que das UHE e se assemelha às RHs em algumas regiões, como o Parnaíba e o São Francisco.

Além disso, de acordo com Gassert et al. (2015), o Brasil tem uma disponibilidade hídrica com alto nível de variação sazonal na maior parte do seu território, evidenciando que a escala temporal mensal seria a mais indicada para o país. Nesse sentido, apenas os modelos de Pfister e Bayer (2013), Boulay et al. (2016) e Motoshita et al. (2016) geram FC para o Brasil em escala mensal.

### 7.3.18. Pertinência dos FC para o Brasil

Neste subcritério, para avaliar se os FC disponíveis para o Brasil condizem com o debate atual sobre escassez hídrica das regiões brasileiras, deve-se primeiro analisar qual é a situação do país na questão da água. Para tanto, uma busca por informações na área foi feita em relatórios de órgãos governamentais e na imprensa nacional, de forma a se ter conhecimento sobre a real situação da escassez hídrica brasileira.

De acordo com relatório publicado na ANA (2015), sobre a conjuntura nacional dos recursos hídricos, os índices de balanço hídrico (razão entre demanda e disponibilidade) da maior parte da região nordeste, de parte do sudeste e do extremo sul do Brasil são considerados “muito críticos” (balanço maior que 40%), “críticos” (balanço entre 20% e 40%) ou “preocupantes” (balanço entre 10% e 20%), evidenciando uma situação de escassez hídrica em grande parte do território nacional. Neste estudo, a demanda se refere à vazão de retirada para usos consuntivos, enquanto a disponibilidade está relacionada à vazão dos corpos hídricos com permanência de 95%, obtida por meio de monitoramento.

Nesse sentido, percebe-se que o desabastecimento de água, problema crônico no nordeste brasileiro devido ao clima semiárido, vem se expandindo em outras regiões do país. A situação mais crítica, no início de 2014, pôde ser constatada na cidade de São Paulo, onde o volume da área de captação de água do sistema Cantareira chegou a menos de 15% do limite máximo, sendo necessária a utilização do seu volume morto para suprir a demanda hídrica dos usuários (CORONATO et al., 2014).

Com essa realidade, os FC gerados pelos modelos de caracterização deveriam indicar um alto grau de escassez hídrica em parte das bacias hidrográficas brasileiras, excetuando-

se as do norte do país. Entretanto, isso não acontece em nenhum dos modelos que apresentam as bacias hidrográficas do país como de média escassez (HANAFIAH et al., 2011; MOTOSHITA et al., 2011) ou baixa escassez (MILÀ I CANALS et al., 2009; PFISTER et al., 2009; BOULAY et al., 2011; PFISTER E BAYER, 2013; MOTOSHITA et al., 2014; BERGER et al., 2014; BOULAY et al., 2016; MOTOSHITA et al., 2016) comparada a outras regiões do mundo (Quadro 34).

Sabe-se que cada modelo de caracterização utiliza diferentes equações e variáveis hidrológicas, logo, os valores dos FC encontrados têm diferentes ordens de grandeza. Porém, cada modelo também divide esses valores em diferentes níveis de estresse hídrico e o Brasil normalmente aparece nos níveis mais baixos. Exemplificando, de acordo com o WSI de Pfister et al. (2009), o Brasil apresenta FC menores que  $0,1 \text{ m}^3/\text{m}^3$  para todo o território nacional, com exceção de uma pequena parte do semiárido nordestino, onde esse valor chega a  $0,4 \text{ m}^3/\text{m}^3$ . Como o WSI vai de  $0,01$  a  $1$ , sendo o valor de  $1$  o de maior estresse hídrico, percebe-se que a maior parte do Brasil é classificada como de baixa escassez.

Considerando os fatores mensais dos modelos de ponto médio (PFISTER E BAYER, 2013; BOULAY et al., 2016), a classificação do Brasil também é de baixa escassez na maior parte do ano. A exceção também está relacionada a uma pequena parte do nordeste, entre Ceará e Rio Grande do Norte, onde se observa um nível de estresse hídrico maior entre os meses de outubro e janeiro, com valores próximos a  $1 \text{ m}^3/\text{m}^3$  para o modelo de Pfister e Bayer (2013) e valores médios de  $60 (\text{m}^3\text{região}/\text{m}^3\text{mundial})$  para o modelo de Boulay et al. (2016). Para bacias de outras regiões do país, como o sudeste, os níveis de estresse hídrico se mantêm próximos de zero durante todo o ano.

Vale ressaltar que esses resultados divergentes da realidade brasileira podem ser devido aos modelos hidrológicos e bases de dados acessórias utilizados para gerar os FC. O principal modelo hidrológico utilizado, o WaterGAP2 (ALCAMO et al., 2003), utiliza dados de disponibilidade anual baseados em precipitações médias do período de 1961 a 1990, fornecendo informações desatualizadas, se comparado ao WaterGAP3 (FLÖRKE et al., 2013), que utiliza médias do período de 1961 a 2010. Entretanto, no período de 1961 a 1990, a região semiárida do Brasil já deveria apresentar valores altos de escassez hídrica na maior parte da região, o que não é encontrado nos fatores gerados. Infere-se, então, que o problema provavelmente está relacionado com a forma como a disponibilidade e a demanda hídrica são calculadas nesse modelo. Estudos mais detalhados precisam ser realizados para confirmar essa hipótese.

**Quadro 34 - Classificação dos modelos de escassez hídrica no subcritério: pertinência dos FC para o Brasil.**

Pertinência dos FC para o Brasil	Modelos de caracterização	
FC gerados para o Brasil como de baixa ou nenhuma escassez	WSI de Milà i Canals et al. (2009) Pfister et al. (2009) Boulay et al. (2011) Pfister e Bayer (2013)	Motoshita et al. (2014) Berger et al. (2014) Motoshita et al. (2016) Boulay et al. (2016)
FC gerados para o Brasil como de média escassez	Hanafiah et al. (2011)	Motoshita et al. (2011)
FC gerados para o Brasil condizentes com a realidade		—

### 7.3.19. Análise de pontos fortes e fracos dos modelos mais indicados para o Brasil

O principal ponto forte dos modelos de ponto médio é a simplicidade desses modelos de caracterização. Os índices mais simples (FRISCHKNECHT et al., 2006; PFISTER et al., 2009; PFISTER E BAYER, 2013; BAYART et al., 2014; BERGER et al., 2014; BOULAY et al., 2016) são de fácil entendimento e obtenção, entretanto, apresentam desvantagens relacionadas às descon siderações da qualidade da água e do acesso à água pela população local. Já os índices mais completos, propostos por Milà i Canals et al. (2009), Boulay et al. (2011), Hoekstra et al. (2011) e Loubet et al. (2013), se tornam mais complexos e acabam tendo mais problemas com falta ou baixa confiabilidade de dados.

Pfister et al. (2009) tem alta especificação geográfica, porém baixa especificação temporal (FC somente em escala anual). Esse problema foi remediado em Pfister e Bayer (2013), que apresenta fatores mensais de escassez por bacia hidrográfica. Porém, esses modelos desconsideram as necessidades hídricas dos ecossistemas aquáticos, o uso degradativo (relacionado à qualidade) da água e o acesso da população à água.

O modelo AWARE proposto por Boulay et al. (2016) é o resultado do trabalho desenvolvido pelo WULCA, o grupo de trabalho fundado pela iniciativa UNEP/SETAC e composto por diversos pesquisadores responsáveis pelo desenvolvimento de modelos de caracterização anteriores para escassez hídrica. Esse grupo, durante dez anos, uniu esforços para criar indicadores que fossem consenso no modelo de caracterização de AICV para a categoria de escassez hídrica, tanto para ponto médio (BOULAY et al., 2016) quanto para ponto final (MOTOSHITA et al., 2016).

O AWARE (BOULAY et al., 2016) é um índice simples e genérico que tenta quantificar a potencial privação hídrica mensal e anual do usuário, seja ele humano ou ecossistema. Logo, ele tem alta especificação geográfica e temporal, além de considerar as necessidades

dos ecossistemas. Apesar disso, ele não considera o nível de qualidade hídrica, nem o acesso da população à água (escassez econômica).

No que se refere aos modelos de ponto final, seu ponto forte é a exclusividade, pois muitos desses modelos são únicos na análise de uma via de impacto específica. Exemplificando, Hanafiah et al. (2011) é o único que analisa os impactos nos peixes, Motoshita et al. (2011) é o único que avalia especificamente os efeitos de doenças relacionadas à água em usuários domésticos, e Van Zelm et al. (2011), o único que mostra os danos às plantas terrestres devido à privação de água verde derivada somente das águas subterrâneas.

Com relação aos pontos fracos dos modelos de ponto final, a maioria tem baixa especificação geográfica, gerando FC somente em nível de grandes bacias hidrográficas ou países, e baixa especificação temporal, sendo a escala anual padrão na maioria dos estudos. Isso acontece devido à falta de dados mais específicos para as várias variáveis consideradas nesses modelos de caracterização. A limitação na especificação temporal começa a ser superada no modelo de ponto final de Motoshita et al. (2016), em que FC regionalizados e mensais já são gerados, mesmo que com maior nível de incerteza.

O modelo de Pfister et al. (2009) é o mais abrangente de ponto final, pois contempla três índices diferentes, um para cada AoP diferente, avaliando: dano à saúde humana causados pela desnutrição, dano à qualidade do ecossistema devido à diminuição de espécies terrestres, e depleção dos recursos hídricos renováveis. Enquanto Pfister et al. (2009) pode ser utilizado para avaliar três vias de impacto diferentes, três outros modelos de caracterização precisam ser agregados para ter a mesma abrangência: Hanafiah et al. (2011), Motoshita et al. (2011) e Motoshita et al. (2014), por exemplo.

O modelo de caracterização proposto por Boulay et al. (2011) analisa duas vias de impacto relacionadas à saúde humana (doenças relacionadas à escassez para uso doméstico, e desnutrição pela escassez de água para irrigação e aquicultura). Esse estudo é um dos mais completos, pois considera vários parâmetros, como fonte hídrica (superficial ou subterrânea), funcionalidade da água para os diferentes usos humanos (qualidade) da água e aspectos socioeconômicos (PIB, distribuição de usuários domésticos e etc.). Entretanto, Boulay et al. (2011) tem uma baixa especificidade temporal (FC somente em escala anual), não considera as interações entre água superficiais e subterrâneas ou entre bacias hidrográficas, e não avalia os impactos decorrentes dos possíveis mecanismos de compensação hídrica. Além disso, devido à complexidade desse modelo, a falta de dados é comum na geração de fatores, principalmente relacionados à qualidade da água para muitas bacias hidrográficas em países em desenvolvimento, acarretando baixa diferenciação entre bacias.

O indicador de ponto final de Motoshita et al. (2016) foi adaptado de Motoshita et al. (2014) e está relacionado ao dano à saúde humana, devido à desnutrição por privação de água na agricultura. Três indicadores principais são contemplados no modelo de

Motoshita et al. (2016): i) escassez física mensal de água para uso humano; ii) potenciais perdas na produção agrícola, considerando o comércio internacional de alimentos e a capacidade de adaptação da região; e iii) os danos à saúde humana devido à desnutrição. Esse indicador tem alta especificação geográfica e temporal, além de ser um dos únicos a considerar aspectos comerciais e de capacidade adaptativa. Apesar disso, esse modelo não considera o dano à saúde humana devido à possível ocorrência de doenças infecciosas, nem avalia o dano aos ecossistemas e aos recursos naturais.

## 7.4. Considerações finais

### 7.4.1. Modelos de caracterização de ponto médio

Os modelos de ponto médio com melhores classificações e recomendados para avaliação de produtos brasileiros, em especial agrícolas, foram Boulay et al. (2011), Pfister e Bayer (2013) e Boulay et al. (2016).

O modelo de Boulay et al. (2011) é mais completo com relação ao escopo de aplicação, por considerar, além da quantidade da água, o aspecto qualitativo relacionado ao nível de funcionalidade da água para diversos usuários humanos. Apesar disso, ele se torna específico para a área de proteção de saúde humana, por não considerar a qualidade hídrica necessária aos ecossistemas, nem incluí-los na demanda quantitativa de água.

Já os modelos de Pfister e Bayer (2013) e Boulay et al. (2016) só consideram o conceito quantitativo de água, não havendo nenhuma análise com relação ao nível de degradação hídrica ou à escassez econômica de água. Apesar disso, os FC são gerados em nível mensal e regionalizados, mais apropriados às grandes diferenças regionais e sazonais encontradas no Brasil.

O modelo AWARE (BOULAY et al., 2016) apresenta algumas vantagens com relação aos modelos de Boulay et al. (2011) e Pfister e Bayer (2013): tem uma modelagem mais simples, sendo de mais fácil compreensão, considera as necessidades hídricas dos ecossistemas, e é a recomendação da iniciativa UNEP/SETAC para indicador de AICV na categoria de escassez hídrica.

Assim, conforme mencionado anteriormente, dependendo do objetivo principal do estudo de ACV que se deseja realizar, um desses modelos pode ser mais apropriado ou não. Os principais pontos que precisam ser analisados antes de se selecionar o modelo de caracterização de ponto médio adequado para um determinado estudo de ACV são: se o índice precisa ser genérico ou se ele precisa visar a uma AoP específica; quais parâmetros são essenciais na análise e, se os dados necessários para o modelo estão disponíveis para

a região estudada. Vale ressaltar que, no caso do Brasil, a disponibilidade de dados de qualidade da água é escassa, sendo difícil a obtenção das informações necessárias para a geração de FC no modelo de Boulay et al. (2011).

## 7.4.2. Modelos de caracterização de ponto final

Os modelos de ponto final com melhores classificações foram Boulay et al. (2011) e Motoshita et al. (2016), obtendo pontuação final 4 de 5, sendo as recomendações finais de modelo de AICV de ponto final para a categoria de escassez hídrica. Nos dois casos, a via de impacto analisada está relacionada ao dano à saúde humana causado pela privação de água para a agricultura e consequente desnutrição da população.

O modelo mais atual de Motoshita et al. (2016) é a recomendação da iniciativa UNEP/SETAC. Esse modelo inclui variáveis relacionadas ao comércio internacional de alimentos e à capacidade de adaptação comercial e local, e disponibiliza fatores com diferenciação geográfica e temporal, porém não considera o nível de degradação hídrica nem o acesso da população às reservas hídricas.

Vale ressaltar que a comparação de modelos que geram FC para AoP diferentes não é interessante, principalmente porque eles consideram vias de impacto diferentes. Devido à grande especificidade dos modelos de ponto final, eles acabam sendo complementares no sentido de poderem ser utilizados em conjunto para avaliar os impactos em todas as três AoP. Logo, a identificação do modelo de caracterização mais apropriado para um estudo de ACV, principalmente no caso de avaliações de ponto final, depende de alguns pontos principais: qual via de impacto se deseja analisar; quais parâmetros são essenciais nessa análise e, se os dados necessários para o modelo estão disponíveis para a região.

Apesar disso, uma análise qualitativa entre as duas recomendações apresentadas anteriormente pode ser feita. Nesse caso, se a questão da degradação da água não for essencial no estudo de ACV pretendido, Motoshita et al. (2016) é apropriado para o caso do Brasil, por gerar FC mais regionalizados e mensais, tendo valores mais consistentes com as grandes diferenças regionais e sazonais no país.

## Referências bibliográficas

2030 WATER RESEARCH GROUP (2030 WRG). Charting Our Water Future: Economic frameworks to inform decision-making. Water Research Group, 2009.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil. Brasília, DF, 2015. Disponível em: <[http://www3.snirh.gov.br/portal/snirh/snirh-1/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conjuntura\\_informe\\_2015.pdf](http://www3.snirh.gov.br/portal/snirh/snirh-1/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conjuntura_informe_2015.pdf)> Acesso em: 20 set. 2016.

ALCAMO, Joseph et al. Development and testing of the WaterGAP 2 global model of water use and availability. *Hydrological Sciences Journal*, v. 48, n. 3, p. 317-337, 2003.

BAYART, Jean-Baptiste et al. The Water Impact Index: a simplified single-indicator approach for water footprinting. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 19, n. 6, p. 1336-1344, 2014.

BERGER, Markus et al. Water accounting and vulnerability evaluation (WAVE): considering atmospheric evaporation recycling and the risk of freshwater depletion in water footprinting. *Environmental science & technology*, v. 48, n. 8, p. 4521-4528, 2014.

BÖSCH, Michael E. et al. Applying cumulative exergy demand (CExD) indicators to theecoinvent database. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 12, n. 3, p. 181, 2007.

BOULAY, Anne-Marie et al. Regional characterization of freshwater use in LCA: modeling direct impacts on human health. *Environmental science & technology*, v. 45, n. 20, p. 8948-8957, 2011.

BOULAY, Anne-Marie et al. Analysis of water use impact assessment methods (part A): evaluation of modeling choices based on a quantitative comparison of scarcity and human health indicators. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 20, n. 1, p. 139-160, 2015.

BOULAY, Anne-Marie et al. Water use related impacts: Part 1: Water Scarcity. In: *Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators*. Paris: UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, 2016. cap. 5, p. 100-115. v. 1.

Boulay, A.M., Bare, J., Benini, L., Berger, M., Lathuillière, M.J., Manzardo, A., Margni, M., Motoshita, M., Núñez, M., Pastor, A.V., Ridoutt, B., Oki, T., Worbe, S., Pfister, S. The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *Int J Life Cycle Assess*, DOI 10.1007/s11367-017-1333-8, 2017.

FAO. *Coping with water scarcity: an action framework for agriculture and food security*. Rome: FAO, 2012. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/016/i3015e/i3015e.pdf>>. Acesso em: 20 fev. 2015.

Frischknecht, R., Jolliet, O. *Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators*. Paris: UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, 2016. Disponível em: <<http://www.lifecycleinitiative.org/training-resources/global-guidance-lcia-indicators-v-1/>>. Acesso em: 03 mai. 2017.

FRISCHKNECHT, Rolf et al. Swiss ecological scarcity method: the new version 2006. Berne, Switzerland, 2006.

GASSERT, Francis et al. Aqueduct global maps 2.1: Constructing decision-relevant global water risk indicators. Washington, DC: World Resources Institute. Disponível em: <<http://www.wri.org/publication/aqueduct-global-maps-21-indicators>> Acesso em: 04 dez. 2015.

HANAFIAH, Marlia M. et al. Characterization factors for water consumption and greenhouse gas emissions based on freshwater fish species extinction. *Environmental science & technology*, v. 45, n. 12, p. 5272-5278, 2011.

HOEKSTRA, Arjen Y. et al. Manual de avaliação da pegada hídrica: estabelecendo o padrão global. São Paulo: Instituto de Conservação Ambiental, 2011.

ISO. International Organization for Standardization. ISO 14046 - Environmental Management – Water Footprint – Principles, Requirements and Guidelines. Geneva, Switzerland, 2014.

KOUNINA, Anna et al. Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 18, n. 3, p. 707-721, 2013.

LOUBET, Philippe et al. Assessing water deprivation at the sub-river basin scale in LCA integrating downstream cascade effects. *Environmental science & technology*, v. 47, n. 24, p. 14242-14249, 2013.

MILÀ I CANALS, Llorenç et al. Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I - inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 14, n. 1, p. 28-42, 2009.

MOTOSHITA, Masaharu; ITSUBO, Norihiro; INABA, Atsushi. Development of impact factors on damage to health by infectious diseases caused by domestic water scarcity. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 16, n. 1, p. 65-73, 2011.

MOTOSHITA, Masaharu et al. Consistent characterisation factors at midpoint and endpoint relevant to agricultural water scarcity arising from freshwater consumption. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, p. 1-12, 2014.

MOTOSHITA, Masaharu et al. Water use related impacts: Part 2: Human Health Effects. In: *Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators*. Paris: UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, 2016. cap. 5, p. 116-124. v. 1.

PASTOR, A. V. et al. Accounting for environmental flow requirements in global water assessments. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, v. 10, p. 14987-15032, 2013.

PFISTER, Stephan; KOEHLER, Annette; HELLWEG, Stefanie. Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. *Environmental science & technology*, v. 43, n. 11, p. 4098-4104, 2009.

PFISTER, Stephan; BAYER, Peter. Monthly water stress: spatially and temporally explicit consumptive water footprint of global crop production. *Journal of Cleaner Production*, v. 73, p. 52-62, 2014.

PFISTER, Stephan et al. Ecoinvent 3: assessing water use in LCA and facilitating water footprinting. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 21, n. 9, p. 1349-1360, 2016.

SMAKHTIN, Vladimir et al.. Taking into account environmental water requirements in global-scale water resources assessments. IWMI, 2004.

VAN ZELM, Rosalie et al. Implementing groundwater extraction in life cycle impact assessment: characterization factors based on plant species richness for the Netherlands. *Environmental science & technology*, v. 45, n. 2, p. 629-635, 2011.

WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME (WWAP). The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World. Paris, UNESCO, 2015.