

Regionalização de fatores de escassez hídrica em sub-bacias cearenses

• **Data de entrada:**
18/01/2018

• **Data de aprovação:**
26/12/2018


Regionalization of water scarcity factors for Ceará sub-basins

Edilene Pereira Andrade¹ | Maria Cléa Brito de Figueirêdo² | Tayane de Lima Santos³ | Ana Bárbara de Araújo Nunes⁴


DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2020.044>

ORCID ID

Andrade EP  <https://orcid.org/0000-0001-8910-4911>

Figueirêdo MCB  <https://orcid.org/0000-0002-9343-0370>

Santos TL  <https://orcid.org/0000-0002-1905-6632>

Nunes, ABA  <https://orcid.org/0000-0001-5845-6252>

Resumo

A Avaliação do Ciclo de Vida apresenta diversos modelos para avaliar a escassez hídrica em uma região. Dentre os principais modelos de escassez hídrica disponíveis, têm-se o proposto por Pfister e Bayern, que gera fatores expressando o potencial de escassez hídrica em bacias hidrográficas de todo o mundo. Esses fatores foram obtidos utilizando-se dados de demanda e disponibilidade oriundos de modelos hidrológicos globais. Nesse trabalho, calcularam-se fatores regionalizados de escassez hídrica para as sub-bacias cearenses, a partir do uso de dados nacionais, comparando-os com os valores originais do modelo para identificar a necessidade de regionalização para outras regiões brasileiras, em especial do semiárido. Observou-se que a regionalização dos fatores permitiu maior aproximação com o cenário histórico de escassez nas bacias cearenses, colaborando para os próximos estudos que tratem do ciclo de vida de produtos.

Palavras-chave: Avaliação de ciclo de vida. Avaliação de impactos. Água. Escassez hídrica. Semiárido. Ceará.

Abstract

The Life Cycle Assessment presents several models for assessing water scarcity in a region. Among the main models available, Pfister and Bayern propose the factors that express the potential of water scarcity in watersheds around the world. These factors were obtained using demand and availability data from global hydrological models. In this work, regional factors of water scarcity were calculated for the sub-basins from the use of national data, comparing them with the original values of the model to identify the need for regionalization for other Brazilian regions, especially the semi-arid regions. It was observed that the regionalization of the factors allowed a closer approximation with the historical scenario of scarcity in the Ceara basins, collaborating for the next studies about the product life cycle.

Keywords: Life cycle assessment. Impact assessment. Water. Pfister. Water scarcity. Semiarid. Ceará.

¹ Universitat Rovira i Virgili - Tarragona - Espanha.

² Embrapa Agroindústria Tropical - Fortaleza - Ceará - Brasil.

³ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará- Campus Ubajara - Ubajara - Ceará - Brasil.

⁴ Universidade Federal do Ceará - Fortaleza - Ceará - Brasil.

* **Autora correspondente:** edilenepandrade@hotmail.com.

1 INTRODUÇÃO

A escassez hídrica pode ser definida como o consumo de água que se aproxima ou excede a capacidade natural de regeneração de um corpo hídrico (KOUNINA et al., 2013). Quanto maior a escassez, maior a competição pela água fresca em uma determinada região.

A questão da escassez hídrica se tornou uma preocupação global a partir da crescente demanda humana por água, principalmente para a agricultura irrigada e para as áreas urbanas. De acordo com Mekonnen & Hoekstra (2016), dois terços da população global, cerca de 4 bilhões de pessoas, vivem em condições de escassez severa de água pelo menos 1 mês durante o ano. Além disso, meio bilhão de pessoas no mundo enfrenta escassez de água severa durante todo o ano.

Com uma área que abrange mais de 27 milhões de habitantes – 12% da população brasileira –, o semiárido brasileiro é caracterizado pelo clima seco, com poucas chuvas, alto índice de aridez e elevada evapotranspiração (BRASIL, 2017). O Ceará, que está no semiárido, sofre com constantes secas. A crise hídrica em que se encontra esse Estado desde 2011 já afeta 104 municípios. Somados aos 46 municípios que já se encontravam em situação crítica reconhecida pelo Governo Federal, o Ceará se encontra com 81% de suas cidades em situação de emergência. Além de ser um problema ambiental em muitas regiões, a escassez hídrica relacionada a um produto pode se tornar também uma preocupação comercial para empresas exportadoras. Isso se deve à demanda crescente dos consumidores por certificação ambiental de produtos e à publicação da norma de Pegada Hídrica, ISO 14046 (ISO, 2014), que permite a certificação da pegada de escassez hídrica de um produto.

A certificação de pegada de escassez hídrica por essa norma requer a contabilização do impacto do consumo de água que ocorre em vários processos produtivos relacionados a um produto e que pode

acarretar escassez hídrica nas várias regiões provedoras de água. Assim, essa norma requer a consideração do ciclo de vida do produto na avaliação do impacto do consumo de água em várias regiões.

No âmbito do ciclo de vida dos produtos, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia para avaliar e quantificar os possíveis impactos ambientais associados a um produto ou processo. Segundo a ISO 14.040 (ISO, 2006), a ACV é uma metodologia que permite a compilação das entradas e saídas e avaliação dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida.

A avaliação dos impactos do ciclo de vida (AICV) é realizada utilizando-se modelos ambientais que geram fatores de impacto ou fatores de caracterização para substâncias relacionadas a diversas categorias de impacto. Os fatores de caracterização (FC) indicam quanto determinada substância, seja ela da entrada ou saída do inventário, colabora para um determinado problema ambiental se comparada a uma substância de referência. Exemplificando, os gases de efeito estufa são relacionados às mudanças climáticas por meio de fatores que denotam o potencial de aquecimento global desses gases. Já o consumo de água está relacionado à escassez hídrica por meio de fatores que denotam o desequilíbrio entre oferta e demanda hídrica. Estudos de pegada de escassez hídrica avaliam o impacto de um produto sobre a escassez em diversas regiões fornecedoras de água para os diversos processos relacionados à sua cadeia produtiva e de consumo.

A avaliação do impacto do consumo de água na escassez hídrica está em rápida evolução, tendo sido propostos, a partir de 2006, diversos modelos que geram fatores de escassez em nível de bacia hidrográfica ou país para estudos de ACV. Entre os métodos desenvolvidos, destacam-se: Frischknecht et al. (2006), Bösch et al. (2007), Milà i Canals et al. (2009) Pfister et al. (2009), Boulay et al.

(2011), Kounina et al. (2013), Bayart et al. (2014), Pfister and Bayer (2014), e Boulay et al. (2017).

O modelo de Pfister e Bayer (2014) foi derivado do modelo de fatores anuais Pfister et al. (2009), tendo sido empregado em estudos de escassez hídrica de produtos agrícolas, entre outros. Esse modelo utiliza o indicador Water Stress Index (WSI), que relaciona dados de demanda e disponibilidade hídrica oriundos do modelo hidrológico global Water Global Assessment and Prognosis (WaterGAP) (ALCAMO et al., 2003).

O modelo proposto por Pfister e Bayer (2014) analisa apenas a escassez física de água para usuários humanos, gerando fatores de impacto para bacias hidrográficas que variam na escala de 0.01 (escassez mínima) a 1 (escassez máxima), disponíveis para as grandes bacias mundiais, utilizadas pelo WaterGAP (ALCAMO et al., 2003). O principal problema com o uso do nível de regionalização da bacia hidrográfica surge quando um único FC é gerado para grandes bacias hidrográficas em países onde a disponibilidade e a demanda de água não são uniformes (NUÑEZ et al., 2015).

Nuñez et al. (2015) encorajou outros pesquisadores em Avaliação do Ciclo de Vida a atualizar WSIs para outros países usando informação em nível nacional que geralmente tem-se acesso livre.

Avaliando-se os valores dos fatores de escassez originais gerados pelo modelo Pfister e Bayer (2014), observa-se que a situação de escassez histórica nas sub-bacias cearenses não se reflete em todos os valores desses fatores. Os valores anuais de WSI para as sub-bacias cearenses variam entre 0.012, onde não há escassez, e 0.979, fator mostrando elevada escassez. Apenas a sub-bacia Metropolitana, em que está a cidade de Fortaleza, apresentou fator com a alta escassez esperada para a região, devido à alta demanda por água na cidade e ao fato de o abastecimento da mesma ser feito a partir de reservatórios inseridos em outras bacias. Entretanto, sabe-se que

outras bacias cearenses, como a do Baixo Jaguaribe, também sofrem com problemas hídricos.

Considerando a problemática histórica de escassez hídrica no Estado do Ceará, torna-se importante regionalizar os fatores de escassez do modelo de Pfister e Bayer (2014), utilizando-se dados hidrológicos nacionais para elevar a sensibilidade desses fatores. Além disso, para a gestão eficiente dos recursos hídricos, é importante que esses fatores de impacto hídrico estejam disponíveis para a divisão de Unidades Hidrográficas Estaduais (UHEs), empregada pela Agência Nacional de Águas (ANA) e pela Companhia Estadual de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará (COGERH), ao invés do recorte de bacias hidrográficas adotado pelo WaterGAP (ALCAMO et al., 2003) e no modelo de Pfister e Bayer (2014).

A geração de fatores de escassez para as UHEs no Ceará contribui para melhor consideração da questão hídrica em estudos de ACV de produtos fabricados ou cultivados no Estado.

2 OBJETIVO

Nesse contexto, esse trabalho tem como objetivo gerar fatores de impacto para escassez hídrica regionalizados para as sub-bacias cearenses, discutindo se a regionalização torna esses fatores mais sensíveis às reais condições ambientais do Ceará. A estratégia de regionalização e comparação dos dados gerados com os originais do modelo pode ser empregada para regionalização das demais bacias brasileiras.

3 METODOLOGIA

Para a regionalização dos fatores de escassez hídrica nas Unidades Hidrográficas do Ceará, adotou-se o Modelo de Pfister e Bayer (2014) com a utilização de dados de demanda e disponibilidade da Agência Nacional de Águas e de precipitação do Climate Research Unit (HARRIS et al., 2014).

Detalha-se a seguir a situação ambiental da área de estudo, os modelos de geração de fatores de escassez e modelo hidrológico, as bases de dados nacionais utilizadas na regionalização e a estratégia utilizada para comparação entre os dados originais e os regionalizados gerados nesse trabalho.

3.1 Área de estudo

O Ceará é uma das 27 unidades federativas do Brasil. Está situado no norte da Região Nordeste e tem por limites o Oceano Atlântico a norte e nordeste, Rio Grande do Norte e Paraíba a leste, Pernambuco ao sul e Piauí a oeste. Sua área total é de 148 920,472 km² ou 9,37% da área do Nordeste e 1,74% da superfície do Brasil.

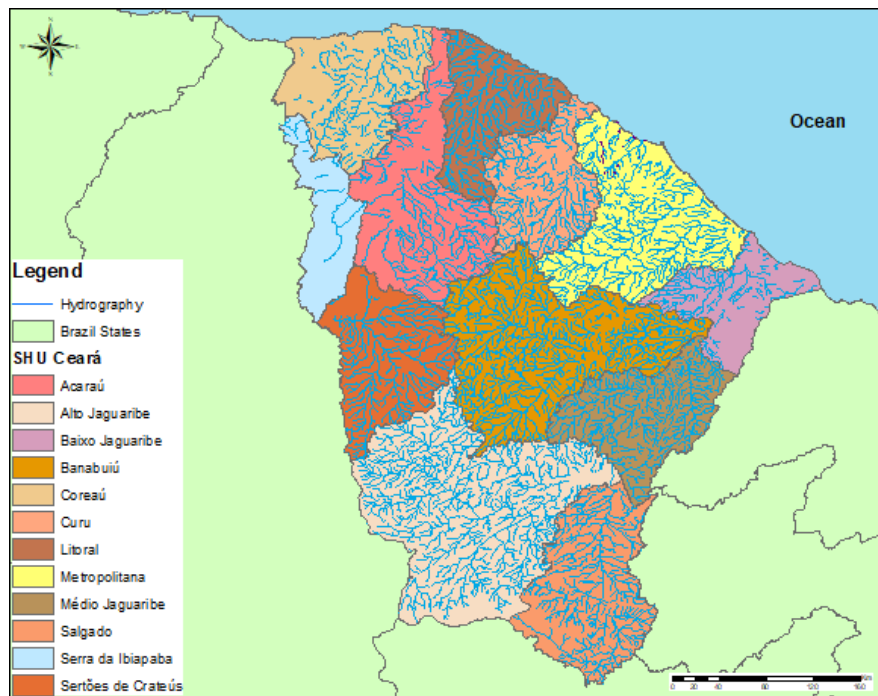
O Estado está no domínio da caatinga, com clima Tropical Semiárido. A pluviosidade no Estado apresenta-se concentrada no espaço e no tempo, podendo ser menor que 500 mm, mas também pode se aproximar de 1.000 nas cidades

localizadas na faixa litorânea. Essas chuvas não são bem distribuídas em todo o território cearense e nem durante o ano todo, concentrando-se basicamente em apenas 4 meses (fevereiro a maio) (Dos Santos Filho, 2012).

O Ceará é, ainda, o único a estar completamente inserido na sub-região do sertão. A temperatura média é alta, com pequena amplitude anual de aproximadamente 5 °C, girando entre meados de 20 °C no topo das serras a até 28 °C nos sertões mais quentes (FRANCISCO, 2017).

O Ceará está dividido pela Agência Nacional de Águas em 12 Unidades Hidrográficas Estaduais – Acaraú, Alto Jaguaribe, Baixo Jaguaribe, Banabuiú, Coreaú, Curu, Litoral, Médio Jaguaribe, Metropolitana, Salgado, Serra da Ibiapaba e Sertões de Crateús –, sendo todas pertencentes à Região Hidrográfica (RH) Atlântico Nordeste Oriental, exceto UHEs Serra da Ibiapaba e Sertões de Crateús que pertencem à RH Parnaíba. (Fig. 1). As principais características das UHEs cearenses estão listadas na Tabela 1.

Figura 1: Mapa de localização e recursos hídricos das UHEs Cearenses



Fonte: Elaboração da autora (2017)

Tabela 1: Principais características das UHEs Cearenses

UHE	Área (km ²)	Hidrografia principal	Disponibilidade anual (m ³ /s)	Demanda anual (m ³ /s)	Principal demanda	Correspondência WaterGap
Acaraú	14441.9	Rio Acaraú	34.4	5.1	Irrigação	Não
Alto Jaguaribe	25241.8	Rio Jaguaribe	12.063	4.6	Irrigação	Em conjunto
Baixo Jaguaribe	7112.5	Rio Jaguaribe	11.918	11.7	Irrigação	Em conjunto
Banabuiú	19647.4	Rio Jaguaribe	7.600	4.4	Irrigação	Em conjunto
Coreaú	10621.2	Rio Coreaú	9.722	4.9	Urbana	Não
Curu	8609.1	Rio Canindé	13.518	4.9	Irrigação	Não
Litoral	8593.35	Rio Aracatiaçu	6.924	3.3	Irrigação	Não
Médio Jaguaribe	10352.4	Rio Jaguaribe	6.388	2.5	Irrigação	Em conjunto
Metropolitana	150047.8	Rios Choró, Pacoti, São Gonçalo, Pirangi, Ceará e Cocó	22.682	20.9	Urbana	Não
Salgado	12718.8	Rio Jaguaribe	32.576	6.7	Irrigação	Em conjunto
Serra da Ibiapaba	569163.1	Rio Longá	8.450	5.4	Irrigação	Não
Sertões de Crateús	106424.1	Rio Poti	2.301	0.9	Irrigação/ Urbana	Não

Fonte: Elaboração da autora (2017)

3.2 Modelo de Pfister and Bayer (2014)

O Modelo de Pfister e Bayer (2014) avalia o estresse hídrico gerando fatores de escassez hídrica mensais e anuais para as grandes bacias hidrográficas, em todo o mundo. O fator anual de estresse hídrico é calculado conforme Pfister et al. (2009), por meio do indicador WSI, enquanto Pfister e Bayer (2014) ampliam o WSI para o cálculo de fatores mensais. Assim, esses dois modelos na verdade são complementares e serão doravante denominados como modelo de Pfister e Bayer.

O WSI (m³/m³) anual proposto por Pfister et al. (2009) (Eq. 1) é medido em função do termo WTA*. Esse termo, por sua vez, resulta da ponderação entre o WTA (*withdraw to availability*) e um termo de variação da precipitação (VF) (Eq. 2). O WTA é a relação entre a demanda (m³/mês) e a disponibilidade hídrica (m³/mês) de uma região (Eq. 3). Já o VF é calculado a partir dos desvios padrões geométricos mensal e anual da precipitação na bacia (Eq. 4). O VF tem como função explicar a irregularidade da oferta de água ao longo do ano, baseado na pluviometria em cada bacia hidrográfica, refletindo a variabilidade temporal da disponibilidade de água.

Equação 1: Cálculo do indicador WSI pelo Modelo Pfister et al. (2009)

$$WSI_{\text{anual}} = \frac{1}{1 + e^{-6,4 \cdot WTA^*} \cdot \left(\frac{1}{0,01} - 1 \right)}$$

Fonte: Pfister et al. (2009)

Equação 2: Cálculo do WTA*

$$WTA^* = WTA \cdot VF$$

Fonte: Pfister et al. (2009)

Equação 3: Cálculo do WTA anual

$$WTA_{\text{anual}} = \frac{\text{Retirada anual na bacia} \left(\frac{m^3}{s} \right)}{\text{Disponibilidade hídrica anual na bacia} \left(\frac{m^3}{s} \right)}$$

Fonte: Pfister et al. (2009)

Equação 4: Cálculo do fator de variabilidade temporal VF

$$VF = e^{\sqrt{\ln(s^* \text{mensal})^2 + \ln(s^* \text{anual})^2}}$$

Fonte: Pfister et al. (2009)

O fator de impacto mensal (Eq. 5) de escassez substitui o componente da VF anual pelo VF mensal para refletir flutuações mensais. Essa discretização, além de ser expressa pelos dados

de demanda e disponibilidade hídricas mensais, utiliza o desvio padrão geométrico de precipitação anual (s^* ano) durante o "período normal do clima" (1961-1990). O WSI mensal de Pfister e Bayer também se utiliza do cálculo de WTA que, nesse caso, trata da retirada e disponibilidades mensais na bacia (WTA mensal na Eq. 7). O WTA^* (Eq. 6) é obtido pelo produto do WTA mensal e o desvio padrão anual (s^* anual).

Equação 5: Cálculo do indicador WSI pelo Modelo Pfister e Bayer (2014)

$$WSI_{anual} = \frac{1}{1 + e^{-9,8 \cdot WTA^*} \cdot \left(\frac{1}{0,01} - 1\right)}$$

Fonte: Pfister e Bayer (2014)

Equação 6: Ponderação do WTA em relação à variação anual da precipitação

$$WTA^*_{mensal} = s^*_{anual} \cdot WTA_{mensal}$$

Fonte: Pfister e Bayer (2014)

Equação 7: Cálculo da relação disponibilidade x demanda (WTA)

$$WTA_{mensal} = \frac{\text{Retirada Mensal na bacia}}{\text{Disponibilidade hídrica Mensal na bacia}}$$

Fonte: Pfister e Bayer (2014)

A classificação qualitativa do estresse hídrico a ser utilizada é a adotada em Nuñez et al. (2015), que aplica o modelo para avaliação da escassez em bacias hidrográficas da Espanha: $WSI < 0,09$ (Baixo); $0,09 < WSI < 0,5$ (Médio); $0,5 < WSI < 0,91$ (Alto) e $WSI > 0,91$ (Muito Alto).

3.3 Dados de disponibilidade e demanda hídrica do WaterGAP

O modelo global de água doce WaterGAP calcula os fluxos e os armazenamentos de água em todos os continentes do globo (exceto a

Antártida) (ÁLCAMO et al., 2003). Esse modelo foi desenvolvido na Alemanha, na Universidade de Kassel, em 1996, e desde 2003 na Universidade de Frankfurt. Ele leva em consideração a influência humana sobre o sistema natural de água doce por retiradas de água e barragens. Além disso, é aplicado para avaliar a escassez de água, secas e inundações e quantificar o impacto das ações humanas na água doce. O WaterGAP está dividido no Modelo Global Hidrológico e no Modelo Global de Uso de Água que, por sua vez, está subdividido em outros modelos para usos doméstico, industrial e agrícola (ÁLCAMO et al., 2003):

I. Modelo Global de Uso da água: considera fatores socioeconômicos básicos, tais quais uso doméstico, industrial e agrícola (envolve irrigação e dessedentação animal). É dividido em:

- a) Setores doméstico e industrial, considerando os efeitos de mudanças estruturais e tecnológicas no uso da água;
- b) Setor agrícola, que considera principalmente os efeitos do clima na necessidade hídrica para irrigação.

II. Modelo Global Hidrológico: considera fatores físicos e climáticos, computando o escoamento superficial e recarga das águas subterrâneas baseado no cálculo de balanço hídrico diário do solo e das copas das árvores. Também é calculado um balanço hídrico para águas superficiais, e a vazão hídrica é computada via um esquema de roteamento de vazão global. O modelo também disponibiliza um método que leva em consideração os efeitos do clima e cobertura do solo no escoamento (ÁLCAMO et al., 2003).

Um modelo adicional calcula as frações do uso total de água que são extraídas das águas subterrâneas ou superficiais, sejam elas rios, lagos ou reservatórios. Todos os cálculos são feitos

com uma resolução temporal de 1 dia e uma resolução espacial de 0,5 ° de latitude geográfica 0,5°× 0,5° de longitude geográfica, o que equivale a 55 km × 55 km no equador. A entrada do modelo inclui séries temporais de dados climáticos (por exemplo, precipitação, temperatura e radiação solar) e informações fisiogeográficas, como características de corpos d'água superficiais (lagos, reservatórios e zonas úmidas), cobertura terrestre, tipo de solo, topografia e área irrigada.

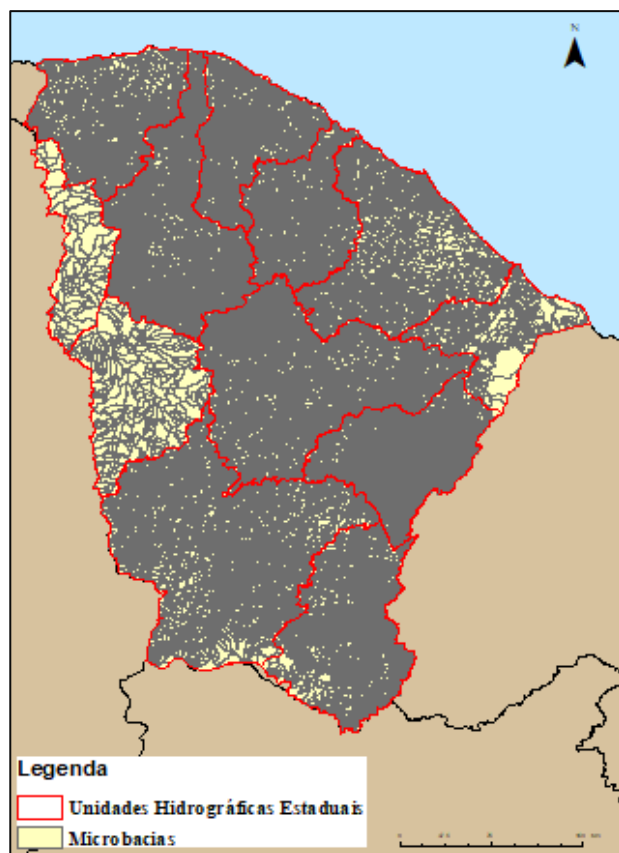
As bacias do modelo WaterGAP são formadas pela união das células de latitude geográfica 0,5°× 0,5° de longitude geográfica, formando no total 34 grandes bacias subdivididas em 11050 sub-bacias. A identificação das sub-bacias se dá por números variando de 1 a 66896.

3.4 Dados nacionais de disponibilidade e demanda hídrica

Para geração de fatores mensais e anuais de escassez para as UHEs cearenses pelo Modelo Pfister e Bayer (2014) para as Unidades Hidrográficas Estaduais do Ceará, utilizou-se a base de dados da ANA, cedida pela própria Agência, assim como dados de precipitação histórica anual e mensal do Climate Research Unit (CRU).

Para se chegar à delimitação de UHEs, realizou-se a soma das demandas de cada microbacia Otto (Fig. 2) inserida no limite da UHE, definidas pela ANA. De acordo com dados da ANA, somente a demanda de irrigação apresenta variação mensal significativa; para as demais demandas (rural, urbana, industrial e animal), o valor da média anual pode ser replicado de janeiro a dezembro.

Figura 2: Microbacias inseridas nos limites das sub-bacias cearenses



Fonte: Elaboração da autora (2017)

A estimativa das demandas relativas aos usos consuntivos da água tem por objetivo subsidiar os estudos técnicos que visam manter atualizado o balanço entre a demanda e a disponibilidade dos recursos hídricos, em quantidade e qualidade, no País.

Os diversos usos consuntivos considerados para o cálculo das demandas foram:

- **Demanda urbana atendida:** a população urbana de cada município foi multiplicada por valores de uso per capita máximo diário de consumo provenientes do ATLAS - Abastecimento de Água (ANA, 2010), corrigidos com as perdas por Estado (dados do ano base 2011) informadas no Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto - 2012 (SNIS, 2012).
- **Demanda rural humana:** A população rural foi calculada aplicando-se a taxa de urbanização de cada município proveniente da razão entre a população rural e a população total do Censo de 2010 (IBGE, 2010) na população estimada para 2013 (IBGE, 2013), obtendo assim a população rural estimada para 2013. A população rural de cada município foi multiplicada por valores de uso per capita rurais estabelecidos por grupos de Estados.
- **Demanda animal:** para o cálculo da demanda para abastecimento animal, foram utilizados os dados de efetivo de rebanhos por município no ano de 2013 (Produção Pecuária Municipal - IBGE, 2013), disponíveis no site do IBGE. Para estimar o consumo de água dos rebanhos, utilizou-se a metodologia BEDA - Bovinos Equivalentes para Demanda de Água (SUDENE, 1980), a qual pondera a demanda unitária de água para a dessedentação de cada espécie em relação ao bovino.
- **Demanda industrial:** no cálculo da demanda de água para uso industrial, foram levadas em

consideração as outorgas da ANA e dos estados até julho de 2014. Utilizaram-se as outorgas para uso industrial para estimativa da demanda e realizaram-se análises de consistência tabular e espacial. Para o cálculo, foram utilizadas outorgas subterrâneas e superficiais.

- **Demanda de irrigação:** a demanda de irrigação foi calculada multiplicando-se um coeficiente mensal de irrigação (L/s.ha) pelo valor da área irrigada do município (ha). Foram utilizados coeficientes mensais de consumo e retirada provenientes do estudo da SRHU & FUNARBE (2011), o que permitiu o cálculo de demandas mensais.

Os dados de disponibilidade hídrica, que representam a vazão natural nas UHEs, foram obtidos a partir de arquivos georreferenciados da ANA (ANA, 2017) e de dados das estações fluviométricas brasileiras (ANA, 2017), obedecendo essa ordem de preferência. A partir dos arquivos georreferenciados da ANA, identificaram-se os exutórios das bacias e extraíram-se os dados mensais para cada UHE. Os dados da ONS são dados mensais e provenientes de estações fluviométricas. A partir das coordenadas geográficas, identificou-se a qual UHE pertencia cada estação, associando a cada UHE as vazões de disponibilidade hídrica. Para as UHEs que não foram associadas aos dados da ONS foram utilizados dados mensais das estações fluviométricas brasileiras regularizadas pela ANA, adotando-se a mesma metodologia do mesmo modo que para os dados da ONS.

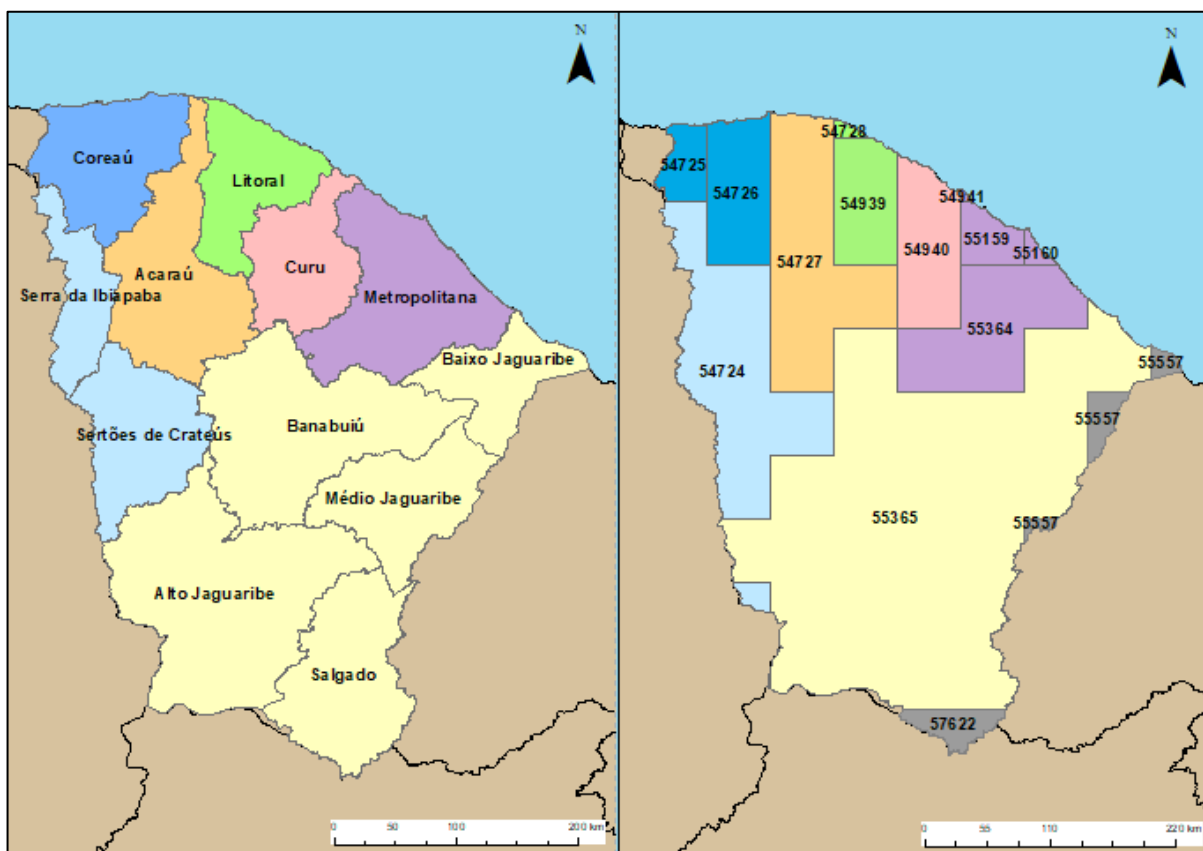
Para o cálculo do desvio padrão anual regionalizado, utilizaram-se dados do Climate Research Unit (CRU), considerando a normal climática de 1961-1990, disponível no trabalho de Harris et al. (2014).

3.5 Estratégia de comparação dos fatores regionalizados com os originais do modelo

A comparação entre os fatores de escassez (WSI anual e mensal) de Pfister e Bayer (2014) com os regionalizados nesse trabalho foi realizada considerando os limites das UHEs com as divisões de bacias do WaterGAP (ÁLCAMO et al., 2003) e observando semelhanças espaciais (Fig. 3).

Os nomes à esquerda na Fig. 3 se referem à identificação das UHEs da ANA. Já os números à direita se referem à identificação das sub-bacias do WaterGAP, de acordo com Pfister e Bayer (2014), que apresentam limites correspondentes às UHEs. Cores semelhantes foram utilizadas para mostrar a correspondência entre as sub-bacias e UHEs.

Figura 3: Limites das UHEs da ANA (esquerda) e bacias do WaterGAP (direita) semelhantes espacialmente



Fonte: Elaboração da autora (2017)

Três situações foram observadas e procedimentos foram definidos para comparação:

Bacia do WaterGAP e UHE se sobrepõem: comparação simples entre fatores. Por exemplo, as bacias do Litoral e Curu.

Uma bacia do WaterGAP abrange várias UHEs: foi recalculado o fator para aquele novo limite asso-

ciando as UHEs, somando-se as disponibilidades e demandas para aquele novo limite da bacia. Por exemplo, a bacia do Rio Jaguaribe no WaterGAP é uma única grande bacia; já na ANA, para melhor gestão dos recursos hídricos, é dividida em cinco outras (Salgado, Banabuiú, Alto, Médio e Baixo Jaguaribe), que para efeitos de cálculo foram reunidas em uma só.

Uma UHE abrange mais de uma bacia do Water-GAP: realizou-se a média aritmética dos fatores originais das bacias do WaterGAP, cujos limites estavam associados a uma única UHE.

4 RESULTADOS

4.1 Análise dos fatores regionalizados

Os fatores de escassez regionalizados mensais e anuais por UHE estão apresentados na Tabela 2. Observa-se que os fatores regionalizados das UHEs Metropolitana e Baixo Jaguaribe mostram alta escassez durante todo o ano.

A bacia Metropolitana é onde está localizada a cidade de Fortaleza, com alta demanda urbana, exigindo grandes vazões para abastecimento da população. O Pacto das Águas (CEARÁ, 2009i) classifica as sub-bacias de acordo com o Índice de Vulnerabilidade Global (IVG), que varia de 0.01 (baixa criticidade) a 1.00 (alta criticidade). Esse

índice indica a criticidade da área sob o ponto de vista do seu atual aproveitamento hídrico. Para a UHE Metropolitana, o IVG é de 0.75, mostrando alta criticidade nessa bacia.

A UHE do Baixo Jaguaribe apresenta alta escassez com surgimento de conflitos socioambientais em razão da dificuldade de acesso à água por empresas dos perímetros irrigados, pequenos agricultores, e usuários domésticos da Região Metropolitana de Fortaleza (PEREIRA E CUELLAR, 2015). O IVG para essa UHE é 0.88 (CEARÁ, 2009i), também mostrando alta criticidade nessa bacia.

A UHE com menor fator escassez no Ceará é a do Acaraú. Esse resultado está de acordo com o que traz o Pacto das Águas (CEARÁ, 2009a), em que essa UHE apresenta valor do Índice de Vulnerabilidade Global (IVG) de 0,38 para esta bacia, sendo esta uma bacia bastante equilibrada (CEARÁ, 2009a).

Tabela 2: Resultados dos índices de escassez calculados pelo Modelo Pfister e Bayer (2014)

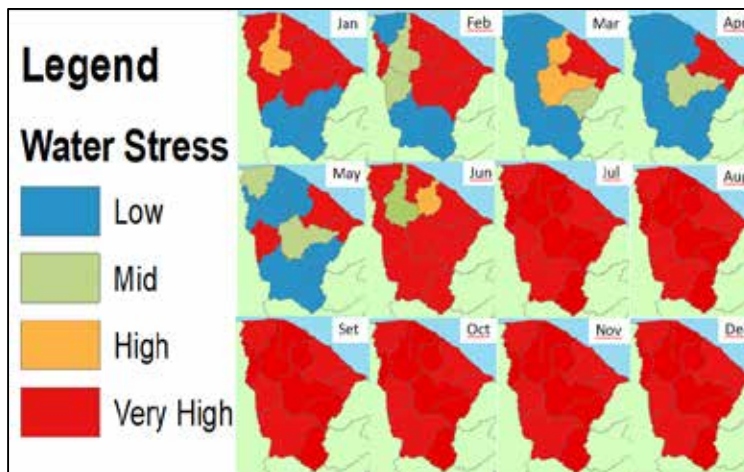
UHE	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Ano
Acaraú	0.58	0.36	0.02	0.01	0.02	0.29	0.98	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.32
Alto Jaguaribe	0.08	0.06	0.06	0.03	0.20	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.78
Baixo Jaguaribe	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Banabuiú	0.89	0.89	0.77	0.24	0.39	0.85	0.96	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Coreaú	1.00	0.19	0.03	0.02	0.41	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Curu	0.92	0.99	0.61	0.02	0.02	0.71	0.91	0.98	0.99	1.00	1.00	1.00	0.70
Litoral	1.00	1.00	0.13	0.02	0.03	0.91	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.99
Médio Jaguaribe	0.13	0.95	0.45	0.03	0.02	0.96	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.90
Metropolitana	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Salgado	0.20	0.04	0.02	0.02	0.04	0.94	0.99	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.88
Serra da Ibiapaba	1.00	0.95	0.19	0.02	0.06	0.91	0.99	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.99
Sertões de Crateús	0.97	0.30	0.04	0.06	0.96	1.00	1.00	1.00	0.99	1.00	1.00	1.00	0.90

Fonte: Elaboração da autora (2017)

Pelo fato de o regime de chuvas no Ceará se concentrar de fevereiro a maio (FUNCEME, 2015), percebe-se um padrão com índices menores na quadra chuvosa e quando não chove, consequentemente, há maior escassez (Fig. 4). Além disso, na quadra chuvosa, a demanda para irrigação, que

é a principal em quase todas as UHEs, é menor, e assim também contribui para menor escassez na região. Os meses menos escassos são março, abril e maio, inseridos na quadra chuvosa do Estado. Já os meses mais escassos são outubro, novembro e dezembro, meses de seca intensa no Estado.

Figura 4: Variação anual da Escassez Hídrica nas UHEs do Ceará pelo Método Pfister e Bayer (2014)

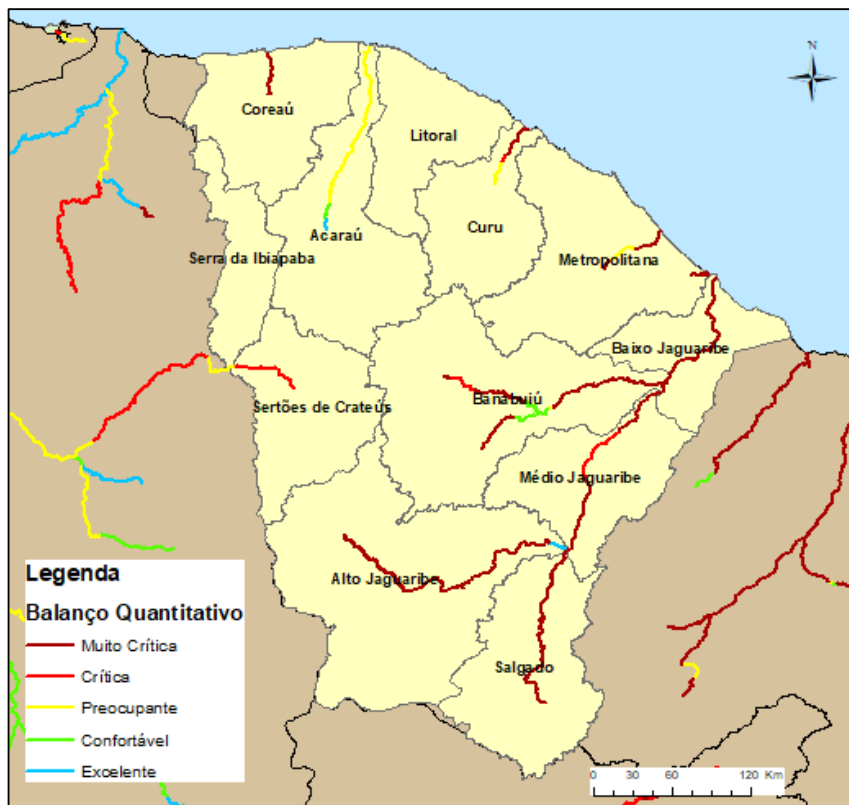


Fonte: Elaboração da autora (2017)

Os resultados obtidos de escassez também são condizentes com o que foi divulgado pela ANA na sua Conjuntura de Recursos Hídricos 2013 (ANA, 2013) (Fig. 5). Devido ao clima que o estado possui, de um grande período de seca, além dos baixos índices plu-

viométricos ocorridos nos últimos anos, indicadores de alta escassez eram esperados, mostrando concordância com os resultados encontrados neste trabalho. O balanço quantitativo da ANA é calculado pela relação entre demanda e disponibilidade hídrica.

Figura 5: Balanço quantitativo das UHEs cearenses



Fonte: Elaboração da autora, a partir de dados da ANA (2017)

4.2 Comparação entre os fatores regionalizados e os originais do modelo

Pelos resultados mostrados na Tabela 3, verifica-se que em todas as UHEs há maior escassez quando se utiliza a base de dados nacional da ANA, exceto nos meses de fevereiro e maio na bacia do Rio Jaguaribe. Essa situação é devida

aos dados de disponibilidades e de demandas hídricas advirem de monitoramento, e não de modelos hidrológicos globais. Esses modelos, apesar de mostrarem resultados para grande parte do mundo, para as regiões que possuem climas atípicos, por exemplo, o Semiárido Nordeste, trazem algumas inconsistências, como superestimação dos dados de disponibilidade hídrica.

Tabela 3: Comparação entre fatores de escassez hídrica anuais ANA x Pfister e Bayer (2014)

	Alto, Médio, Baixo Jaguaribe, Salgado e Banabuiu		Acarauá		Coreauá		Curu		Litoral		Metropolitana		Sertões de Crateús e Serra da Ibiapaba	
	WaterGAP	ANA	WaterGAP	ANA	WaterGAP	ANA	WaterGAP	ANA	WaterGAP	ANA	WaterGAP	ANA	WaterGAP	ANA
Jan	0.74	0.54	0.03	0.58	0.02	1.00	1.00	0.92	0.03	1.00	0.38	1.00	0.01	1.00
Fev	0.16	0.18	0.01	0.36	0.01	0.19	0.03	0.99	0.02	1.00	0.38	1.00	0.01	0.81
Mar	0.11	0.46	0.01	0.02	0.01	0.03	0.01	0.61	0.02	0.13	0.38	1.00	0.01	0.08
Abr	0.11	0.28	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.02	0.02	0.38	1.00	0.01	0.03
Mai	0.12	0.11	0.01	0.02	0.01	0.41	0.01	0.02	0.02	0.03	0.38	1.00	0.01	0.14
Jun	0.14	0.99	0.01	0.29	0.01	1.00	0.02	0.71	0.02	0.91	0.38	1.00	0.01	0.95
Jul	0.19	0.99	0.01	0.98	0.01	1.00	0.03	0.91	0.02	1.00	0.38	1.00	0.01	1.00
Ago	0.3	1.00	0.01	1.00	0.01	1.00	0.05	0.98	0.02	1.00	0.38	1.00	0.01	1.00
Set	0.63	1.00	0.02	1.00	0.01	1.00	0.15	0.99	0.02	1.00	0.38	1.00	0.02	1.00
Out	0.19	1.00	0.02	1.00	0.01	1.00	0.55	1.00	0.02	1.00	0.38	1.00	0.03	1.00
Nov	0.63	1.00	0.03	1.00	0.01	1.00	0.96	1.00	0.02	1.00	0.38	1.00	0.02	1.00
Dez	0.97	1.00	0.07	1.00	0.02	1.00	1.00	1.00	0.03	1.00	0.39	1.00	0.01	1.00
Ano	0.23	0.94	0.02	0.32	0.01	1.00	0.32	0.70	0.02	0.99	0.38	1.00	0.01	1.00

Fonte: Elaboração da autora (2017)

5 CONCLUSÃO

O uso de fatores de Escassez Hídrica é importante para avaliar o impacto mais próximo da realidade devido ao consumo de água em estudos de ACV, visando ou não à certificação ambiental. Apesar dos modelos disponíveis, optou-se por utilizar nesse trabalho a metodologia de Pfister e Bayer (2014) para avaliar a necessidade de regionalização desses fatores para as bacias do Ceará.

Fatores de caracterização foram elaborados para bacias hidrográficas em todo o mundo, sendo que o uso do nível de regionalização utilizado de grandes bacias hidrográficas não mostra as particularidades que há em cada região.

Com a regionalização em bacias menores, observou-se que as bacias Metropolitana e do Baixo

Jaguaribe apresentam maior escassez. Observou-se também que os fatores com menor escassez ocorrem em período de maior pluviometria, entre os meses de março a junho. Devido às chuvas, diminui-se o uso de água para irrigação, que é a principal demanda em todas UHEs, exceto Metropolitana e Coreauá.

A comparação dos valores regionalizados com os originais dos fatores de escassez mostrou que há maior escassez em todas as UHEs quando se utilizam dados de bases nacionais. O nível de escassez expresso nos fatores regionalizados está de acordo com as avaliações realizadas pela Agência Nacional de Águas. Para a realidade do Ceará, o uso de dados de demanda e disponibilidade obtidos do modelo hidrológico global su-

bestimou a realidade hídrica das UHEs. Assim, os fatores regionalizados de escassez são mais precisos para as bacias cearenses, sendo mais consistentes e adequados à realidade observada.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Atlas de abastecimento urbano de água**. Brasília, DF, 2010. Disponível em: < <http://atlas.ana.gov.br/Atlas/forms/Creditos.aspx>>

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA) **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil**. Brasília, DF, 2013. Disponível em: <http://www3.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conj2013_rel.pdf>

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Portal Hidroweb**. Brasília, DF, 2005. Disponível em: < <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/apresentacao.jsf>>

ALCAMO, J. 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, J. B. et al. A framework for assessing off-stream freshwater use in LCA. **Int J Life Cycle Assess** 15(5): 439 – 453, 2014.

BÖSCH, M. E. et al. Applying cumulative exergy demand (CExD) indicators to the ecoinvent database. **Int J Life Cycle Assess** 12 (3): 181–190, 2007.

BOULAY, A. et al. LCA characterisation of freshwater use on human health and through compensation. In: **Towards Life Cycle Sustainability Management**. Springer, Dordrecht, 2011. p. 193-204.

BOULAY, A. et al. The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: Assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). **The International Journal of Life Cycle Assessment**, p. 1-11, 2017.

CEARÁ. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME). **Perguntas mais frequentes**. Fortaleza, 2015. Disponível em: <http://www.funceme.br/index.php/perguntas-frequentes#site>. Acesso em: Dezembro de 2017.

COGERH. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. **Pacto das águas- Plano Estratégico**. Disponível em: <http://portal.cogerh.com.br/downloads/category/83-pacto-das-aguas-plano-estrategico>. Acesso em: Dezembro de 2017.

FILHO, P. F. S. et al. Clima Semiárido e processo de desertificação em Forquilha-ce e as influências das atividades rurais. **Revista GEONORTE**, Edição Especial 2, V.2, N.5, p.1043 – 1055 , 2012.

FRANCISCO, W. de C. **Aspectos naturais do Ceará**. Brasil Escola. Disponível em <http://brasilecola.uol.com.br/brasil/aspectos-naturais-ceara.htm>>. Acesso em 30 de novembro de 2017.

FRISCHKNECHT, R et al. **Swiss ecological scarcity method: the new version 2006**. Swiss Federal Office for the Environment (FOEN), Switzerland.

HARRIS, I. et al. Updated high-resolution grids of monthly climatic observations – the CRU TS3.10 Dataset. **International Journal of Climatology**, 34: 623-642, 2014.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo 2010**. Disponível em: <https://censo2010.ibge.gov.br/>. Brasília, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo 2013**. Disponível em: <https://censo2013.ibge.gov.br/>. Brasília, 2013.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). **ISO 14040:environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and framework**.Genebra: ISO: 2006.

KOUNINA, A. 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.

MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. Four billion people facing severe water scarcity. **Science Advantage**, v.2, n. 2, pp. 1-7, 2016.

MILÀ I CANALS, L. et al. Assessing freshwater use impacts in LCA: part I - inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. **Int J Life Cycle Assess** 14(1): 28–42, 2009.

NUÑEZ, M., et al. Spatial and temporal specific characterisation factors for water use impact assessment in Spain. **International Journal of Life Cycle Assessment**, 20 (1) , pp. 128-138, 2015.

PEREIRA, G.R.; CUELLAR, M. D. Z. **Conflitos pela água em tempos de seca no Baixo Jaguaribe, Estado do Ceará**. Estud. av., São Paulo, v. 29, n. 84, p. 115-137, 2015.

PFISTER, S.; BAYER, P. Monthly water stress: Spatially and temporally explicit consumptive water footprint of global crop production. **Journal of Cleaner Production**, 73(14), 52–62, 2014.

PFISTER, S.; KOEHLER, A.; HELLWEG, S. Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. **Environ Sci Technol** 43(11):4098–4104, 2009.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos 2012**. Brasília, 2012.

SRHU & FUNARBE. **Desenvolvimento de Matriz de Coeficientes Técnicos para Recursos Hídricos no Brasil**. Relatório Técnico, 2011.