



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE
E BIOTECNOLOGIA DA REDE BIONORTE**



**INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE DE BACIA HIDROGRÁFICA E
HIDROQUÍMICA DE POÇOS NO ESTADO DO MARANHÃO: SUBSÍDIOS AO
GERENCIAMENTO E CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS**

ISABEL CRISTINA LOPES DIAS

**São Luís - MA
JUNHO/2018**

ISABEL CRISTINA LOPES DIAS

**INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE DE BACIA HIDROGRÁFICA E
HIDROQUÍMICA DE POÇOS NO ESTADO DO MARANHÃO: SUBSÍDIOS AO
GERENCIAMENTO E CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS**

Tese de doutorado apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia da Rede BIONORTE, na Universidade Federal do Maranhão, como requisito parcial para a obtenção do Título de Doutor em Biodiversidade e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. JOSÉ MANUEL
MACÁRIO REBÊLO

Co-orientador: Prof. Dr. ANTONIO CARLOS
LEAL DE CASTRO

**São Luís - MA
JUNHO/2018**

FICHA CATALOGRÁFICA

Dias, Isabel Cristina.

INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE DE BACIA HIDROGRÁFICA E HIDROQUÍMICA DE POÇOS NO ESTADO DO MARANHÃO: SUBSÍDIOS AO GERENCIAMENTO E CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS / Isabel Cristina Dias. - 2018.

148 p.

Coorientador(a): Antonio Carlos Leal de Castro.

Orientador(a): José Manuel Macário Rebêlo.

Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Rede - Rede de Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia Legal/ccbs, Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2018.

1. Bacia hidrográfica. 2. Indicadores. 3. Qualidade da água. 4. Sustentabilidade. 5. Gestão de recursos hídricos. I. Castro, Antonio Carlos Leal de. II. Rebêlo, José Manuel Macário. III. Título.

ISABEL CRISTINA LOPES DIAS

**INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE DE BACIA HIDROGRÁFICA E
HIDROQUÍMICA DE POÇOS NO ESTADO DO MARANHÃO: SUBSÍDIOS AO
GERENCIAMENTO E CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS**

Tese de doutorado apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia da Rede BIONORTE, na Universidade Federal do Maranhão, como requisito parcial para a obtenção do Título de Doutor em Biodiversidade e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. JOSÉ MANUEL MACÁRIO REBÊLO

Co-orientador: Prof. Dr. ANTONIO CARLOS LEAL DE CASTRO

Banca examinadora

Prof. Dr. José Manuel Macário Rebêlo
Orientador- Presidente da banca

Prof. Dr. Leonardo Silva Soares
Examinador 2 – externo

Prof. Dr. José Fernando Rodrigues Bezerra
Examinador 3 – externo

Prof. Dr. Glécio Machado Siqueira
Examinador 4 – interno

Prof. Dr. Denilson da Silva Bezerra
Examinador 5 – externo

**São Luís-MA
JUNHO/2018**

*Aos meus pais, João José e Fátima Ualita
Por me proporcionarem todas as oportunidades que não tiveram.*

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof. Macário, pelo incentivo, paciência e por ter acreditado no meu trabalho no momento em que mais precisei.

Ao meu co-orientador, Prof. Antonio Carlos, gratidão por todo apoio, compreensão, sensibilidade, serenidade e ensinamentos. O senhor é uma verdadeira inspiração como ser humano e profissional!

Aos meus pais, João José e Fátima, por todo amor dedicado à minha criação, por sempre estarem presentes e me mostrarem o caminho a seguir.

Ao meu amado esposo Francisco, por ser um porto seguro, por ter sempre o abraço mais apertado e o alívio para as minhas angústias. Obrigada por ter segurado a minha mão nos momentos mais felizes e também nos mais difíceis, por nunca ter deixado de acreditar e por me ajudar, todos os dias, a realizar os sonhos que compartilhamos. Ao meu gatinho Tomcat, por tornar os momentos de estudo mais felizes e agradáveis.

Às minhas amadas irmãs, Jeanne, Nina e Gisele, pela torcida incondicional, além do tempo, da distância ou do momento. E também ao meu “tio-querido”, Francisco Dias, pelo amor e carinho, e por ser uma influência tão positiva na nossa vida.

Ao professor e colega, Dr. Denilson Bezerra, pela grande generosidade, por compartilhar suas experiências, pelas conversas que muito me tranquilizaram e pelas inestimáveis contribuições à presente pesquisa.

Aos amigos Danielle Lopes, Ricardo Tajra, Luciana Patrícia, Francy Carla Melo, Laiane Souto, Raimundo Sousa (Raimundinho), Priscila Muniz, Adenes Lêda, Andréa Leite, Laís Morais. Vocês são pessoas especiais que fazem parte da minha trajetória e que sempre levarei no coração.

Aos colegas de turma, especialmente à Helmara, Clebson, Wellyson, Larissa, Gildevan e Crisálida. Ao colega Vitor Lamarão pela ajuda e contribuições a esta pesquisa.

À ex-secretária da coordenação estadual do Bionorte, Cleidiane Serra, por todo carinho, atenção e disponibilidade enquanto estive na secretaria. Você deixou saudades!

À UFMA e ao Programa BIONORTE pela oportunidade desta pós-graduação.

À Fundação de Amparo à Pesquisa e ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Maranhão – FAPEMA, pelo auxílio concedido a esta pesquisa.

À Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Naturais do Maranhão – SEMA, pela disponibilização de dados e informações.

Enfim, a todos que contribuíram para a realização deste trabalho...

Muito Obrigada!

“O homem planeja, Deus ri”.
autor desconhecido

RESUMO

DIAS, Isabel Cristina Lopes. **Indicadores de sustentabilidade de bacia hidrográfica e hidroquímica de poços no Estado do Maranhão: subsídios ao gerenciamento e conservação dos recursos hídricos.** 2018. 148 f. Tese (Doutorado em Biodiversidade e Conservação) - Universidade Federal do Maranhão, 2018.

Em face à importância dos recursos hídricos e seus impactos tanto para a sobrevivência dos seres humanos quanto para o equilíbrio do meio ambiente como um todo, esta pesquisa avaliou o gerenciamento das águas no estado do Maranhão, por meio de indicadores de sustentabilidade hídrica; e analisou alguns parâmetros físico-químicos e microbiológicos das águas de poços de 3 zonas do estado. Indicadores de sustentabilidade voltados aos problemas socioeconômicos, hidrológicos e institucionais foram aplicados em seis bacias hidrográficas do Maranhão: bacia do rio Parnaíba, Itapecuru, Munim, Mearim, Tocantins e Gurupi, obtendo-se desempenho geral intermediário nas bacias hidrográficas avaliadas. A água de vinte e seis poços, distribuídos nas zonas 1, 2 e 3, foi avaliada quanto aos parâmetros temperatura, potencial hidrogeniônico, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, salinidade, turbidez, cloreto, nitrato e concentração de *Escherichia coli*. Os resultados apontaram que as águas subterrâneas do estado do Maranhão possuem boa qualidade, apesar das alterações em alguns parâmetros e baixos valores de pH constatados especialmente na zona 3. Conclui-se que é necessária a adoção de medidas prioritárias na dimensão hidrológica, especialmente quanto às águas subterrâneas; atenção ao saneamento básico, inclusive quanto ao abastecimento público; redução das demandas e do desperdício da água; implementação dos instrumentos de gestão; consolidação e apoio aos comitês de bacia hidrográfica. Este estudo tem implicações importantes para o gerenciamento hídrico no Maranhão, fornecendo informações úteis sobre a sustentabilidade das águas, e com potencial para apoiar a tomada de decisão e ações de planejamento de recursos hídricos.

Palavras-Chave: Bacia hidrográfica, Indicadores, Qualidade da água, Sustentabilidade, Gestão de recursos hídricos.

ABSTRACT

DIAS, Isabel Cristina Lopes. **River basin sustainability indicators and well hydrochemistry in the state of Maranhão: subsidy for water resource management and conservation.** 148 f. Tese (Doutorado em Biodiversidade e Conservação) - Universidade Federal do Maranhão, 2018.

Considering the importance of water resources and their impacts on human survival and environmental balance, this study evaluated the management of water in the state of Maranhão, through water sustainability indicators; and analyzed some physicochemical and microbiological parameters of the well waters of 3 zones of the state. Sustainability indicators for socioeconomic, hydrological and institutional problems were applied in six river basins of Maranhão: river basin Parnaíba, Itapecuru, Munim, Mearim, Tocantins and Gurupi, and the intermediate overall performance of the basins was obtained. The water of twenty-six wells, distributed in zones 1, 2 and 3, was evaluated for the parameters temperature, hydrogenation potential, dissolved oxygen, electrical conductivity, total dissolved solids, salinity, turbidity, chloride, nitrate and concentration of *Escherichia coli*. The results indicated that the groundwater of the state of Maranhão has good quality, despite changes in some parameters and low pH values found especially in zone 3. It is concluded that it is necessary to adopt priority measures in the hydrological domain, particularly in relation to groundwater; focus on basic sanitation, including for the public supply; reduce water demand and waste; implement management tools; consolidate and support drainage basin committees. This study highlights important implications for water management in Maranhão and provides useful information about water sustainability that has the potential to support decision making and water resource planning actions.

Keywords: River basin, Indicators, Water quality, Sustainability, Water resources management.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Distribuição da água no mundo.....	15
Figura 2- Divisão Hidrográfica Nacional	17
Figura 3- Demanda consuntiva total (estimada e consumida) no Brasil (m³/s)	20
Figura 4- Distribuição espacial da relação entre a vazão de retirada e a vazão média acumulada nas regiões hidrográficas brasileiras.....	20
Figura 5- Divisão Hidrográfica do Estado do Maranhão.	23
Figura 6- Sistema de Gestão das Águas do Brasil	33
ARTIGO 1: Distribuição espacial de indicadores de sustentabilidade de bacias hidrográficas em região de transição do Nordeste do Brasil	
Figura 1- Localização geográfica das bacias hidrográficas pesquisadas.....	68
Figura 2- Distribuição espacial do IGRH.....	75
Figura 3- Distribuição espacial do IEUA	75
Figura 4- Distribuição espacial do IPDD, para água superficial	76
Figura 5- Distribuição espacial do IPDD, para água subterrânea.....	76
ARTIGO 2: Qualidade da água de poços em região de transição do Nordeste do Brasil	
Figura 1- Localização geográfica dos pontos (poços) de coleta de água subterrânea, com identificação das zonas 1, 2 e 3	103
Figura 2- Dendograma com <i>clusters</i> identificados.....	107
Figura 3- Análise de PCA dos com <i>clusters</i> identificados por círculos.....	107

LISTA DE QUADROS

Quadro 1- Características morfométricas de uma bacia hidrográfica.....27

ARTIGO 1: Distribuição espacial de indicadores de sustentabilidade de bacias hidrográficas em região de transição do Nordeste do Brasil

Quadro 1- Características demográficas das bacias hidrográficas pesquisadas 68

Quadro 2- Indicadores e respectivos índices selecionados para esta pesquisa 69

Quadro 3- Potencialidades, disponibilidades, e demandas hídricas superficiais, por bacia hidrográfica, no Estado do Maranhão..... 70

Quadro 4- Potencialidades, disponibilidades, e demandas hídricas subterrâneas, por bacia hidrográfica, no Estado do Maranhão..... 70

Quadro 5- Escalas parciais para os índices do IGRH 72

Quadro 6- Escala global para os indicadores utilizados nesta pesquisa..... 72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Vazões médias e de estiagem nas regiões hidrográficas e no país.....	18
Tabela 2- Vazões de retirada, consumo, retorno e percentuais, por tipo de uso	19
Tabela 3- Vazões de retirada, consumo, retorno e percentuais, por Região Hidrográfica	19
Tabela 4- Disponibilidades e demandas hídricas por regiões hidrográficas brasileiras..	21
ARTIGO 1: Distribuição espacial de indicadores de sustentabilidade de bacias hidrográficas em região de transição do Nordeste do Brasil	
Tabela 1- Classificação dos índices que compõem o IGRH	73
Tabela 2- Classificação dos índices que compõem o IEUA.....	73
Tabela 3- Classificação dos índices que compõem o IPDD.....	74
Tabela 4- Classificação dos indicadores de sustentabilidade hídrica	74
ARTIGO 2: Qualidade da água de poços em região de transição do Nordeste do Brasil	
Tabela 1- Dados de qualidade da água subterrânea	105

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. OBJETIVOS	13
2.1 OBJETIVO GERAL.....	13
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
3.1 PANORAMA DOS RECURSOS HÍDRICOS	14
3.1.1 Água no Mundo	14
3.1.2 Água no Brasil.....	17
3.1.3 Água no Maranhão	22
3.2 BACIA HIDROGRÁFICA.....	24
3.2.1 Características morfométricas	26
3.3 GESTÃO INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS - GIRH.....	29
3.3.1 GIRH no Brasil	31
3.4 SUSTENTABILIDADE HÍDRICA	34
3.4.1 Índices e indicadores de sustentabilidade hídrica	36
3.4.2 Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) no contexto da gestão das águas.....	39
3.5 ÁGUA SUBTERRÂNEA	41
3.5.1 Qualidade da água subterrânea.....	43
3.5.2 Contaminação da água subterrânea.....	44
3.6 CONSIDERAÇÕES SOBRE A REVISÃO DA LITERATURA.....	46
REFERÊNCIAS.....	47
4. ARTIGO 1: Distribuição espacial de indicadores de sustentabilidade de bacias hidrográficas em região de transição do Nordeste do Brasil.....	65
5. ARTIGO 2: Qualidade da água de poços em região de transição do Nordeste do Brasil.....	99
6. CONCLUSÕES DA TESE.....	114
ANEXOS.....	116

1. INTRODUÇÃO

A água é essencial à vida; onde não existe água suficiente não há desenvolvimento. É um recurso natural chave para a sobrevivência e bem-estar humano, fator de produção na maioria dos setores econômicos, bem como um ativo ambiental e social (MARTÍNEZ-PAZ et al., 2014). Na verdade, o acesso à água potável e saneamento é um direito humano em si (NAÇÕES UNIDAS, 2010).

Apesar disso, até algumas décadas atrás, a preocupação com a identificação da potencialidade e conservação dos mananciais era muito restrita, pois a água era considerada um bem livre e abundante.

O uso inadequado, o aumento descontrolado das demandas, os índices crescentes de poluição e o processo de degradação ambiental são alguns dos fatores que forçaram uma mudança radical na forma de encarar a água em todo o planeta. Hoje ela é considerada um bem econômico e finito, e a sua oferta em quantidade e qualidade apropriadas é um dos grandes desafios da humanidade.

No contexto do atendimento às demandas crescentes de água, os recursos hídricos subterrâneos têm se tornado a principal fonte de fornecimento de água para o consumo de bebidas, atividades domésticas, agrícolas, industriais, recreativas e ambientais. Isso faz da água subterrânea, hoje em dia, uma preocupação muito importante para a humanidade, uma vez que está diretamente ligada não só ao abastecimento, mas também à segurança humana (SELVAKUMAR et al., 2017).

De um modo geral, a água subterrânea é menos vulnerável à poluição do que a água superficial, o que a torna um valioso recurso natural (NAGHIBI et al., 2017). Entretanto, devido à crescente demanda e exploração insustentável de recursos, não somente sua quantidade tem diminuído, mas também a qualidade da água subterrânea está se deteriorando (LI et al., 2015), fato que ameaça consideravelmente a sustentabilidade hídrica dos mananciais (GUIMARÃES e RIBEIRO, 2009).

Em face às problemáticas apontadas, uma das principais soluções para esta crise global da água é o melhor gerenciamento deste valioso recurso natural (OELKERS et al., 2011). Sob essa ótica, a gestão integrada dos recursos hídricos tem se apresentado como uma estratégia viável para promoção de sustentabilidade hídrica, buscando evitar e/ou reverter situações de conflito pelo uso inadequado da água.

Ferramentas relevantes ao planejamento e gerenciamento integrado dos recursos hídricos são os indicadores de sustentabilidade (HOOPER, 2010). Extremamente úteis na

tomada de decisão, permitem a simplificação da informação sobre fenômenos complexos e a identificação de demandas prioritárias (BARROS; SILVA, 2012).

A adoção de indicadores para avaliar e monitorar o progresso em direção ao desenvolvimento sustentável é altamente recomendado pelos cientistas (MOLDAN et al., 2012; CORNESCU e ADAM, 2014; BOLCÁROVÁ e KOLOŠTA, 2015), formuladores de políticas (UN, 2007), instituições internacionais (OECD, 2014; WWAP, 2003), governos (OSE, 2008), setor empresarial (WBCSD, 2000) e organizações não governamentais (WWF, 2010), pois constituem meios para avaliar o grau de satisfação de variados critérios, ajudando a traduzir conceitos abstratos em parâmetros mensuráveis (LEE e HUANG, 2007).

Os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) também têm sido utilizados na avaliação dos recursos hídricos e no subsídio à gestão das águas (ROCHA, 2017). Uma vez que representam um modelo do mundo real, permitem identificar situações e padrões difíceis de serem percebidos por meio dos métodos convencionais (CALIJURI & RÖHN, 1995).

Os SIGs são utilizados como ferramenta de análise espacial, na modelagem e simulação de cenários, como subsídio à elaboração de alternativas para a decisão da política de uso e ocupação do solo, ordenamento territorial, equipamentos urbanos e monitoramento ambiental, entre outras aplicações complexas, que envolvem diferentes componentes dinâmicos (MOTA, 1995). Possuem aplicações em inúmeros setores: logística, geologia, agricultura, planejamento urbano, segurança pública, preservação de recursos naturais e muitos outros (POLIDORI et al., 2010).

Não obstante ao quadro de escassez de água doce no mundo, problemas na gestão deste recurso são recorrentes, o que cria um interesse crescente na gestão eficiente dos recursos hídricos e uma demanda por informações sobre o tema. Desta forma, acredita-se que o estudo da gestão da água em diferentes contextos permite uma maior compreensão do assunto, auxiliando o processo de tomada de decisão.

O objetivo da presente pesquisa foi contribuir para os processos de gestão de recursos hídricos no Estado do Maranhão, buscando a melhoria da situação atual. Nesta perspectiva, indicadores de sustentabilidade de bacias hidrográficas e SIG com ênfase na análise espacial foram utilizados. Para melhor compreensão desta pesquisa, o presente documento foi dividido em três capítulos.

O capítulo I apresenta a revisão da literatura relevante ao entendimento da pesquisa.

O capítulo II apresenta o Artigo “Distribuição espacial de indicadores de sustentabilidade de bacias hidrográficas em região de transição do Nordeste do Brasil”.

O capítulo III apresenta o Artigo “Qualidade da água de poços em região de transição do Nordeste do Brasil”.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o gerenciamento das águas superficiais e subterrâneas no Estado do Maranhão, por meio de indicadores de sustentabilidade de bacias hidrográficas e de sistemas de informações geográficas com ênfase na análise espacial.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Diagnosticar, por meio de indicadores, a situação de sustentabilidade hídrica de bacias hidrográficas do Estado do Maranhão;
- Analisar parâmetros físico-químicos e microbiológicos das águas de poços, possibilitando inferir sobre a qualidade da água subterrânea no estado do Maranhão;
- Propor medidas voltadas ao gerenciamento das águas no Maranhão, auxiliando a tomada de decisão e ações de planejamento de recursos hídricos.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 PANORAMA DOS RECURSOS HÍDRICOS

3.1.1 Água no Mundo

Recurso hídrico é um recurso natural reconhecido como renovável, porém limitado. Nem toda água pode ser considerada um recurso hídrico. O que caracteriza esta denominação é se essa água possui alguma finalidade de uso para a sociedade. Por exemplo: a água de um córrego não é por si só um recurso hídrico, mas se utilizada para a irrigação, abastecimento doméstico, entre outros, pode ser considerada como recurso hídrico (SILVA, 2006).

Os recursos hídricos desempenham um papel fundamental no funcionamento de todos os setores da economia (KOSOLAPOVA et al., 2017), entretanto, estão atualmente numa posição vulnerável de degradação e escassez (DISTEFANO; KELLY, 2017). Vários estudos confirmaram que a escassez de água aumentará significativamente nas próximas décadas e isso trará problemas para a segurança alimentar, sustentabilidade ambiental e desenvolvimento econômico (ERCIN e HOEKSTRA, 2012; HOEKSTRA, 2014).

Segundo Proskuryakova et al (2018), uma ampla variedade de fatores afeta a disponibilidade de água, incluindo condições climáticas, desastres naturais, mudanças demográficas e urbanização, avanços tecnológicos, crescimento econômico e prosperidade, e valores sociais e culturais. Viegas (2008) defende que os principais fatores da crise da água são a poluição ambiental e o aumento desenfreado da população mundial, sem que as políticas de ordenamento territorial e de meio ambiente atendam adequadamente às novas demandas. Para Tucci (2001), a escassez e a degradação da qualidade da água são reflexos de mudanças no padrão de consumo. Hoekstra (2014) aponta como principais problemas a atividade humana (econômica) e a mudança climática.

A mudança climática tem o potencial de impactar fortemente os recursos de água doce, com consequências abrangentes para a sociedade e os ecossistemas (PACHAURI e MEYER, 2014). Prevê-se que as alterações climáticas exacerbem ainda mais a escassez de água. Espera-se que os ciclos hidrológicos sofram grandes mudanças e causem alterações globais nos padrões de precipitação, bem como aumentem a frequência e a gravidade dos eventos extremos (BATES e KUNDZEWICZ, 2008). Em geral, as áreas molhadas tenderão a ficar mais úmidas e as áreas secas ficarão mais secas, levando a uma disponibilidade de água menos confiável (KUMAR et al., 2013).

Considerando ainda os fatores relacionados à crise da água, mais recentemente, ampliaram-se as discussões sobre água virtual (VW) associada à disponibilidade e escassez de água (DISTEFANO; KELLY, 2017). O conceito de VW, introduzido por Allan (1993), inclui

a água incorporada em bens ao longo de toda a cadeia de suprimento em uma base de consumo. Esses estudos são particularmente úteis, pois avaliam o efeito do comércio internacional sobre os recursos hídricos domésticos, o efeito da disponibilidade de água no comércio internacional e as consequências do comércio internacional para melhorar ou agravar os efeitos da escassez global de água (HOEKSTRA et al., 2011).

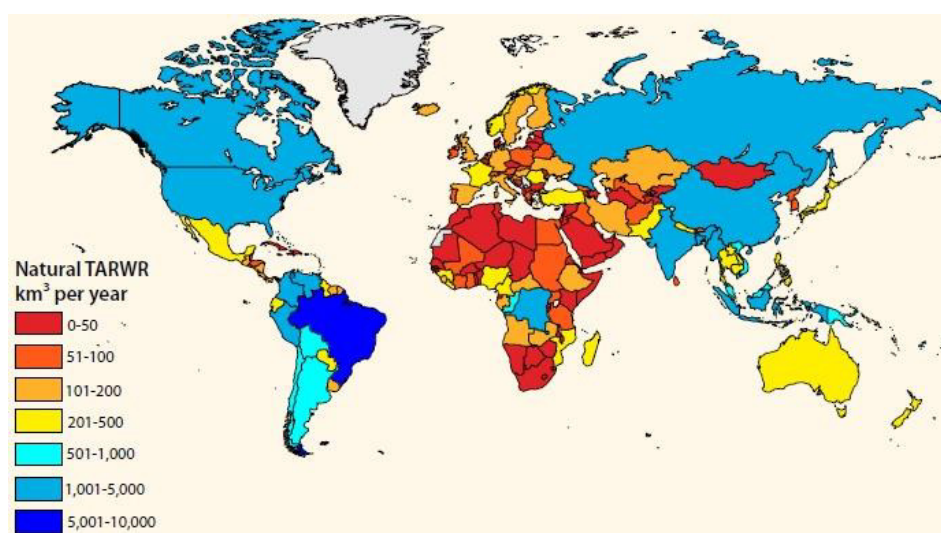
Em meio a um cenário de crise, a preocupação com a produção sem considerar as externalidades pode resultar na degradação e no desperdício dos recursos hídricos (VIEGAS, 2008). Inúmeros prejuízos podem ser elencados, como, perda do equilíbrio ecológico, perda da diversidade biológica, desequilíbrio climático e alterações profundas no ciclo da água (TUNDISI, 2003 a).

Atualmente, cerca de dois terços da população global vive em condições de grave escassez de água durante pelo menos um mês do ano, e meio bilhão de pessoas enfrentam escassez severa de água durante todo o ano (MEKONNEN e HOEKSTRA, 2016).

Segundo estudos da Unesco, 1,2 bilhão de pessoas não têm acesso à água potável, e 2,4 bilhões não dispõem de serviços de purificação de água. Ainda, segundo o Conselho Mundial da Água, 6 mil crianças morrem por dia porque não têm acesso à água potável; 4 milhões de pessoas morrem por ano de doenças relacionadas com a água (SILVA, 2006).

Indubitavelmente, a disponibilidade de água doce em qualidade e quantidade suficientes é um dos principais desafios que a sociedade tem enfrentado neste século. A água doce representa apenas 2,5% da água da Terra e está cada vez mais ameaçada (DISTEFANO; KELLY, 2017). Associado a isso, as características do ciclo hidrológico não são homogêneas e por isso a distribuição desigual da água no planeta (Figura 1).

Figura 1- Distribuição da água no mundo.



TARWR- Total annual renewable water resources (Totais anuais de recursos hídricos renováveis).
Fonte: FAO AQUASTAT, (2010).

Muitos países têm sido historicamente caracterizados por extrema desigualdade na distribuição de recursos hídricos, o que determina o problema de substanciais inconsistências na disponibilidade e necessidades hídricas (KOSOLAPOVA et al., 2017). Segundo Barbosa (2016), a consultoria britânica *Maplecroft* elaborou um levantamento das regiões mais vulneráveis à escassez de água no mundo, incluindo países do Oriente Médio e África, como Bahrein, Qatar, Kuwait, Líbia, Egito, Iêmen, entre outros.

Vê-se, pois, que a escassez hídrica é um problema de âmbito mundial. Medidas de restrição, estado de atenção e de alerta ao uso e à captação de águas são, de fato, uma necessidade. Não se pode olvidar, por isso, que, além de estabelecer critérios quanto ao uso e à captação da água, é também necessário direcionar o olhar às atividades econômicas que contribuem para tal escassez (RIBEIRO e ROLIM, 2017).

Em termos globais, a agricultura irrigada, por exemplo, é o usuário dominante da água, representando cerca de 80% do uso da água no planeta (MOLDEN et al., 2007), entretanto, mais de 70% dessa água é perdida nos métodos tradicionais de irrigação (UNDP, 2007). De Fraiture et al. (2007) acreditam que o crescimento da população e da renda aumentará a demanda por água de irrigação para atender às necessidades de produção de alimentos e à demanda doméstica e industrial. Acrescente-se que uso doméstico e industrial de recursos hídricos é 30 vezes maior do que o consumo de todos os outros recursos (DANILOV-DANILYAN e KHRANOVICH, 2010).

A indústria representa um dos usos mais poluentes; as cidades têm parte da culpa, no desperdício e na poluição; o despejo de dejetos nos cursos d'água cresceu a ponto de ultrapassar a capacidade de suporte natural da água de absorver os poluentes. Segundo a Organização Mundial de Saúde, mil litros de água usados pelo homem resultam em 10 mil litros de água poluída (FERREIRA et al., 2008 a). A gravidade da crise da água levou as Nações Unidas a concluir que é a escassez de água, e não a falta de terra arável, que será a maior restrição ao aumento da produção de alimentos nas próximas décadas (UNDP, 2007).

Ainda como consequência do gerenciamento e uso inadequados, verifica-se que sociedade moderna não somente ampliou a diversidade dos usos da água, mas também intensificou a exploração do recurso, originando diversos conflitos (LANNA, 2004). Considerando a amplitude e a profundidade dessas questões, é necessário um pensamento sistêmico e de longo prazo para enfrentar os desafios associados à água (DIGGLE, 2013). Políticas voltadas para o futuro precisam ser formuladas para aumentar a eficácia e a eficiência da governança da água, desenvolver mecanismos para lidar com desenvolvimentos emergentes, incertezas, oportunidades e riscos (PROSKURYAKOVA et al., 2018).

3.1.2 Água no Brasil

Em termos globais o Brasil possui grande oferta de água. Esse recurso natural, entretanto, encontra-se distribuído de maneira heterogênea no território nacional (ANA, 2016a). Cerca de 75% da água do Brasil está localizada nos rios da Bacia Amazônica, que é habitada por menos de 5% da população. A disponibilidade de água é menor onde a maior parte da população se encontra, nas cidades costeiras, como Aracajú, Rio de Janeiro e São Paulo, criando regiões de médio e alto risco de escassez na costa brasileira. Para piorar a situação, o Brasil registra elevado desperdício nas redes de distribuição: dependendo do município, até 60% da água tratada para consumo se perde, especialmente por vazamentos nas tubulações (SAVEH, 2017).

Diante da complexidade dos recursos hídricos brasileiros, instituiu-se a Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH, também conhecida como “Lei das Águas” (Lei 9.433/97). Esta legislação define a bacia hidrográfica como a unidade territorial para a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos - SINGREH (ANA, 2005).

Tendo como base o princípio acima e para melhor planejar e gerir os recursos hídricos, também foi instituída uma Divisão Hidrográfica Nacional, que “divide” o país em regiões hidrográficas. Região hidrográfica é considerada o “[...] espaço territorial brasileiro compreendido por uma bacia, grupo de bacias ou sub-bacias hidrográficas contíguas com características naturais, sociais e econômicas homogêneas ou similares, com vistas a orientar o planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos” (ANA, 2007).

As 12 regiões são mostradas na Figura 2.

Figura 2- Divisão Hidrográfica Nacional.



Fonte: ANA (2005).

Em se tratando dos aspectos quantitativos da água, em território brasileiro, a vazão média anual dos rios é de 179 mil m³/s (5.660 Km³/ano). Esse valor corresponde a aproximadamente 12% da disponibilidade mundial de recursos hídricos, que é de 1,5 milhão de m³/s (44.000 Km³/ano) (SHIKLOMANOV, 1998).

De acordo com os dados da Figura 3, verifica-se que a região hidrográfica Amazônica detém 73,6% dos recursos hídricos superficiais, ou seja, a vazão média desta região é quase três vezes maior que a soma das vazões das demais regiões hidrográficas. A segunda maior região em termos de disponibilidade hídrica é a do Tocantins-Araguaia, com 7,6%, seguida da região do Paraná, com 6,4%. As regiões com menor vazão são: Parnaíba, com 0,4%, Atlântico Nordeste Oriental, com 0,4% e Atlântico Leste, com 0,8%.

Tabela 1- Vazões médias e de estiagem nas regiões hidrográficas e no país.

REGIÃO HIDROGRÁFICA	ÁREA (KM ²)	VAZÃO MÉDIA (M ³ /S)	VAZÃO DE ESTIAGEM ¹ (M ³ /S)
Amazônica ²	3.869.953	131.947	73.748
Tocantins-Araguaia	921.921	13.624	2.550
Atlântico Nordeste Ocidental	274.301	2.683	328
Parnaíba	333.056	763	294
Atlântico Nordeste Oriental	286.802	779	32
São Francisco	638.576	2.850	854
Atlântico Leste	388.160	1.492	253
Atlântico Sudeste	214.629	3.179	989
Atlântico Sul	187.522	4.174	624
Uruguai ³	174.533	4.121	391
Paraná	879.873	11.453	4.647
Paraguai ⁴	363.446	2.368	785
Brasil	8.532.772	179.433	85.495

Nota: 1- Vazão com permanência de 95%; 2- A bacia amazônica ainda compreende uma área de 2,2 milhões de Km² em território estrangeiro, a qual contribui com adicionais 86.321 m³/s em termos de vazão média; 3- A bacia do rio Uruguai ainda compreende adicionais 37 mil Km² em território estrangeiro, que contribuem com 878 m³/s; 4- A bacia do rio Paraguai compreende adicionais 118 mil Km² em território estrangeiro, que contribuem com 595 m³/s.

Fonte: Plano Nacional de Recursos Hídricos, PRH (2006).

Quanto ao uso da água, as demandas hídricas no Brasil têm se intensificado com o crescimento populacional e o desenvolvimento econômico, no que se refere ao aumento das quantidades e à variedade dos usos. Em consequência, nas áreas em que a água é mais limitada, vêm surgindo disputas e estabelecendo-se conflitos entre os usuários (PRH, 2006). A Figura 4 apresenta as vazões de retirada, consumo e retorno por tipo de usuário no Brasil. A vazão de retirada corresponde à vazão extraída pelo usuário; vazão de retorno é a parcela da água extraída que retorna ao manancial; e a vazão de consumo é calculada pela diferença entre as vazões de retirada e de retorno, ou seja, a vazão efetivamente consumida.

Observa-se que cerca de 46% das vazões de retirada destinam-se à irrigação, 26% são destinadas para abastecimento urbano, 18% para a indústria, 7% para a demanda animal e apenas 3% para abastecimento rural. Em relação às vazões efetivamente consumidas, 69% são destinadas à irrigação, 11% ao abastecimento urbano, 11% ao abastecimento animal, 7% ao uso industrial e 2% ao abastecimento rural.

Tabela 2- Vazões de retirada, consumo, retorno e percentuais, por tipo de uso.

TIPO DE USO	RETIRADA		CONSUMO		RETORNO	
	m ³ /s	% do total	m ³ /s	% do total	m ³ /s	% do total
Urbano	420	26	88	11	332	44
Industrial	281	18	55	7	226	30
Rural	40	3	18	2	22	3
Animal	112	7	89	11	23	3
Irrigação	739	46	591	69	148	20

Fonte: PRH, (2006).

A Figura 5 ilustra as vazões de retirada, retorno e consumo distribuídas nas 12 regiões hidrográficas. Verifica-se que as Regiões Hidrográficas do Paraná e do Atlântico Sul são aquelas que retiram e consomem mais água e que as Regiões Hidrográficas Nordeste Ocidental, Parnaíba e Paraguai são aquelas que retiram e consomem menos água.

Tabela 3- Vazões de retirada, consumo, retorno e percentuais, por Região Hidrográfica.

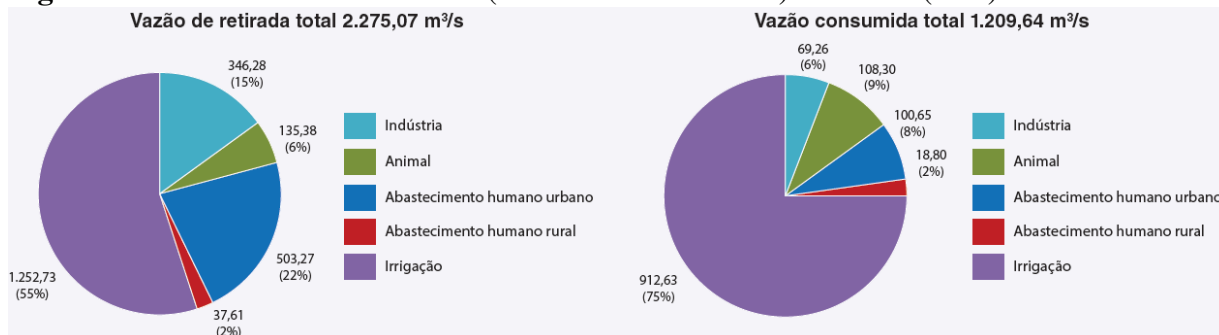
REGIÃO HIDROGRÁFICA	RETIRADA		CONSUMO		RETORNO
	m ³ /s	% do total	m ³ /s	% do total	m ³ /s
Amazônica	47	3	27	3	20
Tocantins–Araguaia	55	3	33	4	22
Atlântico Nordeste Ocidental	15	1	6	1	9
Parnaíba	19	1	11	1	8
Atlântico Nordeste Oriental	170	11	100	12	70
São Francisco	166	10	105	13	61
Atlântico Leste	68	4	33	4	35
Atlântico Sudeste	168	11	61	7	107
Atlântico Sul	240	15	155	18	85
Uruguai	146	9	109	13	37
Paraná	479	30	189	23	290
Paraguai	19	1	12	1	7
Brasil	1.592	100	841	100	751

Fonte: PRH, (2006).

Segundo dados da ANA, a demanda consuntiva total estimada para o Brasil em 2016 foi de 2.275,07 m³/s, quando considerada a vazão retirada (Figura 6). O setor de irrigação foi

responsável pela maior parcela de retirada (55% do total), seguido das vazões de retirada para fins de abastecimento humano urbano, industrial, animal e abastecimento humano rural. A vazão efetivamente consumida foi de 1.209,64 m³/s.

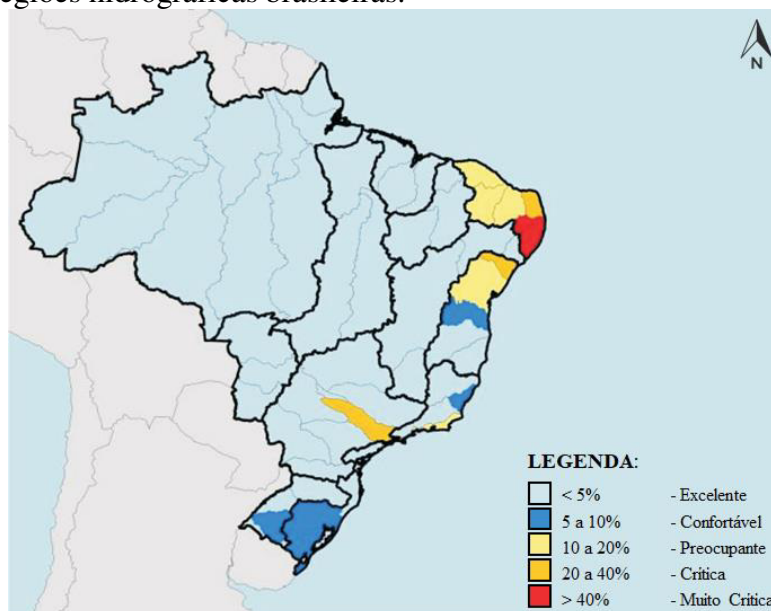
Figura 3- Demanda consuntiva total (estimada e consumida) no Brasil (m³/s).



Fonte: ANA, (2016).

Com relação ao balanço entre demandas e disponibilidades hídricas, verifica-se que as bacias localizadas em áreas que apresentam uma combinação de baixa disponibilidade e grande utilização dos recursos hídricos passam por situações de escassez e estresse hídrico. A relação espacial entre a vazão de retirada para os usos consuntivos e a vazão média é apresentada a seguir (Figura 7).

Figura 4- Distribuição espacial da relação entre a vazão de retirada e a vazão média acumulada nas regiões hidrográficas brasileiras.



Fonte: PRH, (2006).

De acordo com o Plano Nacional de Recursos hídricos (2006), o confronto entre as disponibilidades e demandas de água no Brasil permite verificar que:

- Grande extensão territorial do Brasil encontra-se em condição excelente para atendimento das demandas, diante da oferta de água possibilitada pela vazão média dos rios.

- Há Sub-regiões do Atlântico Leste, Sudeste, Sul e Uruguai, que se encontram em condição confortável, mas pode ocorrer problemas localizados de abastecimento, diante da oferta de água possibilitada pela vazão média.

- Há Sub-regiões do Atlântico Nordeste Oriental, Leste e Sudeste, que se encontram em condição preocupante, com ocorrência de problemas de abastecimento, diante da oferta de água possibilitada pela vazão média.

- Há Sub-regiões do Atlântico Nordeste Oriental, do Leste e do Paraná que se encontram em condição crítica, com ocorrência de problemas críticos de abastecimento, diante da oferta de água possibilitada pela vazão média.

- Há Sub-regiões do Atlântico Nordeste Oriental que se encontram em condição muito crítica, com ocorrência de graves problemas de abastecimento, diante da oferta de água possibilitada pela vazão média.

As informações da Figura 8 consideram as condições de disponibilidade hídrica nos períodos de estiagem, onde se percebe a Região Hidrográfica do Atlântico Nordeste Oriental em situação muito crítica e outras com situações de preocupantes a críticas.

Tabela 4- Disponibilidades e demandas hídricas por regiões hidrográficas brasileiras.

DIVISÃO HIDROGRÁFICA NACIONAL	Q95+Qreg (m ³ /s)	DEMANDA (m ³ /s)	RELAÇÃO DEMANDA/ DISPONIBILIDADE ¹	CLASSE ²
Amazônica	73.748	47	0,06%	Excelente
Atlântico Leste	305	68	22,30%	Crítica
Atlântico Nordeste Ocidental	328	15	4,57%	Excelente
Atlântico Nordeste Oriental	91	170	186,81%	Muito crítica
Atlântico Sudeste	1.108	168	15,16%	Preocupante
Atlântico Sul	671	240	35,77%	Crítica
Paraguai	785	19	2,42%	Excelente
Paraná	5.792	479	8,27%	Confortável
Parnaíba	379	19	5,01%	Confortável
São Francisco	1.886	166	8,80%	Confortável
Tocantins-Araguaia	5.362	55	1,03%	Excelente
Uruguai	565	146	25,84%	Crítica

Fonte: PNH, (2006).

3.1.3 Água no Maranhão

O Estado do Maranhão está dividido em doze regiões hidrográficas (Figura 9). Esta divisão oficial, de acordo com o Decreto Estadual nº 27.854/2011, destaca três bacias hidrográficas de domínio da União: bacia hidrográfica do rio Parnaíba, bacia hidrográfica do rio Tocantins e bacia hidrográfica do rio Gurupi. Evidencia ainda a existência de dois sistemas hidrográficos: sistema hidrográfico das Ilhas Maranhenses e sistema hidrográfico do Litoral Ocidental. As sete bacias restantes são estaduais, a saber: bacia hidrográfica do rio Preguiças, bacia hidrográfica do rio Periaá, bacia hidrográfica do rio Munin, bacia hidrográfica do rio Mearim, bacia hidrográfica do rio Itapecuru, bacia hidrográfica do rio Turiaçu e bacia hidrográfica do rio Maracaçumé.

Diante da diversidade de realidades hídricas no Brasil, a ANA utiliza níveis de classificação (tipologias), os quais procuram refletir a complexidade exigida no processo de gestão das águas, bem como a estrutura institucional necessária para enfrentar os desafios existentes em cada estado. De acordo com essa classificação, que inclui os níveis A, B, C e D, o Maranhão enquadra-se na “Tipologia B”, que compreende um balanço quali-quantitativo satisfatório na maioria das bacias, com usos concentrados em algumas poucas bacias com criticidade quali-quantitativa, ou seja, onde os conflitos pelo uso da água estão presentes somente em áreas críticas (ANA, 2016b).

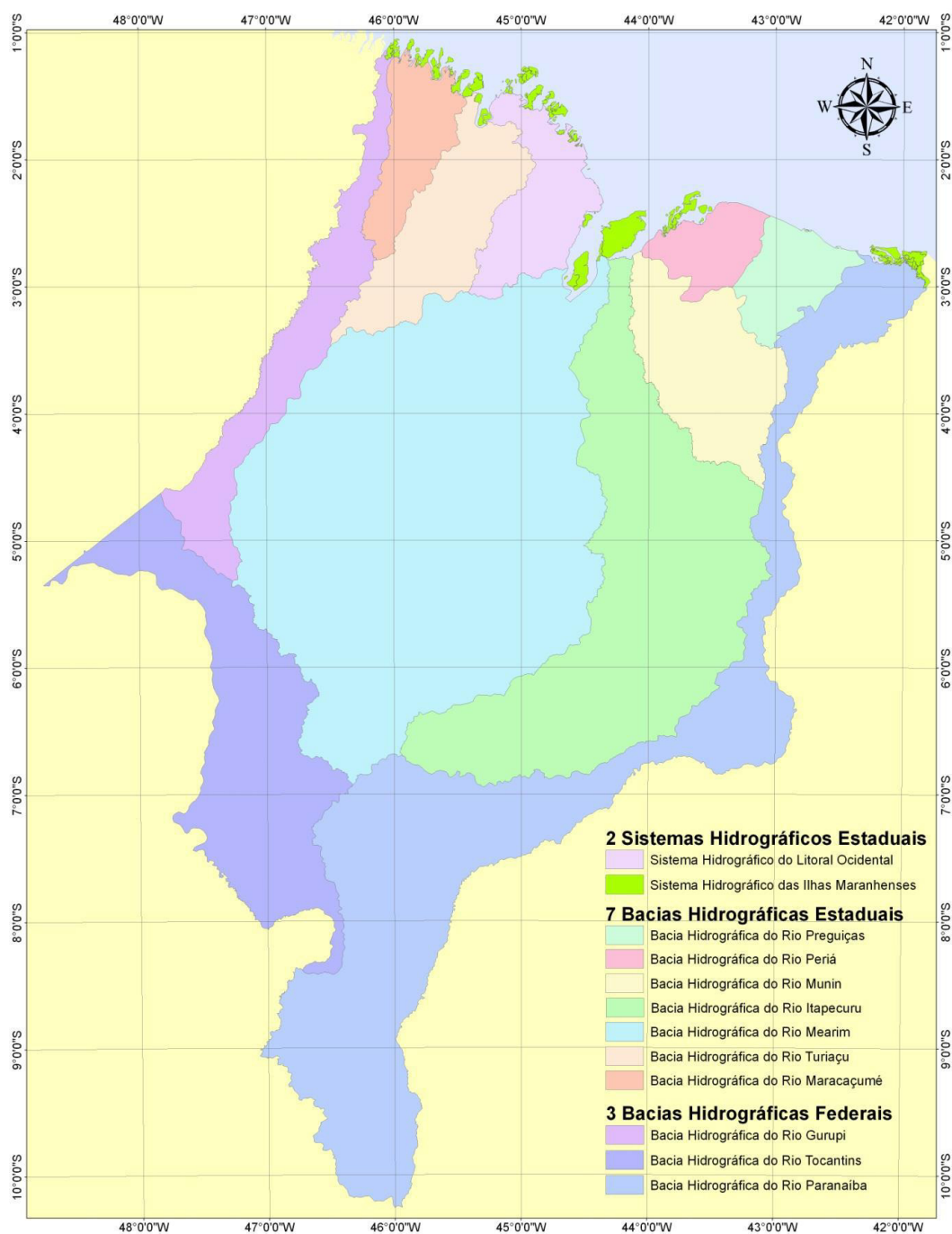
Segundo Dias (2018), o gerenciamento dos recursos hídricos do Maranhão apresenta fragilidades, especialmente no que diz respeito às águas subterrâneas. Tais gargalos, segundo a autora, estão relacionados, por exemplo, ao baixo nível de implementação de instrumentos de gestão e à baixa integração existente entre os poucos instrumentos já implantados. Dessa forma, pode-se dizer que o Estado do Maranhão tem encontrado dificuldades para implantar os instrumentos da política de recursos hídricos, o que se constitui um entrave para a gestão das águas, sendo necessário avançar na estrutura institucional existente (DIAS, 2018).

Santos e Leal (2013) sugeriram algumas propostas para o fortalecimento da gestão dos recursos hídricos no Estado do Maranhão, como: realização de estudo para estruturação do órgão gestor de recursos hídricos do Estado; elaboração do diagnóstico do estado atual das águas e cenários de usos futuros dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos; estabelecimento de novas unidades hidrográficas no Estado (revisão da divisão hidrográfica); elaboração do plano estadual de recursos hídricos do Maranhão; e implantação do Pacto Nacional pela Gestão das Águas. Das cinco propostas, a última foi a única implantada no Estado, até o momento, com a adesão do Maranhão ao Programa de Consolidação do Pacto

Nacional pela Gestão das Águas - Progestão, em 2013, por meio do Decreto Estadual nº 29.302/2013.

A ausência de instrumentos norteadores importantes, como o plano estadual de recursos hídricos, planos diretores de bacias hidrográficas, enquadramento, fiscalização do uso da água, cobrança, e comitês de bacia (há apenas dois instalados no Estado), bem como carência de recursos humanos especializados têm dificultado a gestão eficaz das águas no Maranhão (DIAS, 2018).

Figura 5- Divisão Hidrográfica do Estado do Maranhão.



Fonte: NUGEO (2011).

3.2 BACIA HIDROGRÁFICA

As bacias hidrográficas são unidades espaciais de dimensões variadas, onde se organizam os recursos hídricos superficiais em função das relações entre a estrutura geológica-geomorfológica e as condições climáticas (MAGALHÃES JR., 2007).

Botelho e Silva (2004) entendem as bacias hidrográficas como células básicas de análise ambiental, onde a visão sistêmica e integrada do ambiente está implícita. Cabe mencionar que a ação de planejar depende diretamente da ação de pesquisa e análise dos variados aspectos do meio ambiente e das formas de uso e ocupação que a sociedade estabelece ao longo do tempo.

Segundo Magalhães Jr. (2007) as bacias hidrográficas vêm sendo adotadas como áreas preferenciais para o planejamento e gestão dos recursos hídricos. Botelho e Silva (2004) destacam que a partir da década de 1990 cresceu o valor da bacia hidrográfica enquanto unidade de análise e planejamento ambiental, sendo possível avaliar de forma integrada as ações humanas sobre o ambiente e seus desdobramentos sobre o equilíbrio hidrológico. Lima (2005) reforça que a identificação da bacia como unificadora dos processos ambientais e das interferências humanas tem conduzido à aplicação do conceito de gestão de bacias hidrográficas, dando ao recorte destas um novo significado. Porto e Porto (2008) citam que a gestão dos recursos hídricos calcados em bacias hidrográficas ganhou força no início dos anos 1990, na reunião preparatória da Rio-92, na qual foram acordados os Princípios de Dublin, os quais entendem que, para ser efetiva, a gestão dos recursos hídricos deve considerar e integrar todos os aspectos físicos, sociais e econômicos.

Para muitos autores, a adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento é de aceitação universal (SANTOS, 2004). Segundo Araújo (2010), estudos que visem oferecer subsídios ao planejamento de ações que tenham como objetivo a promoção do desenvolvimento regional sustentável, necessariamente devem levar em consideração a questão dos recursos hídricos e, assim, são indispensáveis as pesquisas que tenham por base analisar as bacias hidrográficas como unidade de estudo, uma vez que a bacia se constitui uma unidade física bem caracterizada, tanto do ponto de vista da integração, como da funcionalidade dos seus componentes.

O conceito de bacia hidrográfica como unidade de pesquisa, gerenciamento e aplicação das informações básicas, é resultado de longa evolução iniciada praticamente com a implementação do conceito de carga por Vollenweider (1968) e consolidado com os estudos de Likens (1984, 1992) demonstrando os experimentos e o trabalho de longa duração no Hubbard-Brook, uma pequena bacia hidrográfica situada nos Estados Unidos.

Atualmente, portanto, esse conceito está bem estabelecido e consolidado, representando um grande processo de descentralização da gestão baseada em pesquisa e inovação aplicada a cada bacia hidrográfica (TUNDISI et al., 2008). Mas, ao longo do tempo, diversas definições de bacia hidrográfica foram formuladas (TEODORO et al., 2007).

A bacia hidrográfica pode ser definida, de acordo com Valente (1976), como unidade física, caracterizada como um volume (a bacia é uma área definida pelos seus divisores, mas além disso, possui uma distribuição tridimensional que inicia-se com os usos da terra, passa pelo perfil de solo e engloba as rochas que sustentam a bacia) drenado por um determinado curso d'água e limitada, perifericamente, pelo chamado divisor de águas.

Segundo Linsley e Franzini (1978, p.97), denomina-se bacia hidrográfica a área de drenagem à montante de uma determinada seção no curso de água da qual aquela área é tributária; essa área, também chamada cumiada, é limitada por um divisor de águas que a separa das bacias adjacentes, que pode ser determinado nas cartas topográficas. As águas superficiais, originárias de qualquer ponto da área delimitada pelo divisor, saem da bacia passando pela seção definida pelo ponto mais baixo do divisor, por onde passa também, forçosamente, o rio principal da bacia. Em geral considera-se que o divisor das águas subterrâneas coincide com o das águas superficiais; entretanto essa coincidência não se verifica em todos os casos, e substancial parcela de água pode se escoar de uma bacia para outra, subterraneamente.

Rocha (1997) conceitua bacias hidrográficas, do ponto de vista hidrológico, como territórios que apresentam uma rede de drenagem comum e delimitada pelos divisores de águas superficiais e subterrâneas. Nesse caso, a rede de drenagem constitui um importante indicador das alterações ocorridas na composição da paisagem das bacias hidrográficas, seja por mudanças na sua estruturação, forma, ganho seja por perda de canais, decorrentes da intensificação do processo erosivo.

Lima e Zakia (2000), acrescentando ao conceito geomorfológico da bacia hidrográfica uma abordagem sistêmica, acreditam que as bacias hidrográficas são sistemas abertos, que recebem energia através de agentes climáticos e perdem energia através do deflúvio, podendo ser descritas em termos de variáveis interdependentes, que oscilam em torno de um padrão, e, desta forma, mesmo quando perturbadas por ações antrópicas, encontram-se em equilíbrio dinâmico. Assim, qualquer modificação no recebimento ou na liberação de energia, ou modificação na forma do sistema, acarretará em uma mudança compensatória que tende a minimizar o efeito da modificação e restaurar o estado de equilíbrio dinâmico.

Barrella (2001) define bacia hidrográfica como um conjunto de terras drenadas por um rio e seus afluentes, formada nas regiões mais altas do relevo por divisores de água, onde as

águas das chuvas, ou escoam superficialmente formando os riachos e rios, ou infiltram no solo para formação de nascentes e do lençol freático. As águas superficiais escoam para as partes mais baixas do terreno, formando riachos e rios, sendo que as cabeceiras são formadas por riachos que brotam em terrenos íngremes das serras e montanhas e à medida que as águas dos riachos descem, juntam-se a outros riachos, aumentando o volume e formando os primeiros rios, esses pequenos rios continuam seus trajetos recebendo água de outros tributários, formando rios maiores até desembocarem no oceano.

Segundo Tucci e Mendes (2006), para cada seção de um rio existirá uma bacia hidrográfica. Considerando esta seção, a bacia é toda a área que contribui por gravidade para os rios até chegar a seção que define a bacia. Esta área é definida pela topografia da superfície, no entanto, a geologia do sub-solo pode fazer com que parte do escoamento que infiltra no solo escoe para fora da área delimitada superficialmente.

Para Tundisi et al. (2008), bacia hidrográfica é a unidade biogeofisiográfica que drena para rio, lago, represa ou oceano.

Percebe-se, nestes autores, grande semelhança e consideração deste recorte espacial, baseado na área de concentração de determinada rede de drenagem (TEODORO et al., 2007). Ambientalmente, pode-se dizer que a bacia hidrográfica é a unidade ecossistêmica e morfológica que melhor reflete os impactos das interferências antrópicas, tais como a ocupação das terras com as atividades agrícolas (JENKINS et. al.,1994).

Uma bacia hidrográfica engloba todas as modificações que os recursos naturais venham a sofrer. Não existe área qualquer da Terra, por menor que seja, que não se integre a uma bacia ou microbacia, (CRUZ, 2003). Dessa forma, o estudo em bacias hidrográficas possibilita a integração dos fatores que condicionam a qualidade e a disponibilidade dos recursos hídricos, com os seus reais condicionantes físicos e antrópicos, (HEIN, 2000).

Cada bacia hidrográfica deve ter um plano de utilização integrada de recursos hídricos, o qual deve constituir o referencial para todas as decisões e intervenções setoriais nestes recursos (CRUZ, 2003).

3.2.1 Características morfométricas

Segundo Campanharo (2010), morfometria é o estudo matemático das formações e configurações da superfície de uma bacia hidrográfica, expresso em índices organizados. A caracterização morfométrica de uma bacia hidrográfica é um dos primeiros e mais comuns procedimentos executados em análises hidrológicas ou ambientais, e tem como objetivo

elucidar as várias questões relacionadas com o entendimento da dinâmica ambiental local e regional (TEODORO et al., 2007).

A análise morfométrica de bacias hidrográficas pode ser definida como a “análise quantitativa das interações entre a fisiografia e a sua dinâmica hidrológica” que permite um conhecimento da dinâmica fluvial, bem como das relações existentes entre ela e os diversos componentes do meio físico e biótico de uma bacia hidrográfica (FARIA et al., 2009).

Segundo Antonelli e Thomaz (2007), a combinação dos diversos dados morfométricos permite a diferenciação de áreas homogêneas. Estes parâmetros podem revelar indicadores físicos específicos para um determinado local, de forma a qualificarem as alterações ambientais. Destaca-se também sua importância nos estudos sobre vulnerabilidade ambiental em bacias hidrográficas.

Conforme Tonello (2005), as características morfométricas podem ser divididas em: características geométricas, características do relevo e características da rede de drenagem (Quadro 1).

Quadro 1- Características morfométricas de uma bacia hidrográfica

CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS	TIPO DE ANÁLISES
Características geométricas	Área total Perímetro total Coeficiente de compactidade (Kc) Fator de forma (F) Índice de circularidade (IC) Padrão de drenagem
Características do relevo	Orientação Declividade mínima Declividade média Declividade máxima Altitude mínima Altitude média Altitude máxima Declividade média do curso d'água principal
Características da rede de drenagem	Comprimento do curso d'água principal Comprimento total dos cursos d'água Densidade de drenagem Ordem dos cursos d'água

O sistema de drenagem de uma bacia hidrográfica é constituído pelo curso d'água principal e por seus tributários e inclui todos os cursos d'água – perenes, intermitentes ou efêmeros (BARBOSA JUNIOR, 2004). O padrão de drenagem está associado ao tipo de solo e de rocha e à estrutura geológica da área estudada. Assim, padrões de drenagem referem-se ao arranjo espacial dos cursos de água que podem ser influenciados na sua atividade morfogenética pela natureza e disposição das camadas rochosas (controle estrutural), pela

resistência litológica variável (controle litológico), pelas diferenças de declive e pela evolução geomorfológica da região. Uma ou várias bacias de drenagem podem estar englobadas na caracterização de determinado padrão. São exemplos de padrões de drenagem: dendrítica, anelar, radial e paralela (ESCOLA SUPERIOR DE TECNOLOGIA E GESTÃO, 2006).

Os atributos morfométricos extraídos de bacias drenantes permitem sua caracterização geomorfológica e, portanto, são úteis para descrever os processos fluviais ocorridos e a dinâmica de erosão de encostas (Bali et al., 2012) . Além disso, as linhas de base podem ser usadas para modelagem hidrológica integrativa para estudar a interação entre a área da bacia, comprimento total do rio e as características do aquífero na escala da bacia (Pacheco e Van der Weijden, 2012) ou para avaliar a adequação da terra e os impactos ambientais os usos reais (VALLE JUNIOR et al., 2015).

Para Lima (1976), o comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica é função de suas características geomorfológicas (forma, relevo, área, geologia, rede de drenagem, solo, etc.) e do tipo da cobertura vegetal existente. Assim, as características físicas e bióticas de uma bacia possuem importante papel nos processos do ciclo hidrológico, influenciando, dentre outros, a infiltração e quantidade de água produzida como deflúvio, a evapotranspiração, os escoamentos superficial e subsuperficial (TEODORO et al., 2007).

Além disso, o comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica também é afetado por ações antrópicas, uma vez que, ao intervir no meio natural, o homem acaba interferindo nos processos do ciclo hidrológico (TONELLO, 2005).

Neste contexto, as características morfométricas do padrão de drenagem e do relevo refletem algumas propriedades do terreno, como infiltração e deflúvio das águas das chuvas, e expressam estreita correlação com a litologia, estrutura geológica e formação superficial dos elementos que compõem a superfície terrestre (PISSARA et al., 2004).

As classes de informações morfológicas determinam diferenças essenciais entre distintas paisagens, como relatam estudos clássicos desenvolvidos por Horton (1945), Strahler (1957), França (1968), Christofolletti (1978), entre outros.

Lindner et al. (2007) afirmam em sua pesquisa que os índices morfométricos são importantes pressupostos para a prevenção de eventos hidrometeorológicos, como enchentes e estiagens. Além disso, podem ser utilizados para apontar áreas de maior suscetibilidade a processos erosivos, configurando importantes instrumentos para o planejamento e gestão territorial. Como instrumento, os indicadores morfométricos justificam a sua importância na gestão dos espaços urbanos e rurais, e podem contribuir para um melhor aproveitamento dos recursos naturais, bem como na prevenção da degradação desses ambientes.

3.3 GESTÃO INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS – GIRH

A Gestão Integrada dos Recursos Hídricos (GIRH) é um conceito prático, formulado a partir de experiências ao longo de muitas décadas. Os esforços globais iniciais sobre a problemática do uso da água e do risco de sua escassez estão atrelados à primeira Conferência Mundial da Água, ocorrida em Mar del Plata, em 1977 (UNESCO, 2009). Tais discussões foram acentuadas na Conferência Internacional sobre a Água e o Meio Ambiente, em janeiro de 1992, em Dublin, Irlanda, que redigiu os pilares fundamentais para a formulação de consensos e mecanismos que explicitavam a importância do que se denominou GIRH (INTERNATIONAL CONFERENCE ON WATER AND THE ENVIRONMENT, 1992).

A GIRH é definida pela Associação Mundial da Água (GLOBAL WATER PARTNERSHIP - GWP) como "um processo que promove a gestão e desenvolvimento coordenado de água, terra e recursos relacionados para maximizar igualmente o bem-estar econômico e social resultante sem comprometer a sustentabilidade de ecossistemas vitais" (GWP, 2000).

O escopo essencial da GIRH tem como base quatro princípios fundamentais (SILVA et al., 2017). O primeiro princípio define a água como um recurso finito e vulnerável, essencial para a manutenção da vida, do desenvolvimento e do meio ambiente. O segundo princípio prevê que o desenvolvimento e a gestão integrada dos recursos hídricos devem ter por base uma abordagem participativa, envolvendo usuários, planejadores e formuladores de políticas em todos os níveis. Já o terceiro princípio pressupõe que as mulheres desempenham um papel central na provisão, gestão e proteção da água. Por fim, o quarto princípio reconhece que a água tem valor econômico em todos os seus usos (INTERNATIONAL CONFERENCE ON WATER AND THE ENVIRONMENT, 1992).

A GIRH é considerada como um diálogo intersetorial entre os diferentes setores que usam a água: água para as pessoas, água para os ecossistemas, água para alimentos, água para a indústria e outros usos produtivos. Um requisito fundamental da GIRH é que seja gerado um equilíbrio entre a água para sobrevivência e a água como recurso. Mas talvez, o aspecto mais importante seja a busca pela implementação da GIRH no nível nacional, para o qual o uso de vários instrumentos que permitem a implementação dos mais importantes conceitos de GIRH é fundamental (ROJAS et al., 2013).

Nesse processo, são desenvolvidas normas, políticas, análise física e socioeconômica e coleta de dados em nível global e regional, criando, a partir desses mecanismos, um instrumento para os tomadores de decisão a respeito do uso dos recursos hídricos (SILVA et al., 2017).

No que diz respeito às áreas ou processos a serem estabelecidos para desenvolver uma GIRH efetiva, Rojas et al. (2013) afirmaram que o estabelecimento de processos de planejamento e gestão de recursos hídricos na bacia são essenciais para implementar a GIRH. Segundo os autores, o planejamento envolve a definição de procedimentos, mecanismos, instrumentos e critérios de natureza técnica, econômica, financeira e institucional, que permitam atender às demandas atuais e futuras da água, considerando as restrições temporárias do abastecimento de água. A importância do planejamento também se baseia no fato de que ele estabelece a visão a ser alcançada na bacia, que deve ser consistente com a forma como a água é distribuída entre diferentes usos e usuários. No que concerne à gestão da água, esta é a atividade através da qual o planejamento é implementado diariamente, fazendo uso dos procedimentos, mecanismos, instrumentos e critérios definidos para distribuir o recurso e executar os projetos que levam a alcançar os objetivos de GIRH na bacia.

Quanto aos pré-requisitos necessários para que a GIRH seja eficaz, Grisotto (2003), a partir de análise de experiências de gestão da água em vários países, identificou cinco pré-requisitos:

- ✓ Definir a unidade territorial de gestão da água, que é tradicionalmente a bacia hidrográfica;
- ✓ Organização da comunidade para participar da gestão de recursos hídricos na bacia;
- ✓ Estabelecimento de instrumentos regulatórios, econômicos, de controle e penalidades;
- ✓ Gerar os mecanismos técnicos para planejar e garantir o fluxo de informações;
- ✓ Definição do marco institucional de gestores e usuários corresponsáveis da gestão.

Ainda existem inúmeros desafios a serem transpostos para garantir o acesso à água potável a milhões de pessoas no mundo, assim como para garantir a existência dos recursos hídricos em qualidade e quantidade suficientes no futuro, a fim de evitar conflitos, queda na produção de alimentos e estagnação dos processos de desenvolvimento. Para tanto, a formulação de uma política integrada e participativa descortina uma alternativa coerente a ser adotada pelos países (SILVA et al., 2017).

A Gestão Integrada dos Recursos Hídricos é uma ferramenta flexível para abordar os desafios relacionados a recursos hídricos e otimizar sua contribuição para o desenvolvimento sustentável, uma vez que trata do fortalecimento de marcos de governança de recursos hídricos para promover um bom processo de tomada de decisões em resposta a necessidades e situações dinâmicas (CARRIGER, 2005).

3.3.1 GIRH no Brasil

Antes de ser aplicada no Brasil, ou mesmo estruturada pela ONU, a necessidade de gerenciamento dos recursos hídricos já era evidente e existente em alguns países desenvolvidos, apesar de não haver unanimidade quanto ao modelo de gestão (SILVA et al., 2017). Na América do Norte, por exemplo, os Estados Unidos iniciaram seu gerenciamento em 1933, por meio da criação do *Tennessee Valley Authority* –TVA (SILVA; PRUSKI, 2000), que gerou interesse em muitos países latinos na década de 1960, inclusive o Brasil, que adotou o modelo na Companhia de Desenvolvimento do Vale do São Francisco (Codevasf) (SILVA; PRUSKI, 2000). Entretanto, o paradigma inspirado no TVA tornou-se muito questionado no fim dos anos 1960, pois se mostrou inapropriada para países em desenvolvimento (TORTAJADA, 2002).

Diferentemente do modelo norte-americano, o gerenciamento francês apresentava: “coordenação administrativa; planificação por bacias como unidades administrativas (incluindo uso do solo); participação dos usuários (comitês); contribuição por uso da água; e agências de bacias” (SILVA; PRUSKI, 2000, p. 72). Esse modelo, que se apresenta como uma das grandes influências do modelo de GIRH (TORTAJADA, 2002) passou a ser adotado no Brasil, tornando-se um dos mais modernos modelos de gestão dos recursos hídricos da América Latina (BRAGA et al., 2008).

Em 2006, no 4º Fórum Mundial da Água, pôde-se constatar que, dos 95 países analisados, 74% já tinham estratégias de GIRH em vigor ou em processo de formulação (UNESCO, 2009). Dentre esses países, o modelo de gestão do Brasil foi apontado como importante exemplo de descentralização e articulação (SILVA et al., 2017).

O marco legal de gerenciamento hídrico em nível nacional é atribuído à Constituição de 1988 (CF 88), entretanto, estados como São Paulo, Ceará e Bahia e o Distrito Federal, em função de seus problemas hídricos, foram a vanguarda das ações de gerenciamento, mediante a formulação de legislação específica estadual anterior à CF 88 (SILVA et al., 2017).

A CF88 teve como principal marco legal a Lei Federal n ° 9.433 de 08 de janeiro de 1997 (GOMES, 2008), estabelecida para regulamentar o artigo 21, inciso XIX, da Constituição (SILVA et al., 2017). Segundo Ferreira et al. (2008 b), a Lei Federal 9.433/1997 merece especial atenção, pois instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH e implantou o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos – SINGREH. Tal diploma legal, de acordo com os autores, iniciou uma nova era, marcada por uma ação renovadora e muito bem embasada, no que diz respeito às formulações, tanto do direito das águas quanto nos rumos da gestão do recurso.

A PNRH deu um alcance Federal para as várias formulações legais e experiências de gerências que foram acertadas nos âmbitos estaduais, e se encontra alicerçada com a exposição de seus fundamentos, objetivos e diretrizes logo nos primeiros artigos da legislação (FERREIRA et al., 2008 b).

Os fundamentos trazidos no art. 1º da PNRH destaca a água como um bem de domínio público; como recurso natural e limitado, dotado de valor econômico; o uso prioritário para consumo humano e dessedentação de animais em casos de escassez; o uso múltiplo das águas; a bacia hidrográfica como unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos; a gestão descentralizada e participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades.

Segundo o disposto no art. 2º da mesma lei, os objetivos da PNRH são: I – assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos; II – a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável; III – a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais.

A referida Lei traz ainda diretrizes gerais de ação (Art. 3º), tratando da gestão sistemática dos recursos hídricos sem dissociar quantidade e qualidade; atenção às diversidades físicas, bióticas, socioeconômicas e culturais; integração com a gestão ambiental; de bacias hidrográficas com sistemas estuarinos e costeiros, propondo ainda articulação dos diversos níveis de planejamento com setores usuários (Incisos I a VI). Além disso, cria o SINGREH (Art. 32) para coordenar a gestão integrada (Inciso I).

O SINGREH é composto pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH, pela Agência Nacional de Águas – ANA, pelos Conselhos de Recursos Hídricos dos Estados e do Distrito Federal; pelos Comitês de Bacia Hidrográfica; pelos órgãos dos poderes públicos federal, estaduais, do Distrito Federal e municipal, cujas competências se relacionem com a gestão de recursos hídricos; e finalmente, pelas Agências de Água.

Para garantir os fundamentos de descentralização e participação, a Lei 9.433/97 prevê que as organizações civis de recursos hídricos devem compor o Conselho Nacional de Recursos Hídricos e os Comitês de Bacias Hidrográficas (LEAL, 2000).

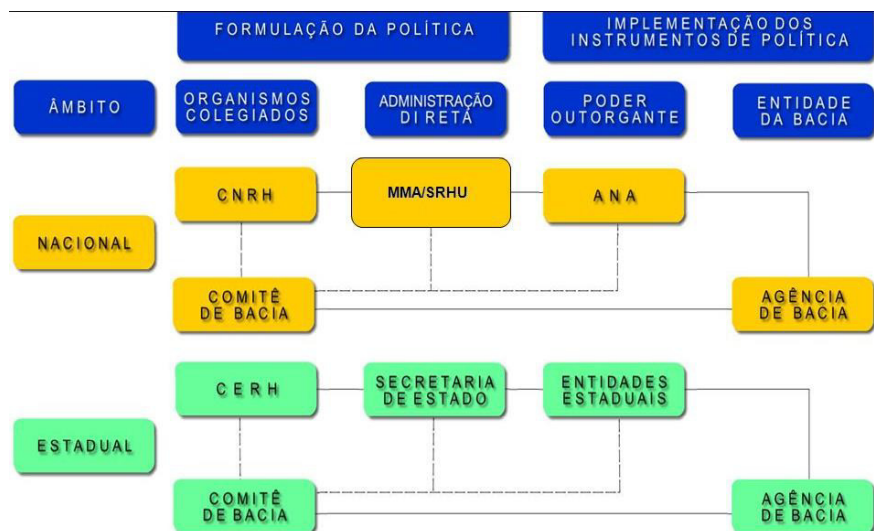
São consideradas organizações civis de recursos hídricos, de acordo com a PNRH:

- consórcios e associações intermunicipais de bacias hidrográficas;
- associações regionais, locais ou setoriais de usuários de recursos hídricos;
- organizações técnicas e de ensino e pesquisa com interesse na área de recursos hídricos;

- organizações não-governamentais com objetivos de defesa de interesses difusos e coletivos da sociedade;
- outras organizações reconhecidas pelo Conselho Nacional ou pelos Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos.

Na Figura 10 é exposto o diagrama que esclarece as entidades existentes e a órbita de atuação de cada uma dentro do sistema nacional.

Figura 6- Sistema de Gestão das Águas do Brasil.



CNRH, Conselho Nacional de Recursos Hídricos; MMA/SRHU, Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano; ANA, Agência Nacional de Águas, CERH, Conselho Estadual de Recursos Hídricos.

Fonte: MMA/SRH, (2010).

A lógica desse sistema de gerenciamento das águas confirma que, institucionalmente, os requisitos do modelo brasileiro está pautado em “integração, articulação, descentralização e participação” (SOARES et al., 2008). No entanto, mesmo representando um avançado modelo, o processo de gerenciamento brasileiro ainda não é perfeito (TORTAJARA, 2002) e enfrenta grandes problemas e desafios a serem superados.

Com o direcionamento inicial da gestão para regiões de maiores riscos de escassez, como o centro-sul e o nordeste do Brasil, regiões como a Amazônia ainda demandam avanços significativos na gestão dos recursos hídricos, o que representa um dos maiores desafios ainda não alcançados pela GIRH do Brasil. A dimensão territorial e as diversidades socioambientais do país também representam um desafio ao modelo de gestão integrada e participativa, ao mesmo tempo em que conferem um caráter particular e autêntico ao mecanismo de gestão hídrica brasileira (SILVA et al., 2017).

3.4 SUSTENTABILIDADE HÍDRICA

A construção de um futuro sustentável para as novas gerações é um dos grandes desafios do século XXI. Nas últimas décadas, os governos têm buscado discutir, de forma mais objetiva e sistemática, a questão da sustentabilidade dos recursos naturais e seus reflexos sobre a qualidade de vida das futuras gerações, ou seja, as questões do desenvolvimento sustentável (CAMPOS et al., 2014).

No centro desses debates encontra-se a temática da água, que durante muito tempo foi considerada um recurso infinito. No entanto, o mau uso, aliado à crescente demanda, vem preocupando os responsáveis pela gestão dos recursos hídricos, em função da diminuição da disponibilidade de água limpa em todo o planeta (LACERDA e CANDIDO, 2013).

A questão hídrica está diretamente associada a inúmeros conflitos econômicos, sofrendo uma pressão constante em relação aos problemas de oferta de sua qualidade e quantidade (LIMA et al., 2010). Assim, nas últimas décadas, com a modernização dos modelos de gestão da água, passou-se a incorporar o conceito de sustentabilidade (CARVALHO, 2014). A literatura relata que, à medida que a complexidade das questões relacionadas aos recursos hídricos aumentou, houve estudos extensivos para combinar o conceito de sustentabilidade com questões de gerenciamento da água (LOUCKS et al., 2000; STARKL e BRUNNER, 2004; MAYS, 2006; POLICY RESEARCH INITIATIVE, 2007).

De forma simplificada, pode-se dizer que um espaço territorial é sustentável “se ele for capaz de manter o equilíbrio entre a ‘oferta’ e a ‘demanda’ por recursos naturais” (MARIOTONI & DEMANBORO, 2000). A sustentabilidade hídrica, nesse contexto, implica em conservar um equilíbrio dinâmico entre a oferta e a demanda por água, de modo que os mananciais sejam utilizados a taxas iguais ou inferiores à sua resiliência (LACERDA e CANDIDO, 2013). Dessa forma, manter a sustentabilidade hídrica é de fundamental importância, já que leva em consideração a disponibilidade quantitativa e qualitativa de acordo com um acesso equilibrado, dentro dos usos e das exigências de cada bacia hidrográfica (FARIAS, 2007).

Segundo Chaves e Alipaz (2007), a sustentabilidade de uma determinada bacia está diretamente relacionada a seus processos hidrológicos, ambientais, de vida humana e condições de políticas públicas, na tentativa de integrá-los. É dentro deste contexto de desenvolvimento socioeconômico ambiental, que o planejamento e a gestão integrada de recursos hídricos devem ser discutidos e analisados. Planejar o uso dos recursos hídricos com vista à sustentabilidade envolve uma série de componentes, limitações e atividades, que

buscam a melhoria da qualidade de vida e dos ecossistemas nos contextos das bacias hidrográficas (LACERDA e CANDIDO, 2013).

De acordo com a OECD (2003, página 19), "a água é o exemplo perfeito de um desafio de desenvolvimento sustentável - abrangendo dimensões ambientais, econômicas e sociais". A gestão sustentável dos recursos hídricos, portanto, implica não apenas a continuação indefinida de sistemas fisicamente e biologicamente estáveis, mas também se preocupa com as outras dimensões do desenvolvimento sustentável, como a eficiência econômica do uso da água, a distribuição equitativa dos custos e benefícios da evolução dos recursos hídricos, abordagens participativas para a formulação de políticas e a tomada de decisões (IORIS et al., 2008).

De acordo com Oelkers et al. (2011), uma das principais soluções para a crise global da água é o melhor gerenciamento deste valioso recurso natural. Ressalta-se, portanto, a necessidade de avanços institucionais e tecnológicos para a recuperação e proteção dos sistemas hídricos, além de novas visões para a gestão preventiva, integrada e participativa (TUNDISI, 2003 b).

A gestão de recursos hídricos com vista à sustentabilidade busca implementar um conjunto de ações destinadas a regular o uso, o controle e a proteção dos recursos hídricos, em conformidade com a legislação e normas pertinentes. Faz-se necessário integrar projetos e atividades com o objetivo de promover a recuperação e a preservação da qualidade e quantidade dos recursos das bacias hidrográficas, como também a recuperação e preservação de nascentes, mananciais e cursos d'água em áreas urbanas (LACERDA e CANDIDO, 2013).

Para Nunes (2001), a gestão dos recursos hídricos e bacias hidrográficas é um processo contínuo de análise, tomada de decisão, organização e controle das atividades desempenhadas na bacia hidrográfica, seguida de uma avaliação dos resultados, visando à melhoria na formulação e implementação de políticas e suas consequências no futuro.

Nesta perspectiva, os indicadores de sustentabilidade vêm sendo utilizados por diversos organismos e instituições voltados para causas ambientais e com os mais diversos objetivos, entre eles o mapeamento, avaliação ambiental e o monitoramento do estado do meio ambiente com relação ao desenvolvimento sustentável. Diversos estudos, metodologias e ferramentas relacionadas ao uso de indicadores também foram desenvolvidos no contexto da gestão dos recursos hídricos (HE et al., 2000; VIEIRA & STUDART, 2009; KODIKARA et al., 2010; MUTIKANGA et al., 2011; ROOZBAHANI et al., 2012; CARVALHO e CURI, 2013). Sob essa ótica, é possível que um monitoramento contínuo da gestão dos recursos hídricos que visa ao desenvolvimento sustentável seja realizado por meio de indicadores de sustentabilidade hídrica (NUNES, 2001).

3.4.1 Índices e indicadores de sustentabilidade hídrica

A literatura especializada apresenta diferentes tipos de indicadores, entre os quais se encontram os indicadores de sustentabilidade (ou de desenvolvimento sustentável), que buscam medir - em nível ambiental, econômico, social e institucional - a degradação ambiental e o uso dos recursos naturais, fornecendo subsídios científicos para a decisão sobre a escala aceitável de uso de um recurso natural, de modo a minimizar o risco de perdas irreversíveis (ROMEIRO, 2004).

Desenvolvidos com propósitos amplos, indicadores podem fornecer subsídios para a tomada de decisão de governos, empresas e a sociedade em geral. Tais indicadores podem ser de âmbito global, regional ou específico (LACERDA e CANDIDO, 2013).

Indicadores podem ser definidos como ferramentas para obtenção de informações sobre uma dada realidade, possuindo a característica principal de sintetizar as informações pela consideração, apenas, dos significados essenciais dos vários aspectos analisados (MITCHELL, 2004). Siche et al. (2007) consideram que um indicador deve expressar uma quantificação estatística simples, lógica e coerente, bem como informar, efetivamente, o estado do sistema analisado.

Um indicador é formado por um conjunto de índices que fornecem informações, a partir da mensuração de elementos e fenômenos da realidade, com base em padrões de referência, para tornar o seu significado mais claro e facilitar a comunicação (OECD, 1987). De maneira geral, os indicadores e índices são elaborados para cumprirem as funções de simplificação, quantificação, análise e comunicação, permitindo entender fenômenos complexos e torná-los quantificáveis e compreensíveis, de modo que possam ser analisados em um dado contexto e, ainda, comunicarem-se com os diferentes níveis da sociedade (CAMPOS et al., 2014)

A adoção de indicadores para avaliar e monitorar o progresso em direção ao desenvolvimento sustentável é altamente recomendado pelos cientistas (MOLDAN et al., 2012; CORNESCU e ADAM, 2014; BOLCÁROVÁ e KOLOŠTA, 2015), formuladores de políticas (UN, 2007), instituições internacionais (OECD, 2014; WWAP, 2003), governos (OSE, 2008), setor empresarial (WBCSD, 2000) e organizações não governamentais (WWF, 2010), pois constituem meios para avaliar o grau de satisfação de variados critérios, ajudando a traduzir conceitos abstratos em parâmetros mensuráveis (LEE e HUANG, 2007).

Os indicadores podem ser aplicados a elementos naturais, como o ambiente (ZHANG, 2015), ecossistemas (FU et al., 2015), manejo florestal (GOSSNER et al., 2014), água (LOBATO et al., 2015; PEREZ et al. al., 2014) e terra (ZHAO et al., 2015; ROSÉN et al.,

2015), bem como às questões sócio-econômico-institucionais relacionadas aos recursos hídricos, ou seja, valor econômico da água (HELLEGERS et al., 2010), sistemas urbanos de água (SPILLER, 2016), governança (NORMAN et al., 2013; PIRES e FIDÉLIS, 2015), estrutura política (BLANCHET e GIROIS, 2012) e gestão (TAUGOURDEAU et al., 2014).

A relevância dos indicadores para o processo decisório é uma das características mais importantes em relação a outras formas de informação. Os indicadores podem ser poderosas ferramentas na identificação de demandas prioritárias (BARROS; SILVA, 2012) e na decisão política (NICHOLSON et al., 2012). Portanto, devem apresentar atributos considerados relevantes pelos tomadores de decisão e não necessariamente por um público especializado (KLUG e KMOCH, 2014). Contudo, mensurar a sustentabilidade requer a integração de um grande número de informações advindas de uma pluralidade de disciplinas e áreas de conhecimento; por consequência, comunicar tal riqueza de informações ao público não especialista, de forma coerente, se torna um grande desafio (BRAGA; CARVALHO, 2003). Dessa forma, os indicadores devem condensar e desembaralhar dados relevantes, medindo, quantificando, qualificando e transmitindo informações de forma significativa e de fácil compreensão (KURKA e BLACKWOOD, 2013).

O planejamento e gestão dos recursos hídricos, por sua vez, requer o emprego de indicadores mais específicos, pois se espera que estes descrevam as condições em que se encontram as diversas propriedades e relações dos corpos hídricos de uma determinada bacia ou unidade geopolítica de recorte, o estado da gestão dos mesmos, as transformações experimentadas, tanto por esses recursos hídricos quanto pela sua gestão, e as relações que guardam com o desenvolvimento sustentável da unidade de estudo (MARANHÃO, 2007).

O United Nations World Water Assessment Program observou que “um conjunto incrivelmente extenso de indicadores foi desenvolvido, ou é proposto, para monitorar o estado, uso e gerenciamento dos recursos hídricos, para uma ampla gama de propósitos” (WWAP, 2012). Assim, os indicadores de sustentabilidade tornaram-se ferramentas relevantes também no planejamento e gerenciamento integrado dos recursos hídricos (HOOPER, 2010). A utilização desses tipos de indicadores específicos tem evoluído à medida que os instrumentos de gestão, previstos nas legislações federais e estaduais são implementados (VIEIRA; STUART, 2009).

No caso específico desse tipo de indicador de sustentabilidade (hídrica), a escala geográfica natural para a sua aplicação é a bacia hidrográfica - especialmente no Brasil, dado o papel de unidade territorial para aplicação da gestão de recursos hídricos, a ela conferido pela Lei 9.433/97 - de modo a garantir a análise integrada dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos ali compreendidos, independentemente de os limites dos aquíferos coincidirem,

ou não, com os limites da bacia. (CAMPOS et al., 2014). Os indicadores de sustentabilidade hídrica têm sido usados, por exemplo, para sinalizar onde se pode fazer esforço para melhorar os sistemas de gestão das bacias hidrográficas (BOUCKAERT et al., 2018).

No Brasil, vários autores têm feito uso de indicadores para analisar e propor sugestões visando a subsidiar a gestão das águas de forma integrada e sustentável no âmbito da bacia hidrográfica (HE et al., 2000; POMPERMAYER et al., 2007; CHAVES e ALIPAZ (2007); VIEIRA e STUDART, 2009; MAGALHÃES JÚNIOR, 2010; CARVALHO et al., 2011; MAYNARD et al., 2017). Um exemplo específico é o estudo realizado por Ioris et al. (2008), que propôs a formulação e aplicação de uma estrutura de nove indicadores de gestão de recursos hídricos, concebidos para integrar os aspectos ambientais, econômicos e sociais da sustentabilidade. Outros trabalhos nesse sentido também foram realizados em bacias hidrográficas de diversos países, a exemplo dos estudos de UNESCO (2008), Catano et al. (2009), Cortés et al. (2012), Pellicer-Martínez e Martínez-Paz (2016).

Hoekstra & Chapagain (2008) afirmam que não é possível trabalhar apenas com um único indicador de sustentabilidade, por causa da enorme variedade de fatos, valores e incertezas no debate sobre o desenvolvimento sustentável da água. Para Campos et al. (2014), mais importante que o número de indicadores definidos, é o tipo e o grau de confiabilidade das informações neles contidas.

De Stefano (2010) distingue dois grupos de indicadores hídricos. Primeiramente, os indicadores numéricos (quantitativos), que são geralmente baseados em informações científicas sobre o sistema biofísico. O segundo tipo de indicadores fornece avaliação qualitativa e estão mais ligados à caracterização de aspectos da gestão das águas.

O desenvolvimento de indicadores de sustentabilidade hídrica deve considerar todos os fatores que influenciam a sustentabilidade da bacia hidrográfica, permitindo o detalhamento das características necessárias à análise desta. Vale ressaltar que cada bacia possui características próprias, havendo necessidade de se ter grupos de indicadores que: (i) traduzam sua realidade; (ii) sejam bem definidos; e (iii) possam sofrer algumas alterações (CAMPOS et al., 2014)

De acordo com Habitat Conservation Trust Fund (2003), indicadores de sustentabilidade de bacias hidrográficas devem considerar alguns critérios básicos para que possam ser úteis, tais como: ser disponíveis e de fácil acesso, compreensíveis, confiáveis, relevantes e integradores. Atendendo a estes critérios, tais ferramentas podem ser aplicadas globalmente, aumentando de forma significativa a sua utilidade no estabelecimento da sustentabilidade para as bacias hidrográficas (CHAVES; ALIPAZ, 2007).

3.4.2 Sistemas de informações geográficas (SIGs) no contexto da gestão das águas

Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) são sistemas computadorizados que processam informações gráficas e não gráficas para a realização de análises espaciais e modelagens de superfícies (BURROUGH, 1987). Permitem a criação e o gerenciamento de bancos de dados georreferenciados, digitalização de mapas, processamento de imagens, bem como análises estatísticas de dados espaciais, atributos e análises geográficas, além da determinação da evolução espacial e temporal de um determinado fenômeno geográfico (CALIJURI & RÖHN, 1995),

SIG é uma tecnologia de propósito geral para lidar com dados em formato digital (MCKINNEY e CAI, 2002). Possibilitam a identificação de situações e padrões difíceis de serem percebidos por meio dos métodos convencionais, com análises complexas, integração de dados multifontes, produção de documentos cartográficos e mapas. Esses sistemas são capazes de integrar dados vetoriais, matriciais e grades, imagens de sensoriamento remoto, modelos de terreno e mapas temáticos, (CÂMARA; MEDEIROS, 1998).

Segundo Grigio et al. (2005), com o auxílio dos sistemas de informação geográfica, é possível diagnosticar inúmeros problemas relacionados às questões ambientais, permitindo a elaboração de recomendações para que haja uma melhor aplicação de atividades ligadas ao controle e prevenção de impactos e gerenciamento destas ações.

Os SIGs armazenam sobre uma base comum: níveis, camadas ou planos de informação que podem variar em número, formato e tema. Cada tema representa a distribuição de um determinado elemento na superfície do mundo real, compondo um projeto ou banco de dados. Dessa forma, permite a execução de operações matemáticas e lógicas, como funções aritméticas, logarítmicas, trigonométricas e operações booleanas entre eles para que os objetivos do estudo sejam atingidos (CÂMARA; MEDEIROS, 1998). Portanto, os SIGs podem ser utilizados em estudos relativos aos recursos naturais, na pesquisa da previsão de determinados fenômenos ou no apoio a decisões de planejamento, considerando que os dados armazenados representam um modelo do mundo real (BURROUGH, 1986).

Os SIGs são utilizados como ferramenta de análise espacial, na modelagem e simulação de cenários, como subsídio à elaboração de alternativas para a decisão da política de uso e ocupação do solo, ordenamento territorial, equipamentos urbanos e monitoramento ambiental, entre outras aplicações complexas, que envolvem diferentes componentes dinâmicos (MOTA, 1995). Possuem aplicações em inúmeros setores: logística, geologia, agricultura, planejamento urbano, segurança pública, preservação de recursos naturais e

muitos outros (POLIDORI et al., 2010). Rocha (2017) enfatiza a possibilidade de uso destas ferramentas em estudos de caracterização e gerenciamento de bacias hidrográficas.

Recentemente, os SIGs têm sido amplamente adotados como uma ferramenta essencial para o uso eficaz e exibição de informação geográfica sobre os recursos hídricos (MEDEIROS et al., 2016). Walsh (1992) e Leipnik et al. (1993), por exemplo, promoveram discussão abrangente sobre o potencial para estender aplicações de SIG em recursos hídricos. Assad e Sano (1998) aplicaram SIGs no contexto de microbacias hidrográficas, visando à avaliação de terras para agricultura. Mendes e Cirilo (2001) aplicaram princípios de geoprocessamento na integração de recursos hídricos. Becker (2006) forneceram vários aspectos do uso de técnicas geoespaciais na gestão dos recursos hídricos. Usali & Ismail (2010) utilizaram ferramentas de SIG e sensoriamento remoto no monitoramento da qualidade da água. Stevović & Nestorović (2016) utilizaram técnicas de SIG na gestão sustentável de sistemas hídricos.

Vários outros trabalhos utilizaram SIGs aplicados aos recursos hídricos (SATTI & JACOBS, 2004; YAGOUB e ENGEL, 2009; CHEN et al., 2010; AMIN e FAZAL, 2012; PACHRI et al., 2013; PANDOLFI, 2016; ROZARIO et al., 2016; JAYARATHNA et al., 2017; EL-ZEINY & EL-KAFRAWY, 2017; SHOOSHTARIAN et al., 2018; PENG & PENG, 2018; SINGH, 2018).

Segundo McKinney e Cai (2002) dado os aspectos únicos dos problemas de gestão de recursos hídricos, esses requerem uma abordagem especial. Dessa forma, os SIGs oferecem uma representação espacial dos sistemas de recursos hídricos. Um SIG pode trazer dimensões espaciais para a base de dados de recursos hídricos tradicionais e tem a capacidade de apresentar uma visão integrada do mundo. Isto é conseguido através da combinação de vários fatores sociais, econômicos e ambientais relacionados a entidades espaciais de um problema de recursos hídricos e tornando-os disponíveis para uso em um processo de tomada de decisão (MCKINNEY e CAI, 2002).

No processo de planejamento, em geral, e no caso do planejamento de recursos hídricos, em particular, a quantificação e a descrição são os elementos fundamentais para a etapa de assimilação de problemas, que se traduz em um diagnóstico capaz de orientar qualquer processo decisório de forma mais objetiva e eficiente (POLIDORI et al., 2010).

Esses sistemas, além realizarem de maneira eficiente e rápida o delineamento dos compartimentos hidrológicos e das redes de drenagem, facilitam a determinação de índices desejados e o mapeamento das áreas para o planejamento e gestão em bacias hidrográficas (NURDIANA; RISDIYANTO, 2015).

3.5 ÁGUA SUBTERRÂNEA

A água subterrânea é o recurso natural mais vital que forma o núcleo do sistema ecológico. Tornou-se a principal fonte de abastecimento de água para atividades domésticas, agrícolas, industriais, recreativas, ambientais, entre outros (SELVAKUMAR et al., 2017). Elas são armazenadas nas rochas e/ou depósitos sedimentares que se acumulam ao longo de milhares de anos e se encontram, sob condições naturais, numa situação de equilíbrio governada por um mecanismo de recarga e descarga (FEITOSA; MANOEL-FILHO, 2000).

As fontes subterrâneas são componentes importantes do processo natural de reciclagem, o ciclo hidrológico. Esta água é infiltrada no subsolo e está presente nos espaços intergranulares dos solos ou nas fraturas das rochas. Quando a água infiltra no solo, avança vertical e horizontalmente por gravidade através dos poros conectados entre si, por meio de pequenos canais onde é armazenada, circulando muito lentamente (FEITOSA; MANOEL-FILHO, 2000).

O declínio crônico da água subterrânea mediante a sua extração insustentável é uma questão atual significativa (KONIKOW, 2014; LE BROCCQUE et al. 2018). A água subterrânea se tornou um substituto para as águas superficiais em muitas áreas (LIANG et al., 2016) e frequentemente é vista como uma fonte confiável de água durante a seca e em períodos de disponibilidade reduzida de água superficial (KATH e DYER, 2017).

Desde a década de 1950, grandes avanços na tecnologia de perfuração e conhecimento hidrogeológico facilitaram uma expansão massiva no uso de água subterrânea em todo o mundo (FOSTER e CHILTON, 2003). A água subterrânea nos dias de hoje representa a matéria-prima mais extraída mundialmente (aproximadamente 982 km³/ano) e abastece aproximadamente 31,5% (2,2 bilhões de pessoas) da população global com água potável doméstica (MURPHY et al., 2017; ANDRADE et al., 2018). Dois terços disso são extraídos na Ásia, com Índia, China, Paquistão, Irã e Bangladesh como os principais consumidores (VAN DER GUN, 2012). Nos Estados Unidos, 138,5 milhões de americanos obtêm sua água potável diária de fontes subterrâneas (US EPA, 2015). A taxa global de captação de água subterrânea pelo menos triplicou nos últimos 50 anos e continua aumentando a uma taxa anual entre 1% e 2% (VAN DER GUN, 2012).

No Brasil, o uso dos aquíferos se intensificou a partir da década de setenta e segue crescendo por diversos fatores: a) avanços da hidrogeologia e das técnicas de perfuração de poços; b) redução dos custos de extração; c) menor suscetibilidade climática; d) qualidade das águas subterrâneas; e) aumento da demanda; e f) degradação das águas superficiais, (REBOUÇAS, 2006).

Ao longo dos anos, essa crescente dependência das águas subterrâneas criou um desequilíbrio na sua disponibilidade, e sua exploração excessiva tem excedido a recarga a longo prazo, levando ao esgotamento dos lençóis freáticos (PRASAD & RAO, 2018). Boulton (2005) enfatiza que há numerosos impactos severos sobre os ecossistemas dependentes da água subterrânea, justamente devido à sua extração e “mineração” excessivas, onde a água é removida a taxas muito maiores do que a recarga.

Todos esses fatores afetam diretamente o nível das águas subterrâneas e, portanto, têm impacto relevante na gestão do recurso, tema considerado bastante complexo (ABIYE et al., 2018). No Brasil, apesar de décadas de exploração das águas subterrâneas, sua governança é considerada precária. Para Goetten (2015), a gestão dos aquíferos brasileiros enfrenta dificuldades, o que os expõe à superexploração e à poluição, bem como faltam redes de monitoramento e dados sobre os limites, litologia, qualidade das águas, usuários, vulnerabilidade, volume das reservas e taxas de uso.

Observa-se que, frequentemente, os volumes de extração de águas superficiais são monitorados de perto pelas agências de recursos hídricos, enquanto as águas subterrâneas são menos reguladas; só recentemente houve um controle mais rigoroso sobre a extração de águas subterrâneas em muitas partes do mundo. Parte do problema está relacionado às dificuldades de se avaliar os volumes, as taxas e fontes de recarga e a qualidade da água subterrânea. Uma segunda questão tem sido o reconhecimento relativamente lento das ligações entre os lençóis freáticos e muitos ecossistemas de águas superficiais. Um terceiro dilema é a falta de visibilidade pública das águas subterrâneas e o longo lapso de tempo entre mudanças no regime ou qualidade das águas subterrâneas e a resposta dos ecossistemas dependentes dessas águas, de modo que os impactos tendem a ser graduais e sutis (BOULTON et al., 2003).

Brouwer et al. (2018) destacam que as águas subterrâneas fornecem um grande número de serviços que são valiosos para os seres humanos, como, por exemplo, os usos diretos. Tais usos incluem extração de água potável, irrigação ou produção industrial. Por outro lado, a água subterrânea também pode ter valor de não uso se as pessoas que atualmente não estão usando o recurso colocarem um valor em sua existência continuada ou estado intocado. Além disso, as pessoas que atualmente não usam água subterrânea podem colocar um valor para terem a opção de usá-la no futuro, ou para que ela esteja disponível para as gerações futuras (BROUWER et al., 2018).

Para Abdalla e Khalil (2018) a deterioração, tanto na quantidade como na qualidade das águas subterrâneas representa uma ameaça potencial para as comunidades urbanas. No entanto, apesar da importância das águas subterrâneas, a maioria dos esforços de conservação dos ecossistemas aquáticos concentra-se nas águas superficiais. Isto é compreensível, dada a

sua visibilidade pública, acessibilidade e, em muitas partes do mundo, provas de sua vulnerabilidade ao impacto humano. Por outro lado, os programas para proteger e conservar as águas subterrâneas, e os ecossistemas que, total ou parcialmente dependem do acesso a essas águas, são muito menos comuns (BOULTON, 2005).

3.5.1 Qualidade da água subterrânea

O conceito de qualidade da água relaciona-se ao seu uso e às características por ela apresentadas, determinadas pelas substâncias presentes. A cada uso corresponde uma qualidade e quantidade, necessárias e suficientes (SIMÕES et al., 2008). Nesse contexto, estudos hidrogeoquímicos têm por finalidade identificar e qualificar as principais propriedades e constituintes químicos das águas subterrâneas, procurando estabelecer uma relação com o meio físico (DEUTSCH, 1997).

Os processos e fatores que influenciam na evolução da qualidade das águas subterrâneas podem ser intrínsecos ou extrínsecos ao aquífero. Os fatores intrínsecos dizem respeito à própria geologia do aquífero, principal fonte de íons para as águas subterrâneas. Já os fatores extrínsecos são aqueles que contribuem com a composição das águas, relativo a outras fontes, tais como: águas pluviais, atividades antrópicas, além da zona de misturas com outros corpos d'água (DEUTSCH, 1997).

Em se tratando dos fatores intrínsecos, a água subterrânea tende a aumentar a concentração de substâncias dissolvidas à medida que percola os diferentes aquíferos. Essa água, ao lixiviar os solos e as rochas, enriquece-se de certos sais minerais em solução, provenientes da dissolução dos seus minerais constituintes. Tais reações são favorecidas pelas pressões e temperatura a que estão submetidas e facilidades de dissolver CO_2 ao percolar o solo não saturado. Por isso, as águas subterrâneas têm concentrações de sais geralmente superiores às das águas superficiais (FEITOSA; MANOEL-FILHO, 2000).

Quanto às variáveis extrínsecas, um dos principais fatores que desencadeiam alteração de qualidade está relacionado com atividades antrópicas (SERRETI et al., 2015). Segundo Ellis e Rivett (2007) as características hidrogeológicas e hidrogeoquímicas das águas subterrâneas podem ser adversamente afetadas por várias atividades antrópicas, como urbanização, indústria e agricultura. Desse modo, os recursos hídricos subterrâneos estão sujeitos a crescentes pressões, tanto de fontes de poluição pontuais como difusas. Como resultado, substâncias químicas perigosas provenientes de fontes domésticas e industriais, ou fertilizantes e pesticidas de fazendas infiltram nos aquíferos e se acumulam nas águas subterrâneas (PEDREIRA et al., 2015).

As mudanças na qualidade da água subterrânea representam uma ameaça significativa aos ecossistemas dependentes (EAMUS et al., 2015) e à sustentabilidade a longo prazo do aquífero (WERNER et al., 2011), saúde humana (CABRAL PINTO et al., 2017) e às atividades sociais e econômicas que dependem dos recursos hídricos subterrâneos (KLØVE et al., 2011). Sob essa ótica, é necessário determinar o estado químico dos corpos hídricos subterrâneos e estabelecer valores limites para garantir a proteção da saúde humana e do meio ambiente (HINSBY et al., 2008).

3.5.2 Contaminação da água subterrânea

A intensificação das atividades humanas em uma bacia hidrográfica resulta no aumento da pressão sobre os recursos hídricos, causando poluição e contaminação da água. É necessário esclarecer que esses termos, comumente usados como sinônimos, por se referirem à mudança nas características da água, definem condições diferentes (MENEZES, 2012).

A poluição da água refere-se a qualquer alteração de suas características, de modo a torná-la prejudicial às formas de vida, ou que dificulte ou impeça um uso benéfico (MOTA, 1995), enquanto a contaminação é um caso particular de poluição. Uma água está contaminada quando recebeu microrganismos patogênicos e ou substâncias químicas ou radioativas que possam causar malefício ao homem (MOTA, 1995).

Os principais poluentes nas águas variam em todo o mundo, mas a poluição gerada pela agricultura e por resíduos de esgoto é um dos principais problemas nos "países em desenvolvimento" (MENEZES, 2012).

A presunção amplamente difundida de que as águas subterrâneas são um recurso universalmente seguro resultou em práticas indesejáveis (HYNDs et al., 2013). Jin e Flury (2002) mostraram que os suprimentos de água subterrânea são responsáveis por um número desproporcional de surtos de doenças transmitidas pela água.

A ameaça à saúde pública devido à transmissão de bactérias patogênicas de sistemas de esgoto para águas subterrâneas tem sido relatada em todo o mundo. Muitas doenças podem ser causadas por bactérias, como diarreia, disenteria, cólera e febre tifoide (POWELL et al., 2003; LERNER e HARRIS, 2009). Para evitar ou minimizar os impactos adversos da contaminação bacteriológica, os poços de produção de água subterrânea devem ser colocados a uma distância segura de fontes de contaminação. E essa distância depende das propriedades hidráulicas do tipo de solo, como a condutividade hidráulica e a taxa de infiltração (RAGHUNATH, 1987).

Além de fontes geogênicas, várias fontes antropogênicas, incluindo esgoto doméstico, escoamento agrícola e efluentes industriais contêm uma mistura complexa de compostos inorgânicos que são potencialmente prejudiciais à qualidade da água subterrânea. Esses compostos podem incluir nitrato (NO_3) e metais pesados potencialmente tóxicos, como Pb, Cd, Zn, Fe, Mn e Cr em altas concentrações. As fontes típicas de nitrato nas águas subterrâneas estão principalmente relacionadas às descargas de águas residuais agrícolas e domésticas (LIU et al., 2005). A decomposição bacteriana da matéria orgânica presente no esgoto e nos dejetos animais é uma fonte comum de nitrato para a água. O conteúdo de nitratos acima das diretrizes da Organização Mundial de Saúde (OMS) pode causar problemas de saúde para bebês, uma vez que o nitrato interfere na capacidade do sangue de transportar oxigênio, o que pode levar à metemoglobinemia (ABDALLA e KHALIL, 2018).

Oligoelementos na água subterrânea estão normalmente presentes em pequenas quantidades (<1 mg/L). De acordo com as classificações carcinogênicas de metais pesados em água potável pela Agência Internacional de Pesquisa sobre Câncer, cádmio, cromo e chumbo são classificados como substâncias carcinogênicas, enquanto zinco, ferro e manganês são classificados como não-cancerígenos (IARC, 2012). Impactos adicionais de metais pesados na água potável sobre a saúde foram relatados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1994) e pela Organização Mundial de Saúde (WHO, 2008).

Além disso, vários compostos orgânicos podem ser encontrados em descargas domésticas, incluindo gordura, resíduos de detergente, solventes de limpeza, óleo e drogas farmacêuticas. A presença de camadas de depósito de argila e de enchimento que cobrem um aquífero pode fornecer alguma proteção devido à sua forte capacidade de adsorção (GU et al., 2010). Infelizmente, espera-se que os riscos de contaminação de aquíferos superficiais sejam altos (ABDALLA e KHALIL, 2018).

A contaminação das águas subterrâneas é particularmente agravada, justamente por não ser prontamente detectada (VILLAR, 2016). Uma vez contaminadas, elas são menos óbvias para o público do que uma floração de algas verde-azuladas ou os cadáveres flutuantes de peixes mortos (DANIELOPOL et al., 2003), fatos facilmente visualizados nas águas de superfície. Esse caráter oculto dos aquíferos (VILLAR, 2015) é um problema recorrente, que levou a gestão a priorizar os recursos superficiais ao longo dos anos (VILLAR, 2016).

A proteção das águas subterrâneas contra contaminação deve ser uma grande preocupação no contexto da pesquisa ambiental, devido à sua importância primordial como um recurso natural vital, e também devido às múltiplas pressões naturais e antrópicas que ameaçam sua sustentabilidade (SOLTANI et al., 2017), causando um passivo que pode inviabilizar recursos para as gerações presentes e futuras (VILLAR, 2015).

3.6 CONSIDERAÇÕES SOBRE A REVISÃO DA LITERATURA

Nesta revisão constatou-se a importância da água como recurso natural; seus impactos na sobrevivência dos seres humanos, e para o equilíbrio ambiental como um todo. Apesar disso, ainda não se alcançou um patamar adequado de conservação deste bem público e, embora esforços tenham sido empregados com o objetivo de discutir as questões relacionadas à água em todo o planeta, o tema ainda não possui toda a atenção que ele merece. Percebe-se que a importância do assunto não é proporcional à quantidade de recursos e investimentos que recebe, nem à totalidade de políticas públicas empregadas, de modo que a água ainda não é uma prioridade dos governos.

No Brasil não é diferente, pois, apesar da sua abundância hídrica, há em seu desfavor um “problema geográfico”, relacionado à distribuição desigual. Vários estados enfrentam crises recorrentes de seca, abastecimento, enchentes e escassez. Também há outras dificuldades, como: poluição, problemas de gestão e o desperdício, este último, mais atrelado a questões culturais, ranço de uma visão antiga que considerava a água como recurso infinito.

No que concerne à gestão da água, este é um gargalo que precisa ser discutido e encarado. Em se tratando do estado do Maranhão, acredita-se que um dos maiores entraves esteja relacionado à precária implementação de instrumentos importantes para um gerenciamento integrado e participativo. O Maranhão é um dos poucos estados do Brasil que não possui sequer o plano estadual de recursos hídricos, não há planos de bacia ou cobrança pelo uso da água e os comitês de bacia estão ausentes na maioria das bacias hidrográficas do Estado. Isto impacta diretamente na aplicação satisfatória da política de recursos hídricos.

Assim, acredita-se que todas as ferramentas disponíveis que possam apoiar uma melhor gestão da água devem ser utilizadas, e este fato, aliás, reflete justamente o caráter multidisciplinar do tema “água”. Dessa forma, recursos como sistemas de informações geográficas - SIG, indicadores, monitoramento, arcabouço legal, entre outros, devem ser cada vez mais estudados e explorados, a fim de uma ampla integração na busca por soluções de problemas relacionados à água.

Por fim, num contexto em que as informações sobre recursos hídricos são escassas e fragmentadas e considerando que esta carência é uma das razões que justificam a presente pesquisa, acredita-se que este estudo representa uma contribuição científica para a área. Ainda nessa perspectiva, ressalta-se que não há nenhuma pretensão de esgotar o debate, muito pelo contrário, ao propor medidas que possam auxiliar a tomada de decisão, este estudo busca fomentar a discussão, sendo um passo inicial ao enfrentamento das dificuldades existentes na gestão dos recursos hídricos.

REFERÊNCIAS

- ABDALLA, F.; KHALIL, R. Potential effects of groundwater and surface water contamination in an urban area, Qus City, Upper Egypt. **Journal of African Earth Sciences**, v. 141, p. 164-178, 2018.
- ABIYE, T.; MASINDI, K.; MENGISTU, H.; DEMLIE, M. Understanding the groundwater-level fluctuations for better management of groundwater resource: A case in the Johannesburg region. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 7, p. 1-7, 2018.
- ALLAN, J. A. **Fortunately there are substitutes for water otherwise our Hydropolitical futures would be impossible**. Priorities for water resources allocation and management. London: ODA, p. 13-26. 1993.
- ALVES, T. L. B.; AZEVEDO, P. V. Caracterização dos efeitos das secas no semiárido Paraibano. In: **IV Expedição do Semiárido (2013)**. Artigos científicos premiados. Disponível em: <<http://expedicaosemiario.org.br/wp-content/uploads/2013/08/Artigo-Telma.pdf>>. Acesso em: 22 nov. 2017.
- AMIN, A.; FAZAL, S. Land transformation analysis using remote sensing and GIS techniques (a case study). **Journal of Geographic Information System**, v. 4, p. 229-236, 2012.
- ANA. Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2016**. Brasília: ANA, 2016a.
- ANA. Agência Nacional de Águas. Relatório Técnico: **O Progestão no Maranhão**. Brasília: ANA, 2016b.
- ANA. Agência Nacional de Águas. **Cadernos de Recursos Hídricos 2007**: Disponibilidade e demandas de recursos hídricos no Brasil. Brasília: ANA, 2007.
- ANA. Agência Nacional de Águas. **Cadernos de Recursos Hídricos 2005**: Disponibilidades e demandas de recursos hídricos no Brasil. Brasília: ANA, 2005.
- ANDRADE, L.; O'DWYER, J.; O'NEILL, E.; HYND, P. Surface water flooding, groundwater contamination, and enteric disease in developed countries: A scoping review of connections and consequences. **Environmental Pollution**, v. 236, p. 540-549, 2018.
- ANTONELLI, V.; THOMAZ, E. L. Caracterização do meio físico da bacia do Arroio Boa Vista, Guamiranga-PR. Rev. **Caminhos da Geografia**, v.8, n.21, p. 46-58, jun. 2007.
- ARAÚJO, H. M. et al. (Org.). Hidrologia e hidrogeologia: qualidade e disponibilidade de água para o abastecimento humano na bacia costeira do Rio Sergipe. In: VILAR, W. C.; ARAÚJO, H. M. (Org.). **Território, meio ambiente e turismo no litoral**. São Cristóvão: UFS, 2010. p. 168-188.
- ASSAD, E. D.; SANO, E. E. (Ed.). **Sistema de informações geográficas: aplicações na agricultura**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa-SPI: Embrapa-CPAC, 1998. 434 p.

- BALI, R.; AGARWAL, K. K.; ALI, S. N.; RASTOGI, S.K.; KRISHNA, K. Drainage morphometry of Himalayan Glacio-fluvial basin, India: hydrologic and neotectonic implications. *Environ. Earth Science*, v. 66, p. 1163-1174, 2012.
- BARBOSA, V. **Dez países no mundo sob risco extremo de falta d'água**. Guia Exame Economia, 2016. Disponível em: <<https://exame.abril.com.br/economia/10-paises-em-risco-extremo-de-secar/>>. Acessado em: 11 jan. 2018.
- BARBOSA JUNIOR, A. R. **Bacia hidrográfica**. In: HIDROLOGIA aplicada. [2004]. Disponível em: <<http://www.em.ufop.br/deciv/departamento/11BaciaHidrografica.pdf>>. Acesso em: 11 set. 2017.
- BARRELLA, W. et al. As relações entre as matas ciliares os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO; H. F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2.ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2001.
- BARROS, J. D. S.; SILVA, M. F. P. Aspectos teóricos da sustentabilidade e seus indicadores. **Revista Eletrônica Polêmica**, v. 11, n.1, p. 104-112, 2012.
- BATES, B.; KUNDZEWICZ, Z.W. **Climate change and water**. IPCC Technical Paper, 2008.
- BECKER, M. W. Potential for satellite remote sensing of ground water. **Ground Water**, v. 44, n. 2, p. 306-318, 2006.
- BEEK, E.; ARRIENS, W. L. **Water security: putting the concept into practice**. Tec background papers n° 20. Global Water Partnership Technical Committee (TEC). Stockholm: Global Water Partnership (GWP), 2014. 52 p.
- BLANCHET, K.; GIROIS, S. Selection of sustainability indicators for health services in challenging environments: balancing scientific approach with political engagement. **Eval. Program Plann.**, v. 38, p. 28-32, 2012.
- BOLCÁROVÁ, P.; KOLOŠTA, S. Assessment of sustainable development in the EU 27 using aggregated SD index. **Ecol. Indic.**, v. 48, p. 699-705, 2015.
- BOTELHO, R. G. M.; DA SILVA, A. S. Bacia hidrográfica e qualidade ambiental. In: VITTE, A. C.; GUERRA, A. J. T. **Reflexões sobre a geografia física no Brasil**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004.
- BOUCKAERT, F.; WEI, Y.; HUSSEY, K.; PITTOCK; ISON, R. Improving the role of river basin organisations in sustainable river basin governance by linking social institutional capacity and basin biophysical capacity. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 33, p. 70-79, 2018.
- BOULTON, A. J.; HUMPHREYS, W. F.; EBERHARD, S. M. Imperiled subsurface waters in Australia: biodiversity, threatening processes and conservation. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v. 6, p. 41-54, 2003.
- BOULTON, A. J. Chances and challenges in the conservation of groundwaters and their dependent ecosystems. **Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems**, v. 15, p. 319-323, 2005.

- BRAGA, R.; CARVALHO, P. F. (org). **Recursos hídricos e planejamento urbano e regional**. Rio Claro: UNESP, 2003. 134 p.
- BRAGA, B. P. F.; FLECHA, R.; PENA, D. S.; Kelman, J. Pacto federativo e gestão de águas. **Revista Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p.17-42, 2008.
- BROUWER, R.; ORDENS, C. M.; PINTO, R.; MELO, M. T. C. Economic valuation of groundwater protection using a groundwater quality ladder based on chemical threshold levels. **Ecological Indicators**, v. 88, p. 292-304, 2018.
- BURROUGH, P. A. **Principles of geographical information systems for land resources assessment**. Clarendon Press, Oxford. 1987. 193 p.
- CABRAL PINTO, M. M. S.; MARINHO-REIS, A. P.; ALMEIDA, A.; ORDENS, C. M.; SILVA, M. M. V. G.; FREITAS, S.; SIMÕES, M. R.; MOREIRA, P. I.; DINIS, P. A.; DINIZ, M. L.; FERREIRA DA SILVA, E. A.; CONDESSO DE MELO, M. T. Human predisposition to cognitive impairment and its relation with environmental exposure to potentially toxic elements. **Environ. Geochem. Health**, p. 1-18, 2017.
- CAIN, D.; HELSEL, D.R.; RAGONE, S.E. Preliminary evaluations of regional ground-water quality in relation to land use. **Ground Water**, v. 27, p. 230-244, 1989.
- CALIJURI, M. L.; & RÖHM, S. A. **Sistemas de Informações Geográficas**. Viçosa: UFV, 1995. 34p.
- CÂMARA, G.; MEDEIROS J. S. E. Princípios básicos em geoprocessamento. In: ASSAD, E. D.; SANO, E. E. (Ed.). **Sistema de informações geográficas: aplicações na agricultura**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa-SPI: Embrapa-CPAC, 1998. p. 3-11.
- CAMPOS, M. V. C. V.; RIBEIRO, M. M. R.; VIEIRA, Z. M. C. L. A Gestão de Recursos Hídricos Subsidiada pelo Uso de Indicadores de Sustentabilidade. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 2, p. 209-222, 2014.
- CAMPANHARO, W. A. **Diagnostico físico da bacia do rio Santa Maria do Doce-ES**. 2010. 66 f. Monografia (Graduação) – Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES.
- CARRIGER, S. **Catalisando a Mudança: Um manual para desenvolver a gestão integrada de recursos hídricos (GIRH) e estratégias de uso eficiente da água**. Stockholm: Global Water Partnership, 2005. 52 p.
- CARVALHO, R.G.; KELTING, F. M. S.; SILVA, E. V. Indicadores socioeconômicos e gestão ambiental nos municípios da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, RN. **Sociedade & Natureza**, ano 23, n.1, p. 143-159, 2011.
- CARVALHO, J. R. M.; CURI, W. F. Construção de um índice de sustentabilidade hidro-ambiental através da análise multicritério: estudo em municípios paraibanos. **Sociedade & Natureza**, v. 25, n. 1, p. 91-106, 2013.
- CARVALHO, R. G. As bacias hidrográficas enquanto unidades de planejamento e zoneamento ambiental no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, Volume Especial, n. 36, p. 26-43, 2014.

- CATANO, N.; MARCHAND, M.; STALEY, S.; WANG, Y. **Development and Validation of the Watershed Sustainability Index (WSI) for the Watershed of the Reventazón River**. Commission for the Preservation and Management of the Watershed of the Reventazón River – COMCURE, 2009.
- CHANG, H. Spatial analysis of water quality trends in the Han River basin, South Korea. **Water Research**, v. 42, n. 13, p. 3285-3304, 2008.
- CHAVES, H. M. L.; ALIPAZ, S. An Integrated Indicator for Basin Hydrology, Environment, Live, and Policy: The Watershed Sustainability Index. **Water Resour Manage**, v. 21, n. 5, p. 883- 895, 2007.
- CHEN, D.; SHAMS, S.; CARMONA-MORENO, C.; LEONE, A. Assessment of open source GIS software for water resources management in developing countries. **Journal of Hydro-environment Research**, v. 4, p. 253-264, 2010.
- CHRISTOFOLETTI, A. A morfologia de bacias de drenagem. **Notícias Geomorfológicas**, Campinas, v.18, n.36, p.130-2, 1978.
- CORNESCU, V.; ADAM, R. Considerations regarding the role of indicators used in the analysis and assessment of sustainable development in the E.U. **Procedia Econ. Financ.**, v. 8, n. 14, p. 10-16, 2014.
- CORTÉS, A.E.; OYARZÚN, R.; KRETSCHMER, N.; CHAVES, H.; SOTO, G.; SOTO, M.; AMÉZAGA, J.; OYARZÚN, J.; RÖTTING, T.; SEÑORET, M.; MATURANA, H. Application of the Watershed Sustainability Index to the Elqui river basin, North-Central Chile. **Obras y Proyectos**, v. 12, p. 57-69, 2012.
- CRUZ, L.B.S. **Diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do Rio Uberaba - MG**. 2003. 182 f. Tese (Doutorado em Água e Solo) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.
- DANIELOPOL, D. L.; GRIEBLER, C.; GUNATILAKA, A.; NOTENBOOM, J. Present state and future prospects for groundwater ecosystems. **Environmental Conservation**, v. 30, p. 104-130, 2003.
- DANILOV-DANILYAN, V. I.; KHRANOVICH, I. L. **Management of water resources**. The Harmonization of Water Use Strategies. Moscow: Scientific world, 2010.
- DE FRAITURE, C.; WICHELNS, D.; ROCKSTRÖM, J.; KEMP-BENEDICT, E.; ERIYAGAMA, N.; GORDON, L. J.; HANJRA, M. A.; HOOGEVEEN, J.; HUBER-LEE, A.; KARLBERG, L. **Looking ahead to 2050: scenarios of alternative investment approaches**. In: MOLDEN, D. (Ed.), *Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture, Water for Food, Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture*. International Water Management Institute. London: Earthscan; Colombo, p. 91-145. 2007.
- DE STEFANO, L. International initiatives for water policy assessment: a review. **Water Resources Management**, v. 24, n. 11, p. 2449-2466, 2010.
- DEUTSCH, W. J. **Groundwater Geochemistry: Fundamentals and application to contamination**. CRC Press LLC, 221 p., 1997.

DIAS, I. C. L. Panorama do gerenciamento das águas subterrâneas no Estado do Maranhão. **Tchê Química**, v. 15, n. 30, 277-293, 2018.

DIGGLE, T. Water: how collective intelligence initiatives can address this challenge. **Foresight**, v. 15, n. 5, p. 342-353, 2013.

DISTEFANO, T.; KELLY, S. Are we in deep water? Water scarcity and its limits to economic growth. **Ecological Economics**, v. 142, p. 130-147, 2017.

EAMUS, D.; ZOLFAGHAR, S.; VILLALOBOS-VEGA, R.; CLEVERLY, J.; HUETE, A. Groundwater dependent ecosystems: recent insights from satellite and field-based studies. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, v. 19, p. 4229-4256, 2015.

EL-ZEINY, A.; EL-KAFRAWY, S. Assessment of water pollution induced by human activities in Burullus Lake using Landsat 8 operational land imager and GIS. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Sciences**, v. 20, p. S49-S56, 2017.

ELLIS, P. A.; RIVETT, M. O. Assessing the impact of VOC-contaminated groundwater on surface water at the city scale. **J. Contam. Hydrol.**, v. 91, p. 107-127, 2007.

ERCIN, A. E.; ALDAYA, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. Corporate water footprint accounting and impact assessment: the case of the water footprint of sugar-containing carbonated beverage. **Water Resources Management**, v. 25, n. 2, p. 721-741, 2011.

ERCIN, A. E.; HOEKSTRA, A. Y. **Water footprint scenario for 2050** - a global analysis and case study for europe. Value of Water Research Report Series, n. 59. Delft: UNESCO-IHE, 2012.

ESCOLA SUPERIOR DE TECNOLOGIA E GESTÃO - ESTG. Instituto Politécnico de Beja. **Geomorfologia**. In: ENGENHARIA topográfica. [2006] Disponível em: <<http://www.estig.ipbeja.pt/~smms/Hidrologia.pdf>>. Acesso em: 11 out. 2017.

FAO AQUASTAT. Global water information system. **Total annual renewable water resources (TARWR) by country - most recente estimates (1985-2010)**. Disponível em: <<http://www.fao/nr/aquastat>>. Acessado em: 12 dez. 2017.

FARIA, M. M.; ZACCHI, R. C.; FERREIRA, E. S. Caracterização morfométrica e biológica da Bacia Hidrográfica do Córrego Serafim, Sub-Bacia do Rio Paraibuna, Juiz de Fora MG. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 13, 2009, Viçosa, MG. **Anais...** Viçosa, MG: Editora da Universidade Federal de Viçosa, 13., 2009.

FARIAS, T. Q. Direito à água e sustentabilidade hídrica. **Âmbito Jurídico**, v. 10, n. 48, p. 1-2, 2007.

FEITOSA, F.A.C.; MANOEL FILHO, J. **Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações**. Fortaleza: CPRM, LABHID - UFPE, ed. 2, 391 p., 2000

FERREIRA, M. I. P.; SILVA, J. A. F.; PINHEIRO, M. R. C. Recursos hídricos: água no mundo, no Brasil e no Estado do Rio de Janeiro. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, v. 2 n. 2, p. 29-36, 2008 a.

FERREIRA, M. I. P.; KURY, K. A.; PINHEIRO, M. R. C. Gestão da água no Brasil: aspectos jurídicos, institucionais e usos múltiplos. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, v. 2 n. 2, p. 59-91, 2008 b.

FOSTER, S. S. D.; CHILTON, P. J. Groundwater: the processes and global significance of aquifer degradation. **Philos. Trans. R. Soc. Lond. Ser. B Biol. Sci.**, v. 358, p. 1957-1972, 2003.

FRANÇA, G. V. de. **Interpretação fotográfica de bacias e de redes de drenagem aplicada a solos da região de Piracicaba**. Piracicaba, 1968. 151p. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 1968.

FU, C.; LARGE, S.; KNIGHT, B.; RICHARDSON, A. J.; BUNDY, A.; REYGONDEAU, G.; BOLDT, J.; VAN DER MEEREN, G. I.; TORRES, M. A.; SOBRINO, I.; AUBER, A.; TRAVERS-TROLET, M.; PIRODDI, C.; DIALLO, I.; JOUFFRE, D. MENDES, BORGES, M. F.; LYNAM, C. P.; COLL, M. C.; SHANNON, L. J.; SHIN, Y. Relationships among fisheries exploitation, environmental conditions, and ecological indicators across a series of marine ecosystems. **Journal of Marine Systems**, v. 148, p. 101-111, 2015.

GOETTEN, W. J. **Avaliação da Governança da Água Subterrânea nos Estados de São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul**. Blumenau. 2015. 317f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Engenharia Ambiental, Fundação Universidade Regional de Blumenau, 2015.

GOMES, C. **Legislação Ambiental do Mercosul e a Gestão de Recursos Hídricos na Tríplice Fronteira**. 2008. 182 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Departamento de Geografia, Universidade Federal do Paraná/UFPR, Curitiba, 2008.

GOSSNER, M. M.; FONSECA, C. R.; PAŠALIĆ, E.; TÜRKE, M.; LANGE, M.; WEISSER, W. W. Limitations to the use of arthropods as temperate forests indicators. **Biodivers. Conserv.**, v. 23, n. 4, p. 945-962, 2014.

GRIGIO, A. M.; AMARO, V. E.; DIODATO, M. A.; VITAL, H. Análise multitemporal do uso e ocupação do solo, em áreas de atuação da indústria petrolífera, com base em produtos de sensoriamento remoto e sistema de informação geográfica: município de Guamaré (RN). **Geografia**, v. 30, n.1, p. 177-197, 2005.

GRISOTTO, L. E. G. **Análise de instrumentos de gestão de recursos hídricos**. 2003. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

GU, X.; EVANS, L. J.; BARABASH, S. J. Modeling the adsorption of Cd (II), Cu (II), Ni (II), Pb (II) and Zn (II) onto montmorillonite. **Geochem. Cosmochim.**, v. 4, p. 5718-5728, 2010.

GWP, Global Water Partnership. **Toolbox**. London: The Press Works, 2003. – Caixa de Ferramentas de GIRH, traduzido em português em 2007. Disponível em: <<http://www.gwpforum.org>>. Acesso em: 11 ago 2017.

HABITAT CONSERVATION TRUST FUND (HTCF). **Mission creek sustainable watershed indicators workbook**. British Columbia, 2003. 24 p.

- HE, C.; MALCOLM, S. B.; DAHLBERG, K. A.; FU, B. A conceptual framework for integrating hydrological and biological indicators into watershed management. **Landscape and Urban Planning**, v. 49, p. 25-34, 2000.
- HEIN, M. **Espacialização de duas microbacias hidrográficas do rio Piracicaba para modelagem hidrológica**. 2000. 291p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Feagri, Campinas, 2000.
- HELLEGERS, P. J. G. J.; SOPPE, R.; PERRY, C. J.; BASTIAANSEN, W. G. M. Remote sensing and economic indicators for supporting water resources management decisions. **Water Resources Management**, v. 24, n. 11, p. 2419-2436, 2010.
- HINSBY, K.; CONDESSO DE MELO, M. T.; DAHL, M. European case studies supporting the derivation of natural background levels and groundwater threshold values for the protection of dependent ecosystems and human health. **Sci. Total Environ.**, v. 401, p. 1-20, 2008.
- HOEKSTRA, A. Y.; CHAPAGAIN, A. K. **Globalization of Water: Sharing the Planet's Freshwater Resources**. Oxford: Blackwell Publishing, 2008. 232 p.
- HOEKSTRA, A. Y.; CHAPAGAIN, A. K.; ALDAYA, M. M.; MEKONNEN, M. M. **The Water Footprint Assessment Manual**. Setting the Global Standard. 1st ed. London: Earthscan, 2011.
- HOEKSTRA, A. Y. Water scarcity challenges to business. **Nat. Clim. Change**, v. 4, n. 5, p. 318-320, 2014.
- HOOPER, B. River basin organization performance indicators: Application to the Delaware River basin commission. **Water Policy**, v. 12, n. 4, p. 461-478, 2010.
- HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basin: Hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geol. Soc America Bulletin**, v.3, n.56, 1945.
- HYNDS, P. D.; MISSTEAR, B. D.; GILL, L. W. Unregulated private wells in the Republic of Ireland: consumer awareness, source susceptibility and protective actions. **J. Environ. Manag.**, v. 127, p. 278-288, 2013.
- IARC. International Agency for Research on Cancer. **A review of human carcinogens: metals, arsenic, fibres and dusts**. In: International Agency for Research on Cancer: Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, 2012.
- INTERNATIONAL CONFERENCE ON WATER AND THE ENVIRONMENT (ICWE). **The Dublin Statement on Water and Sustainable Development**. Dublin: ICWE, p. 26-31, 1992.
- IORIS, A. A. R.; HUNTER, C.; WALKER, S. The development and application of water management sustainability indicators in Brazil and Scotland. **Journal of Environmental Management**, v. 88, p. 1190-1201, 2008.

JAYARATHNA, L.; RAJAPAKSA, D.; MANAGI, S.; ATHUKORALA, W.; TORGLER, B.; GARCIA-VALINAS, M. A.; GIFFORD, R.; WILSON, C. A GIS based spatial decision support system for analysing residential water demand: A case study in Australia. **Sustainable Cities and Society**, v. 32, p. 67-77, 2017.

JENKINS, A. et. al. **Hidrology**. In: MOLDAN, B. CERNY, cords. Journal Biogeochemistry of small catchments: a tool for environmental research. (Scope 51). Chichester. John Wiley & Sons, 1994. p. 31-54.

JIN, Y.; FLURY, M. Fate and transport of viruses in porous media. **Adv. Agron.**, v. 77, p. 39-102, 2002.

KATH, J.; DYER, F. J. Why groundwater matters: an introduction for policy-makers and managers. **Policy Stud**, v. 38, p. 447-461, 2017.

KLØVE, B.; ALLAN, A.; BERTRAND, G.; DRUZYNska, E.; ERTÜRK, A.; GOLDSCHIEDER, N.; HENRY, S.; KARAKAYA, N.; KARJALAINEN, T. P.; KOUNDOURI, P.; KUPFERSBERGER, H.; KVOERNER, J.; LUNDBERG, A.; MUOTKA, T.; PREDA, E.; PULIDO-VELAZQUEZ, M.; SCHIPPER, P. Groundwater dependent ecosystems: Part II. Ecosystem services and management in Europe under risk of climate change and land use intensification. **Environ. Sci. Policy**, v. 14, p. 782-793, 2011.

KLUG, H.; KMOCH, A. Operationalizing environmental indicators for real time multipurposedecision making and action support. **Ecol. Model.**, v. 295, p. 66-74, 2014.

KODIKARA, P. N.; PERERA, B. J. C.; KULARATHNA, M. D. U. P. Stakeholder preference elicitation and modelling in multi-criteria decision analysis - A case study on urban water supply. **European Journal of Operational Research**, v. 206, p.209-220, 2010.

KONIKOW, L. F. Long-term groundwater depletion in the United States. **Groundwater**, v. 53, p. 2-9, 2014.

KOSOLAPOVA, N.A., MATVEEVA, L. G.; NIKITAEVA , A. Y.; MOLAPISI, L. Modeling resource basis for social and economic development strategies: Water resource case. **Journal of Hydrology**, v. 553, p. 438-446, 2017.

KUMAR, S.; LAWRENCE, D. M.; DIRMEYER, P.A.; SHEFFIELD, J. Less reliable water availability in the 21st century climate projections. **Earth's Future**, v. 2, n. 3, p. 152-160, 2013.

KURKA, T.; BLACKWOOD, D. Participatory selection of sustainability criteria and indicatorsfor bioenergy developments. **Renew. Sust. Energ. Rev.**, v. 24, p. 92-102, 2013.

LACERDA, C. S.; CÂNDIDO, G. A. Modelos de indicadores de sustentabilidade para gestão de recursos hídricos. In: LIRA, WS.; CÂNDIDO, G. A. (org). **Gestão sustentável dos recursos naturais: uma abordagem participativa** [online]. Campina Grande: EDUEPB, 2013.

LANNA, A. E. L. **Gestão dos recursos hídricos**. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). Hidrologia: ciência e aplicação. 3. ed. Porto Alegre: UFRGS: ABRH, 2004. 944 p.

- LE BROCQUE, A F.; KATH, J.; REARDON-SMITH, K. Chronic groundwater decline: A multi-decadal analysis of groundwater trends under extreme climate cycles. **Journal of Hydrology**, v. 561, p. 976-986, 2018.
- LEAL, A. C. **Gestão das águas no Pontal do Paranapanema - São Paulo**. 2000. 300 f. Tese (Doutorado em Geociências) - Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.
- LEE, Y. J.; HUANG, C. M. Sustainability index for Taipei. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 27, n. 6, p. 505-521, 2007.
- LEIPNIK, M. R.; KEMP, K. K.; LOAICIGA, H. A. Implementation of GIS for water resources planning and management. **J. Wat. Resour. Plan. Mgmt.**, v. 119, n. 2, p. 184-205, 1993.
- LERNER, D. N.; HARRIS, H. The relationship between land use and groundwater resources and quality. **Land Use Pol.**, v. 26S, p. 265-273, 2009.
- LIANG, C. P.; WANG, S. W.; KAO, Y. H.; CHEN, J. S. Health risk assessment of groundwater arsenic pollution in southern Taiwan. **Environ. Geochem. Health**, v. 38, p. 1271-1281, 2016.
- LIKENS, G. E. Beyond the shoreline: a watershed ecosystem approach. *Verh. Internat. Verh. Limnol.*, v.22, p.1-22, 1984.
- LIKENS, G. E. **The ecosystem approach: its use and abuse**. Oldenhorf/Luhe: Germany: Ecology Institute, 1992. 166p.
- LIMA, A. G. A bacia hidrográfica como recorte de estudos em geografia humana. **Geografia**, v. 14, n. 2, 2005.
- LIMA, W. P.; ZAKIA M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES; R. R.; LEITÃO FILHO; H. F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2.ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2000. p. 33-43.
- LIMA, W.P. **Princípios de manejo de bacias hidrográficas**. Piracicaba: ESALQ. USP, 1976.
- LIMA, A. M. M.; CRUZ, F. M.; CAVALCANTE, L. M.; CHAVES, L. M. L.; IMBIRIBA JUNIOR, M.; SANTOS, V. J. C. A Gestão da Oferta Hídrica no Estado do Pará e seus Aspectos Condicionantes. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 15, n. 3. p. 69-83. 2010.
- LINDNER, E. A.; GOMIG, K.; KOBIYAMA, M. Sensoriamento remoto aplicado à caracterização morfométrica e classificação do uso do solo na bacia rio do Peixe/SC. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: Inpe, 2007. p. 3405-3412.
- LINSLEY, Ray K.; FRANZINI, Joseph B. **Engenharia de Recursos Hídricos**. Tradução e adaptação de Luiz Américo Pastorino. São Paulo: McGraw Hill, 1978.

- LIU, A. G.; MING, J. H.; ANKUMAH, R. O. Nitrate contamination in private wells in rural Alabama, United States. **Sci. Total Environ.**, v. 346, p. 112-120, 2005.
- LOBATO, T. C.; HAUSER-DAVIS, R. A.; OLIVEIRA, T. F.; SILVEIRA, A. M.; SILVA, H. A. N.; TAVARES, M. R. M.; SARAIVA, A. C. F. Construction of a novel water quality index and quality indicator for reservoir water quality evaluation: a case study in the Amazon region. **Journal of Hydrology**, v. 522, p. 674-683, 2015.
- LOUCKS D. P.; STAKHIV E. Z.; MARTIN L. R. Sustainable water resources management. **J. Water Res. Plan. Manag.**, v. 126, n. 2, p. 43-7, 2000.
- MAGALHÃES JÚNIOR, A. P. **Indicadores Ambientais e Recursos Hídricos: realidade e perspectivas para o Brasil a partir da experiência francesa.** Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007.
- MAGALHÃES JÚNIOR, A. P. **Indicadores Ambientais e Recursos Hídricos: Realidade e Perspectivas para o Brasil a partir da Experiência Francesa.** 2 ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010. 686 p.
- MARANHÃO, N. **Sistema de indicadores para planejamento e gestão dos recursos hídricos de bacias hidrográficas.** 422 f. 2007. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Civil) - Instituto de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.
- MARIOTONI, C. A.; DEMANBORO, A. C. **A Gestão dos recursos hídricos em megacidades: desafios da sustentabilidade econômico-ecológica.** Disponível em: <<http://www.eco.unicamp.br/projetos/agua/artigos.html>>. Acesso em: 20 set.2017.
- MAYNARD, I. F. N.; CRUZ, M. A. S.; GOMES, L. J. Aplicação de um índice de sustentabilidade na bacia hidrográfica do rio Japarutuba em Sergipe. **Ambiente & Sociedade**, v. XX, n. 2, p. 207-226, 2017.
- MAYS, L. W. **Water resources sustainability.** McGraw-Hill Professional. New York: Access Engineering, 2006.
- MCKINNEY, D. C.; CAI, X. Linking GIS and water resources management models: an object-oriented method. **Environmental Modelling & Software**, v. 17, p. 413-425, 2002.
- MEDEIROS, L. C.; GUEDES, J. C. F.; OLIVEIRA, A. M.; COSTA, D. F. S. Uso de SIG na análise dos recursos hídricos no município de Caiacó (RN). **Geoambiente online**, n.27, p. 134-149, 2016.
- MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. Four billion people facing severe water scarcity. **Science Advances**, v. 2, n. 2, 2016. [10.1126/sciadv.1500323](https://doi.org/10.1126/sciadv.1500323)
- MENDES, C. A. B.; CIRILO, J. A. **Geoprocessamento em recursos hídricos: princípios, integração e aplicação.** Porto Alegre: ABRH, 2001. 536 p.
- MENEZES, J. P. C. **Influência do uso e ocupação da terra na qualidade da água subterrânea e sua adequação para consumo humano e uso na agricultura.** Blumenau. 2012. 84 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre, 2012.

- MITCHELL, G. Problems and fundamentals of sustainable development indicators. **Sustainable Development**, v. 4, n. 1, p. 1-11, 2004.
- MOLDAN, B.; JANOUŠKOVÁ, S.; HÁK, T. How to understand and measure environmental sustainability: indicators and targets. **Ecol. Indic.**, v. 17, p. 4-13, 2012.
- MOLDEN, D.; OWEIS, T. Y.; STEDUTO, P.; KIJNE, J. W.; HANJRA, M. A.; BINDRABAN, P. S.; BOUMAN, B. A. M.; COOK, S.; ERENSTEIN, O.; FARAHANI, H.; HACHUM, A.; HOOGEVEEN, J.; MAHOO, H.; NANGIA, V.; PEDEN, D.; SIKKA, A.; SILVA, P.; TURRAL, H.; UPADHYAYA, A.; ZWART, S. **Pathways for increasing agricultural water productivity**. In: MOLDEN, D. (Ed.), *Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture, Water for Food, Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture*. International Water Management Institute, London: Earthscan; Colombo, 2007.
- MOTA, S. **Preservação e conservação de recursos hídricos**. 2 ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995.
- MURPHY, H. M.; PRIOLEAU, M. D.; BORCHARDT, M. A.; HYNDIS, P. D. Epidemiological evidence of groundwater contribution to global enteric disease, 1948 e 2015. **Hydrogeol. J.**, v. 25, n. 4, p. 981-1001, 2017.
- MUTIKANGA, H. E.; SHARMA, S. K.; VAIRAVAMOORTHY, K. Multi-criteria decision Analysis: A Strategic planning tool for water loss management. **Water Resources Management**, v. 25, p. 3947-3969, 2011.
- NICHOLSON, E.; COLLEN, B.; BARAUSSE, A.; BLANCHARD, J. L.; COSTELLOE, B. T.; SULLIVAN, K. M. E.; UNDERWOOD, F. M.; BURN, R. W.; FRITZ, S.; JONES, J. P. G.; MCRAE, L.; POSSINGHAM, H. P.; MILNER-GULLAND, E. J. Making robust policy decisions using global biodiversity indicators. **PLoS ONE**, v. 7, n. 7, p. 1-10, 2012.
- NORMAN, E. S.; DUNN, G.; BAKKER, K.; ALLEN, D. M.; DE ALBUQUERQUE, R. C. Water security assessment: integrating governance and freshwater indicators. **Water Resources Management**, v. 27, n. 2, p. 535-551, 2013.
- NUNES, E. R. M. **Metodologia para a Gestão Ambiental de Bacias Hidrográficas com Abrangência para Região Hidrográfica: um Estudo de Caso do Plano Diretor do Programa Pós Guaíba**. 2001. 167 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.
- NURDIANA, A.; RISDIYANTO, I. Indicator determination of forest and land fires vulnerability using Landsat-5 TM data (case study: Jambi Province). **Procedia Environmental Sciences**, n. 24, p.141-151, 2015.
- OECD. Organisation for Economic Cooperation and Development Econômico. **Towards Sustainable Development: Indicators to Measure Progress**. Rome Conference : OCDE, 1987.
- OECD. Organisation for Economic Cooperation and Development. **Improving Water Management: Recent OECD Experience**. Paris: OECD, 2003.

- OECD. Organisation for Economic Cooperation and Development. **Green Growth Indicators 2014**. OECD Green Growth Studies. Paris: OECD Publishing, 2014.
- OELKERS, E. H.; HERING, J. G.; ZHU, C. Water: is there a global crisis? **Elements**, v. 7, n. 3, p. 157-162, 2011.
- OSE - Observatorio de la Sostenibilidad en España. **Agua y Sostenibilidad: Funcionalidad de las cuencas**. Madrid: Ministerio del Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2008. Disponible em: <<http://www.upv.es/contenidos/CAMUNISO/info/U0637193.pdf>>. Acceso em: 30 jan 2018.
- OU, C. & LIU, W. Developing a sustainable indicator system based on the pressure-estate-response framework for local fisheries: A case study of Gungliau, Taiwan. **Ocean & Coastal Management**, v. 53, p. 289-300, 2010.
- PACHAURI, R.; MEYER, L. **Climate change 2014**: synthesis report. Contribution of working groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Technical Report. Geneva: IPCC, 2014.
- PACHECO, F.; VAN DER WEIJDEN, C. H. Integrating topography, hydrology and rock structure in weathering rate models of spring watersheds. *Journal of Hydrology*, v. 428-429, p. 32-50, 2012.
- PACHRI, H.; MITANI, Y.; IKEMI, H.; DJAMALUDDIN, I.; MORITA, A. Development of Water Management Modeling by Using GIS in Chirchik River Basin, Uzbekistan. **Procedia Earth and Planetary Science**, v. 6, p. 169-176, 2013.
- PANDOLFI, G. S. **Effects of Climate, Land Use and In-stream Habitat on Appalachian Elktoe (Alasmidonta Raveneliana) in the Nolichucky River Drainage**. Appalachian State University, North Carolina, 2016.
- PEDREIRA, R.; KALLIORAS, A.; PLIAKAS, F.; GKIOUGKIS, I.; SCHUTH, C. Groundwater vulnerability assessment of a coastal aquifer system at River Nestos eastern Delta, Greece. **Environ. Earth Sci.**, v. 73, p. 6387-6415, 2015.
- PELLICER-MARTÍNEZ, F.; MARTÍNEZ-PAZ, J. M. The Water Footprint as an indicator of environmental sustainability in water use at the river basin level. **Science of The Total Environment**, v. 571, p. 561-574, 2016.
- PENG, J.; PENG, F. L. A GIS-based evaluation method of underground space resources for urban spatial planning: Part 1 methodology. **Tunnelling and Underground Space Technology**, v. 74, p. 82-95, 2018.
- PEREZ, M.; TUJCHNEIDER, O.; PARIS, M.; D'ELÍA, M. Sustainability indicators of groundwater resources in the central area of Santa Fe province, Argentina. **Environ. Earth Sci.**, v. 73, n. 6, p. 2671-2682, 2014.
- PIRES, S. M.; FIDÉLIS, T. Local sustainability indicators in Portugal: assessing implementation and use in governance contexts. **Journal of Cleaner Production**, v. 86, p. 289-300, 2015.

PISSARA, T. C. T.; POLITANO, W.; FERRAUDO, A. S. Avaliação de características morfométricas na relação solo-superfície da bacia hidrográfica do córrego Rico, Jaboticabal (SP). **Rev. Bras. Ciências do Solo**, n.28, p. 297-305, 2004.

POLICY RESEARCH INITIATIVE. **Canadian Water Sustainability Index**. Ottawa: Government of Canada, 2007.

POLIDORI, M. C. L.; TASCHELMAYER, C.; GALLEGOS, C. E. C.; PEREIRA, C. A. A. O.; TOZZI, R. F. Sistema de informação para gestão dos recursos hídricos no estado do Paraná, Brasil. In: CONGRESSO LUSO-BRASILEIRO PARA O PLANEJAMENTO URBANO, REGIONAL, INTEGRADO, SUSTENTÁVEL, 4., 2010, Faro. **Anais...** Faro: UAlg, 2010.

POMPERMAYER, R. S.; PAULA JÚNIOR, D. R.; CORDEIRO NETTO, O. M. Análise Multicritério como Instrumento de Gestão de Recursos Hídricos: O Caso das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 12, n. 3, p. 117-127, 2007.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p.43-60, 2008.

POWELL, K. L.; TAYLOR, R. G.; CRONIN, A. A.; BARRETT, M. H.; PEDLEY, S.; SELLWOOD, J.; TROWSDALE, S. A.; LERNER, D. N. Microbial contamination of two urban sandstone aquifers in the UK. **Water Res.**, v. 37, p. 339-352, 2003.

PRASAD, Y. S.; RAO, B. V. Groundwater depletion and groundwater balance studies of Kandivalasa River Sub Basin, Vizianagaram District, Andhra Pradesh, India. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 6, p. 71-78, 2018.

PRH. **Plano Nacional de Recursos Hídricos: Panorama e estado dos recursos hídricos do Brasil**. Volume 1. Brasília: MMA, 2006.

PROSKURYAKOVA, L. N.; SARITAS, O.; SIVAEV, S. Global water trends and future scenarios for sustainable development: The case of Russia. **Journal of Cleaner Production**, v. 170. p. 867-879, 2018.

RAGHUNATH, H. M. **Groundwater pollution and legislation**. Groundwater, 2 ed. India, 1987.

REBOUÇAS, A. C. Águas Subterrâneas. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. (Orgs). **Águas doces no Brasil: Capital ecológico, uso e conservação**. 3. ed. São Paulo: Escrituras, 2006.

RIBEIRO, L. G. G.; ROLIM, N. D. Planeta água de quem e para quem: uma análise da água doce como direito fundamental e sua valoração mercadológica. **Revista Direito Ambiental e Sociedade**, v. 7, n. 1, p. 7-33, 2017.

ROCHA, J. S. M. **Manual de projetos ambientais**. Brasília, DF: MMA, 1997. 446 p.

ROCHA, N. C. V. **Avaliação da sustentabilidade hídrica segundo os modelos de uso e ocupação do território na bacia do rio Guamá - Pará, Amazônia Oriental**. 119 p. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2017.

- ROJAS, J.; PÉREZ, M. A.; MALHEIROS, T. F.; MADERA, C.; PROTA, M. G.; DOS SANTOS, R. Análisis comparativo de modelos e instrumentos de gestión integrada del recurso hídrico en Suramérica: los casos de Brasil y Colombia. **Ambi-Agua**, v. 8, n. 1, p. 73-97, 2013.
- ROMEIRO, A. R. (Org.). **Avaliação e contabilização de impactos ambientais**. São Paulo: Editora da UNICAMP, 2004.
- ROOZBAHANI, A.; ZAHRAIE, B.; TABESH, M. PROMETHEE with precedence order in the criteria (PPOC) as a new group decision making AID: an application in urban water supply management. **Water Resources Management**, v. 26, p.3581-3599, 2012.
- ROSÉN, L.; BACK, P.-E.; SÖDERQVIST, T.; NORRMAN, J.; BRINKHOFF, P.; NORBERG, T.; VOLCHKO, Y.; NORIN, M.; BERGKNUT, M.; DÖBERL, G.,. SCORE: a novel multi-criteria decision analysis approach to assessing the sustainability of contaminated land remediation. **Science of the Total Environment**, v. 511, p. 621-638, 2015.
- ROZARIO, P. F.; ODUOR, P.; KOTCHMAN, L.; KANGAS, M. Quantifying spatiotemporal change in landuse and land cover and accessing water quality: a case study of Missouri watershed james sub-region, north Dakota. **Journal of Geographic Information System**, v. 8, p. 663-682, 2016.
- SANTOS, R. F. dos. **Planejamento ambiental: teoria e prática**. São Paulo: Oficina de textos, 2004.
- SANTOS, L. C. A.; LEAL, A. C. Gerenciamento de recursos hídricos no estado do Maranhão-Brasil. **OBSERVATORIUM: Revista Eletrônica de Geografia**, v.5, n.13, p. 39-65, 2013.
- SATTI, S. R.; & JACOBS, J. M. A GIS-based model to estimate the regionallydistributed drought water demand. **Agricultural Water Management**, v. 66, n. 1, p. 1-13, 2004.
- SAVEH. Sistema de Autoavaliação de Eficiência Hídrica. **A disponibilidade de água no mundo e no Brasil**. Disponível em: <<https://saveh.com.br/artigos/a-disponibilidade-de-agua-no-mundo-e-no-brasil/>>. Acesso em: 04 mai. 2017.
- SELVAKUMAR, S.; CHANDRASEKAR, N.; KUMAR, G. Hydrogeochemical characteristics and groundwater contamination in the rapid urban development areas of Coimbatore, India. **Water Resources and Industry**, v. 17, p. 26-33, 2017.
- SHIKLOMANOV, I. **World fresh water resources**. In: GLEICK, P. H. (Ed.). *Water in Crisis. A Guide to the World's Fresh Water Resources*. Pacific Institute for Studies in Development, Environment and Security. Stockholm: Stockholm Environmental Institute, 1998.
- SHOOSHARIAN, M. R.; DEGHANI, M.; MARGHERITA, F.; GEA, O. C.; MORTEZAZADEH, S. Land use change and conversion effects on ground water quality trends: Na integration of land change modeler in GIS and a new Ground Water Quality Index developed by fuzzy multi-criteria group decision-making models. **Food and Chemical Toxicology**, v. 114, p. 204-214, 2018.

SICHE, R.; AGOSTINHO, F.; ORTEGA, E.; ROMEIRO, A. Índices versus indicadores: Precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. **Revista Ambiente & Sociedade**, v. 10, n. 2, p. 137-148, 2007.

SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. **Gestão de Recursos Hídricos: aspectos legais, econômicos, administrativos e sociais**. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, 2000.

SILVA, J. A. **Gestão de recursos hídricos e sistemas de informações geográficas: contribuições para a organização sócioespacial do Pontal do Paranapanema-SP**. 2006. 217 p. Tese (Doutorado em Geografia) - Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Presidente Prudente, 2006.

SILVA, M. B.; HERREROS, M. M. A. G.; BORGES, F.Q. Gestão integrada dos recursos hídricos como política de gerenciamento das águas no Brasil. **Revista de Administração da UFSM**, v. 10, n. 1, p. 101-115, 2017.

SINGH, A. Managing the salinization and drainage problems of irrigated areas through remote sensing and GIS techniques. **Ecological Indicators**, v. 89, p. 584-589, 2018.

SOARES, S. L. O.; THEODORO, H. D.; JACOBI, P. R. Governança e política nacional de recursos hídricos: qual a posição da gestão das água no Brasil? In: ENCONTRO NACIONAL DA ANPPAS, 4., 2008. Brasília. **Anais...** Brasília: ANPPAS, 2008. Disponível em: <<http://www.anppas.org.br/encontro4>>. Acesso em: 13 jun. 2017.

SOLTANI, S.; ASGHARI MOGHADDAM, A.; BARZEGAR, R.; KAZEMIAN, N.; TZIRITIS, E. Hydrogeochemistry and water quality of the Kordkandi-Duzduzan plain, NW Iran: application of multivariate statistical analysis and PoS index. **Environ. Monit. Assess.**, v. 189, p. 455, 2017.

SPILLER, M. Adaptive capacity indicators to assess sustainability of urban water systems – current application. **Science of the Total Environment**. v. 569-570, p. 751-761, 2016.

STRAHLER A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Trans Am Geophys Union**, n.38, p.913-920, 1957.

STARKL, M.; BRUNNER, N. Feasibility versus sustainability in urban water management. **J. Environ. Manage**, v. 71, n. 3, p. 245-60, 2004.

STEVOVIĆ, S.; NESTORVIĆ, Z. Impact of Environment GIS Modeling on Sustainable Water Systems Management. **Procedia Engineering**, v. 162, p. 293-300, 2016.

TANAKA, M. O.; DE SOUZA, A. L. T.; MOSCHINI, L. E.; DE OLIVEIRA, A. K. Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 216, p. 333-339, 2016.

TAUGOURDEAU, S.; LE MAIRE, G.; AVELINO, J.; JONES, J. R.; RAMIREZ, L.G.; JARA QUESADA, M.; CHARBONNIER, F.; GÓMEZ-DELGADO, F.; HARMAND, J. M.; RAPIDEL, B.; VAAST, P. ROUPSARD, O. Leaf area index as an indicator of ecosystem services and management practices: an application for coffee agroforestry. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 192, p. 19-37, 2014.

TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D. Y.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Uniara**, n.20, p. 137-155, 2007.

TONELLO, K. C. **Análise hidroambiental da bacia hidrográfica da cachoeira das Pombas, Guanhões, MG.** 2005. 69 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

TORTAJADA, C. **Institutions for Integrated river Basin Management in Latin America.** Third World Center for Water Management, City México, 2002.

TROJAN, M.D.; MALONEY, J.S.; STOCKINGER, J.M.; EID, E.P.; LAHTINEN, M.J. Effects of land use on ground water quality in the Anoka Sand Plain Aquifer of Minnesota. **Ground Water**, v. 41, n. 4, p. 482-492, 2003.

TUCCI, C. E. M. **Gestão da água no Brasil.** Brasília, DF: UNESCO, 2001. 156 p.

TUCCI, C. E. M.; MENDES, C. A. **Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica.** Ministério do Meio Ambiente, Brasília: MMA, 2006. 302 p.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez.** São Carlos: RiMa; IIE, 2003 a. 248p.

TUNDISI, J. G. **O futuro dos recursos.** Campinas: Multi Ciência, 2003 b.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; PARESCHI, D. C.; LUZIA, A. P.; VON HAELING, P. H.; FROLLINI, E. H. A bacia hidrográfica do Tietê/Jacaré: estudo de caso em pesquisa e gerenciamento. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 159-172, 2008.

UICN. União Internacional para a Conservação da Natureza. PNUMA. Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. WWF. Fundo Mundial para a Natureza. **Cuidando do planeta terra: uma estratégia para o futuro.** São Paulo: Governo de São Paulo. 1991.

UN - United Nations. **Indicators of sustainable development:** Guidelines and Methodologies. 3 ed. New York: New York, 2007.

UN-WATER. United Nations. **Monitoring framework for water: the system of environmental-economic accounts for water (SEEA-Water) and the international recommendations for water statistics (IRWS),** UN World Water Assessment Programme - WWAP, United Nations Statistics Division - UNSD. Colombella: United Nations, 2011. 8 p.

UNDP, United Nations Development Programme. Human Development Report 2006 - **Beyond Scarcity: Power, Poverty and the Global Water Crisis.** New York: UNDP, 2007.

UNESCO. Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura. **Evaluación objetiva de la aplicación y cálculo del Índice de Sostenibilidad de Cuenca en la Cuenca Hidrográfica del Canal de Panamá.** Documentos Técnicos do Programa Hidrológico Internacional para América Latina y el Caribe, n. 12, 2008.

UNESCO. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. **The United Nations World Water Assessment Programme: Integrate water resources management in action.** Paris: UNESCO, 2009.

US EPA. United States Environmental Protection Agency. **Report to Congress FY 1994: Fundamental and Applied Research at the Environmental Protection Agency.** EPA/600/R-94/040. Office of Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1994.

US EPA. United States Environmental Protection Agency. **Private drinking water wells.** 2015. Disponível em: <<http://www2.epa.gov/privatewells>>. Acesso em: 22 nov. 2017).

USALI, N.; & ISMAIL, M. H. Use of remote sensing and GIS in monitoring water quality. **Journal of Sustainable Development**, v. 3, n. 3, p. 228-238, 2010.

VALENTE, O. P. Manejo de bacias hidrográficas. **SANEAMENTO Rio de Janeiro**, v. 50, n. 2, p. 104-109, 1976.

VALLE JUNIOR, R. F.; VARANDAS, S. G. P.; PACHECO, F. A. L.; PEREIRA, V. R.; SANTOS, C. F.; CORTES, R. M. V.; SANCHEZ FERNANDEZ, L. F. Impacts of land use conflict on riverine ecosystem. **Land Use Policy**, v. 43, p. 48-62, 2015.

VAN DER GUN, J. **Groundwater and global change: trends, opportunities and challenges.** United Nations World Water Assessment Programme, 2012.

VIEIRA, P. M. S.; STUDART, T. M. C. Proposta metodológica para o desenvolvimento de um índice de sustentabilidade hidro-ambiental de áreas serranas no semiárido brasileiro - Estudo de Caso: Maciço de Baturité, Ceará. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 14 n. 4, p. 125-136, 2009.

VIEGAS, E. C. **Gestão da água e princípios ambientais.** Caxias do Sul: EducS, 2008. 176p.
WALSH, M. R. Toward spatial decision support systems in water resources. **J. Wat. Resour. Plan. Mgmt**, v. 109, n. 2, p. 158-169, 1992.

VILLAR, P. C. **Aquíferos Transfronteiriços: Governança das Águas e o Aquífero Guarani.** Curitiba: Juruá, 2015.

VILLAR, P. C. As águas subterrâneas e o direito à água em um contexto de crise. **Ambiente & Sociedade**, v. XIX, n. 1, p. 83-102, 2016.

VOLLENWEIDER, R. A. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. **Tech. Report.** DAS/CSI6827, OECD, Paris, 1968.

WBCSD. World Business Council for Sustainable Development. **Measuring Eco-Efficiency: A Guide to Reporting Company Performance.** London: WBCSD, 2000.

WERNER, A. D.; ALCOE, D. W.; ORDENS, C. M.; HUTSON, J. L.; WARD, J. D.; SIMMONS, C. T. Current practice and future challenges in coastal aquifer management: flux-based and trigger-level approaches with application to an Australian case study. **Water Resour. Manage.**, v. 25, p. 1831-1853, 2011.

WHO. World Health Organization. **Guidelines for Drinking-water Quality**, (Incorporating the First and Second Addenda), v. 1. Geneva: WHO, 2008.

WWAP. World Water Assessment Programme. The United Nations World Water Development Report. **Water for People Water for life**. Paris and London: UNESCO; Earthscan, 2003.

WWF. World Wide Fund for Nature. **Living Planet Report 2010: Biodiversity, Biocapacity and Development**. Gland: WWF, 2010, 115 p.

YAGOUB, M. M.; ENGEL, B. Remote sensing and geographic information systems in developing countries: case of the United Arab Emirates (UAE). **The Journal of Terrestrial Observation**, v. 1, n. 2, p. 69-88, 2009.

ZHANG, Z. Tree-rings, a key ecological indicator of environment and climate change. **Ecol. Indic.**, v. 51, p. 107-116, 2015.

ZHAO, X.; WU, P.; GAO, X.; PERSAUD, N. Soil quality indicators in relation to land use and topography in a small catchment on the Loess Plateau of China. **Land Degradation & Development**, v. 26, p. 54-61, 2015.

DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE DE BACIAS HIDROGRÁFICAS EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO DO NORDESTE DO BRASIL

DIAS, I. C. L.^{1*} – FRANÇA, V. L.¹ – BEZERRA, D. S.³ – REBÊLO, J. M. M.¹ – CASTRO, A. C. L.²

¹*Programa de Pós Graduação da Rede BIONORTE, Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 65065-545, Brasil*

²*Programa de Pós Graduação em Saúde e Ambiente, Universidade Federal do Maranhão, Brasil*

³*Departamento de Meio Ambiente, Universidade Ceuma, São Luís, 65075-120, Brasil*

**Autor para correspondência
e-mail: ilopesdias@gmail.com.*

(Recebido em 22 de fevereiro de 2018; aceito em 10 de maio de 2018)

Resumo. Indicadores de sustentabilidade foram aplicados em bacias hidrográficas de um estado do Nordeste do Brasil, com o objetivo de diagnosticar a sustentabilidade das águas e subsidiar ações de gestão de recursos hídricos. Foram calculados doze índices e treze indicadores de sustentabilidade, focados em questões socioeconômicas, hidrológicas e institucionais, para seis regiões hidrográficas, de forma quantitativa e qualitativa. As escalas parciais para todos os índices relacionaram os valores calculados aos níveis de desempenho (Muito alto, Alto, Médio, Baixo e Muito baixo). Posteriormente, os índices foram agrupados em escalas globais, construídos com níveis de sustentabilidade hídrica para todos os indicadores. Os resultados mostraram um desempenho geral intermediário nas bacias hidrográficas avaliadas, indicando a necessidade de adoção de medidas prioritárias na dimensão hidrológica, especialmente em relação às águas subterrâneas; atenção ao saneamento básico, inclusive no que diz respeito ao abastecimento público; redução na demanda de água; implementação de ferramentas de gestão, além da consolidação e apoio a comitês de bacias hidrográficas. A espacialização dos indicadores de sustentabilidade da água permitiu uma percepção mais clara e uma avaliação inequívoca de cada bacia hidrográfica pesquisada.

Palavras-chave: Recursos hídricos; Tomada de decisão; Indicadores, Sustentabilidade, Bacia hidrográfica.

Abstract. Sustainability indicators were applied in river basins of a state in Northeastern Brazil, aiming to diagnose the sustainability of water and subsidize actions of water resources management. Twelve indices and three indicators of Sustainability focused on socioeconomic, hydrological and institutional issues were calculated for six hydrographic regions, of form quantitatively and qualitatively. Partial scales for all indices related the calculated values to levels of performance (Very High, High, Medium, Low, and Very Low). Posteriorly the indices were grouped in global scales, constructed with levels of water sustainability for all indicators. The results have shown an overall intermediate performance in the assessed river basins, indicating the need to adopt priority measures in the hydrological dimension, especially in relation to groundwater; attention to primary sanitation, with regard to public supply; reduction in water demand; implementation of management tools; consolidation and support to river basin committees. The spatialization of water sustainability indicators enabled a clearer perception and an unmistakable assessment of each river basin surveyed.

Keywords: Water resources; Decision-making; Indicators, Sustainability, River Basin.

Introdução

O desequilíbrio entre a disponibilidade e a demanda de água causa sua escassez, que se tornou um dos problemas mais urgentes do mundo (Peterson e Schoengold, 2008). A situação pode piorar devido ao crescimento populacional, à mudança climática global e à deterioração da qualidade da água (Qu et al., 2013). A demanda de água deverá aumentar em mais de 40% em 2050. Em 2025, cerca de 1,8 bilhões de pessoas viverão em países ou regiões em que a água é escassa, e em dois terços do mundo a população poderá viver em condições em que o suprimento de água limpa não atende à demanda (UN, 2015; Ross, 2017).

No Brasil, as demandas de água têm crescido significativamente nas últimas décadas, devido ao processo de desenvolvimento econômico, ao incremento dos contingentes populacionais e à quantificação, cada vez mais fundamentada, das necessidades ambientais. (Carvalho; Curi, 2013). Embora o país possua abundância de água, esta se encontra mal distribuída em relação à densidade demográfica do país, sendo que 80% da água está na região amazônica, enquanto a região Nordeste revela uma severa escassez deste recurso (ONU, 2011). No entanto, além da distribuição irregular, o país enfrenta problemas mais graves, relacionados à permanente contaminação e desperdício de água com qualidade para usos múltiplos (Bragatto et al., 2012).

De acordo com Oelkers et al. (2011), uma das principais soluções para a crise global da água é o melhor gerenciamento deste valioso recurso natural. A literatura relata que, à medida que a complexidade das questões relacionadas aos recursos hídricos aumentou, houve estudos extensivos para combinar o conceito de sustentabilidade com questões de gerenciamento da água (Loucks e Gladwell, 1999; Loucks et al., 2000; Starkl e Brunner, 2004; Mays, 2006; Policy Research Initiative, 2007). Uma visão integrada das águas é essencial porque pode agregar aspectos sociais, econômicos, ambientais e institucionais em todos os processos de gerenciamento (Juwana et al., 2010), contribuindo para a compreensão da evolução do sistema de água e suas influências, ou seja, a consecução da gestão sustentável dos recursos hídricos (Sun et al., 2016).

De acordo com a OCDE (2003, página 19), "a água é o exemplo perfeito de um desafio de desenvolvimento sustentável - abrangendo dimensões ambientais, econômicas e sociais". A gestão sustentável dos recursos hídricos, portanto, implica não apenas a continuação indefinida de sistemas fisicamente e biologicamente estáveis, mas também se preocupa com as outras dimensões do desenvolvimento sustentável, como a eficiência econômica do uso da água, a distribuição equitativa dos custos e benefícios da evolução dos recursos hídricos e abordagens participativas para a formulação de políticas e a tomada de decisões (Ioris et al., 2008).

Indicadores de sustentabilidade tornaram-se ferramentas relevantes ao planejamento e gerenciamento integrado dos recursos hídricos (Hooper, 2010). Extremamente úteis na tomada de decisão, permitem a simplificação da informação sobre fenômenos complexos e a identificação de demandas prioritárias (Barros; Silva, 2012). A adoção de indicadores para avaliar e monitorar o progresso em direção ao desenvolvimento sustentável é altamente recomendado pelos cientistas (Moldan et al., 2012; Cornescu e Adam, 2014; Bolcárová e Kološta, 2015), formuladores de políticas (UN, 2007), instituições internacionais (OECD, 2014; WWAP, 2003), governos (OSE, 2008), setor empresarial (WBCSD, 2000) e organizações não governamentais (WWF, 2010), pois constituem meios para avaliar o grau de satisfação de variados critérios, ajudando a traduzir conceitos abstratos em parâmetros mensuráveis (Lee e Huang, 2007).

No Brasil, vários autores têm feito uso de indicadores para analisar e propor sugestões visando subsidiar a gestão das águas de forma integrada e sustentável, no âmbito da bacia

hidrográfica (He et al., 2000; Pompermayer et al., 2007; Chaves e Alipaz (2007); Vieira e Studart, 2009; Magalhães Júnior, 2010; Carvalho et al., 2011; Maynard et al., 2017), fato também verificado em bacias hidrográficas de diversos países, a exemplo dos estudos de UNESCO (2008), Catano et al., (2009); Cortés et al. (2012); Pellicer-Martínez e Martínez-Paz (2016).

Atualmente, a sociedade está buscando um debate mais amplo sobre desenvolvimento sustentável em termos de uso racional e valorização dos recursos naturais. Portanto, discutir aspectos relacionados ao manejo hídrico em bacias hidrográficas, utilizando índices e indicadores, de forma a possibilitar uma gestão hídrica mais integrada e sustentável, traz contribuições relevantes para o cenário atual.

Este artigo propõe uma avaliação holística das bacias hidrográficas por meio de indicadores que medem como a gestão de recursos hídricos está progredindo na perspectiva da sustentabilidade em uma região estratégica do Brasil, localizada entre o semiárido nordestino e a região amazônica.

Como antecedentes, especificamente em relação aos recursos hídricos no Maranhão, local em que se realiza este estudo, Dias (2018) aponta que existe uma lacuna notável na literatura sobre gestão de recursos hídricos, que apresenta um quadro desfavorável à implementação de instrumentos de gestão. Não existem, até o momento, estudos que abordem a questão da sustentabilidade da água no estado do Maranhão.

Assim, este estudo também pretende ajudar a preencher uma lacuna específica no Nordeste do Brasil, onde há pouca literatura relacionada à gestão integrada de recursos hídricos visando à sustentabilidade das bacias hidrográficas.

Neste quadro, considerando esses argumentos e a relevância da questão no contexto da gestão e sustentabilidade da água, este artigo tem como objetivo diagnosticar, por meio de indicadores, a sustentabilidade hídrica das bacias hidrográficas do Estado do Maranhão, Nordeste do Brasil, e subsidiar o processo de tomada de decisão na gestão integrada dos recursos hídricos.

Material e métodos

Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado no Estado do Maranhão, que está situado na região Nordeste do Brasil, entre as coordenadas de 02°46" a 10°10" de latitude sul e 43°0" a 48°39" de longitude oeste. Abrangendo uma área de 331.935,50 km², a população do Maranhão é de, aproximadamente, 7 milhões de habitantes, sendo o quarto Estado mais populoso do Nordeste brasileiro (IBGE, 2017).

A sua localização geográfica insere-se em uma área de transição entre as regiões amazônica (úmida) e nordeste (semiárida) favorecendo grandes contrastes pluviométricos anuais. A porção maranhense da Amazônia Legal abrange uma área equivalente a 80% da superfície territorial do Estado, aproximadamente 264 mil km². A região de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado é caracterizada pela alta diversidade de ecossistemas e biodiversidade (Silva et al., 2016).

O Estado do Maranhão está dividido em doze regiões hidrográficas, das quais, seis foram selecionadas para a presente pesquisa, a saber: Parnaíba, Tocantins, Gurupi, Munin, Mearim e Itapecuru (*Fig. 1*).

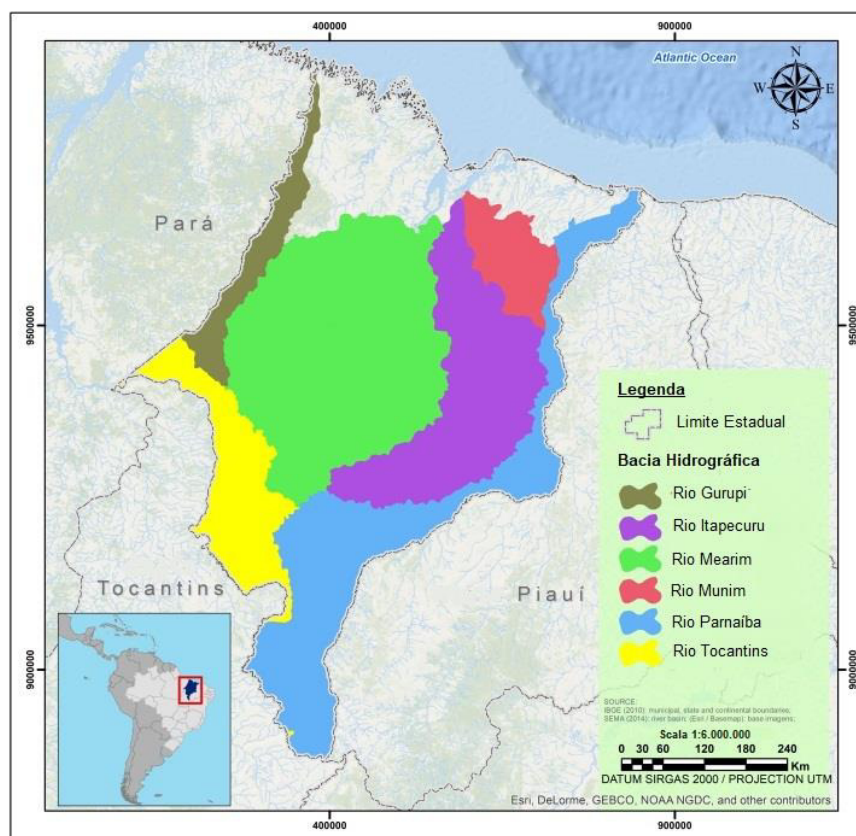


Figura 1. Localização geográfica das bacias hidrográficas pesquisadas

O Quadro 1 mostra algumas características demográficas das bacias hidrográficas pesquisadas.

Quadro 1. Características demográficas das bacias hidrográficas pesquisadas

Bacia	Área (km ²)	População	% sobre a área estadual	Densidade demográfica na bacia (hab/km ²)	Nº de municípios na bacia
Rio Tocantins	30.665,15	498.105	9,24%	16,24	23
Rio Parnaíba	66.449,09	717.723	20,02%	10,80	39
Rio Gurupi	15.953,91	178.302	4,81%	11,18	12
Rio Mearim	99.058,69	1.681.307	29,84%	16,97	83
Rio Munim	15.918,04	320.001	4,79%	20,10	27
Rio Itapecuru	53.216,84	1.019.398	16,03%	19,16	57

Fonte: IBGE, Censo Demográfico (2010); NUGEO/UEMA (2011)

Seleção de indicadores e definição de índices

O processo de escolha teve por base, inicialmente, uma extensa pesquisa bibliográfica sobre índices e indicadores aplicados aos recursos hídricos, visando atender a necessidade de avaliar as condições de sustentabilidade hídrica das bacias hidrográficas maranhenses.

Com base no tipo de informação requerida para compor cada índice e indicador e as informações disponíveis nas bacias hidrográficas em estudo, decidiu-se pela utilização da metodologia elaborada por Vieira (1999) e modificada por Campos et al., (2014). Assim, com base nesses autores, optou-se pela aplicação de três indicadores, a saber:

(a) Indicador de Potencialidade, Disponibilidade e Demanda (IPDD), para agregar informações referentes à potencialidade e à disponibilidade hídrica da bacia hidrográfica, bem como à capacidade de atendimento das demandas; (b) Indicador de Desempenho do Sistema de Gestão dos Recursos Hídricos (IGRH), para refletir a situação de implantação de entes e instrumentos da política de recursos hídricos; e (c) Indicador de Eficiência de Uso da Água (IEUA), para informar as condições de saneamento ambiental na bacia hidrográfica e o nível de eficiência das concessionárias de abastecimento público na distribuição da água captada. Tais indicadores de sustentabilidade foram aplicados no nível da bacia hidrográfica, que é a unidade de gestão dos recursos hídricos. Chaves e Alipaz (2007) enfatizam que essa consideração é importante, uma vez que a avaliação da sustentabilidade dos recursos hídricos não pode ser limitada por fronteiras jurisdicionais.

O processo de escolha de indicadores também considerou se eles atendem os quatro critérios de sustentabilidade: social, econômico, ambiental e institucional, conforme preconizado por Pires et al., (2017). Nessa avaliação, verificou-se que os três indicadores, IPDD, IGRH e IEUA cumprem a maioria dos critérios de sustentabilidade. Dessa forma, os indicadores escolhidos podem ser utilizados para diagnosticar de forma confiável o uso sustentável e a gestão da água nas bacias hidrográficas selecionadas. Significa ainda que eles são interessantes ferramentas que nos permitem ver alguns dos múltiplos aspectos da gestão e do uso da água de ângulos específicos.

Na definição dos índices componentes de cada indicador foram considerados os critérios: (a) relevância (capacidade de traduzir o fenômeno); (b) aderência local (capacidade de captar o fenômeno produzido ou passível de transformação no plano local); (c) disponibilidade (cobertura e atualidade dos dados); e (d) capacidade de permitir comparações temporais (Campos et al., 2014), conforme apresentado na Quadro 2.

Quadro 2. Indicadores e respectivos índices selecionados para esta pesquisa

Indicador	Índice	Descrição
IPDD Indicador de Potencialidade, Disponibilidade e Demanda	Ativação das Potencialidades (IAP)	Relação entre a disponibilidade e a potencialidade
	Utilização das Potencialidades (IUP)	Relação entre a demanda e a potencialidade
	Utilização das Disponibilidades (IUD)	Relação entre a demanda e a disponibilidade
IGRH Indicador de Desempenho do Sistema de Gestão de Recursos Hídricos	Comitês de Bacia Hidrográfica (ICBH)	Existência e nível de atuação de comitê
	Outorga (IO)	Nível de implantação da outorga
	Cobrança (IC)	Nível de implantação da cobrança
IEUA Indicador de Eficiência do Uso da Água	Domicílios Atendidos por Poços (IDAP)	Percentual de domicílios atendidos por poços em relação ao número total de domicílios
	Domicílios Atendidos por Sistema de Abastecimento de Água (IDASA)	Percentual de domicílios atendidos por sistema de abastecimento de água em relação ao número total de domicílios
	Ligações de Esgoto (ILE)	Percentual de domicílios atendidos por rede de esgotos ou fossa séptica em relação ao número total de domicílios
	Tratamento de Esgoto (ITE)	Percentual de domicílios atendidos por tratamento de esgotos em relação ao número total de domicílios
	Tratamento de Resíduos Sólidos (ITRS)	Percentual de domicílios com lixo coletado em relação ao número total de domicílios
	Perdas de Água na Rede (IPAR)	Média percentual das perdas físicas (vazamentos) e faturadas (ligações clandestinas)

Modificado de Campos et al. (2014)

Obtenção dos dados e cálculo dos índices

As informações utilizadas neste estudo foram obtidas por meio de pesquisa bibliográfica. Para a determinação do IPDD, os valores das disponibilidades, potencialidades e demandas hídricas superficiais foram obtidos do relatório mais recente elaborado pelo Núcleo Geoambiental da Universidade Estadual do Maranhão (NUGEO, 2010), denominado “Estimativa das demandas e da disponibilidade hídrica das bacias hidrográficas do Estado do Maranhão”. O estabelecimento das demandas, por bacia hidrográfica, considerou o abastecimento humano (urbano e rural), indústria, irrigação e pecuária (*Quadro 3*).

Quadro 3. *Potencialidades, disponibilidades, e demandas hídricas superficiais, por bacia hidrográfica, no Estado do Maranhão*

Bacia	Potencialidades (h³/ano)	Disponibilidades (h³/ano)	Demandas (h³/ano)
Rio Paranaíba	3828,41	1475,17	288,38
Rio Munin	4098,95	269,8	66,44
Rio Itapecuru	6599,97	1112,55	306,64
Rio Tocantins	11692,44	2412,15	432,4
Rio Mearim	13971,85	665,21	290,47
Rio Gurupi	5970,17	1263,94	27,62

Fonte: NUGEO, (2010).

As informações sobre disponibilidades, potencialidades e demandas hídricas subterrâneas foram baseadas nos dados de Brasil (2009) e Santos (2010). No cálculo das demandas hídricas foram considerados o abastecimento humano (urbano e rural), indústria, irrigação, pecuária, agroindústria e demanda ecológica (*Quadro 4*).

Quadro 4. *Potencialidades, disponibilidades, e demandas hídricas subterrâneas, por bacia hidrográfica, no Estado do Maranhão*

Bacia	Potencialidades (h³/ano)	Disponibilidades (h³/ano)	Demandas (h³/ano)
Rio Paranaíba	9030	1107,92	2076,08
Rio Munin	3120	183,85	220,87
Rio Itapecuru	1550	219,54	267,68
Rio Tocantins	500	81,11	150,08
Rio Mearim	3490	639,16	656,18
Rio Gurupi	2510	90,85	299,72

Fontes: Brasil (2009); Santos (2010).

Os dados necessários aos cálculos dos índices que compõem o IEUA foram obtidos nas plataformas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010) e do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), referentes ao ano de 2010.

Os dados sobre o total de domicílios atendidos por: poços, sistema de abastecimento de água, rede de esgoto ou fossa séptica, tratamento de esgotos, coleta de lixo, bem como informações sobre as perdas de água na rede de abastecimento foram obtidos para cada município (Anexo). O índice final, por bacia hidrográfica, foi obtido a partir da média entre os municípios que compõem a bacia.

O SNIS, atualmente, dispõe dos dados mais completos sobre o setor de saneamento no Brasil, constituindo-se na maior e mais importante ferramenta de informações sobre os serviços de água, coleta e tratamento de esgoto, desde 1995, além de manejo de resíduos sólidos urbanos desde o ano de 2002 (SNIS, 2015). Dessa forma, as informações deste estudo são bastante relevantes, mediante a confiabilidade dos dados.

As informações sobre Outorga, Cobrança e Comitês de Bacia Hidrográfica, necessárias para compor o IGRH, foram obtidas junto à Superintendência de Recursos Hídricos da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Naturais do Maranhão (SEMA), órgão gestor de recursos hídricos do Maranhão.

Escalas parciais

Conforme o *Quadro 2*, os índices componentes do IPDD são: IAP, IUP e IUD. Sobre estes, tem-se que: regiões com $IUD > 1$ apresentam situações de exaustão da disponibilidade (Fernandes, 2002).

Vieira (1999), afirma que por limitações físicas naturais, o valor máximo de IUP seria igual a 0,8. Desta forma, valores de $IUP > 0,7$ indicariam uma situação crítica de utilização dos recursos hídricos em uma bacia.

O índice IAP, por outro lado, representaria o grau de eficiência da disponibilização dos recursos hídricos de uma bacia, sendo tanto maior quanto mais próximo de 1 (Fernandes, 2002).

Assim, a escala parcial para todos os índices relaciona os valores calculados a graus de desempenho (Muito Alto, Alto, Médio, Baixo e Muito Baixo). Por exemplo, valor de IUD maior que 1, IUP maior que 0,7 e IAP mais próximo de 0 estariam relacionados a graus de desempenho “Muito Baixo”; IUD e IUP iguais a zero e IAP mais próximo de 1, graus de desempenho “Muito Alto”.

Esses índices foram calculados por bacia hidrográfica, considerando as águas superficiais e subterrâneas, permitindo verificar as relações das demandas com disponibilidades e potencialidades. Vieira e Gondim Filho (2006) recomendam fortemente que esses indicadores sejam desdobrados espacialmente em termos de potencialidade superficial e subterrânea.

Os índices que compõem o IGRH (ICBH, IO, IC) são subjetivos e determinados a partir da análise da sua aplicação à bacia hidrográfica em estudo. As escalas parciais para estes índices são qualitativas (*Quadro 5*).

Para os índices que compõem o IEUA (IDAP, IDASA, ILE, ITE, ITRS, IPAR) as escalas parciais (também de acordo com graus de Muito Alto a Muito Baixo) são relacionadas a percentuais que variam de 0 a 100%. Por exemplo, um índice com valor igual a 60% é classificado como “Médio”, enquanto outro com valor igual a 25% é considerado “Baixo”. Esses índices foram calculados para todos os municípios que compõem as bacias hidrográficas.

Quadro 5. Escalas parciais para os índices do IGRH

Grau	Descrição
Índice de Comitê de Bacia Hidrográfica (ICBH)	
Muito Alto	Comitê com boa articulação e alto índice de solução de problemas na bacia
Alto	Comitê atuando há alguns anos e médio índice de solução de problemas na bacia
Médio	Comitê instalado recentemente e baixo índice de solução de problemas na bacia
Baixo	Comitê proposto em lei, em processo de instalação
Muito Baixo	Nenhuma ação no sentido de criação de comitê na bacia
Índice de Outorga (IO)	
Muito Alto	Outorga implantada, boa fiscalização e alta redução do consumo de água
Alto	Outorga implantada, médio índice de fiscalização e de redução do consumo de água
Médio	Outorga implantada, baixo índice de fiscalização e de redução do consumo de água
Baixo	Outorga proposta em lei, em processo de implantação
Muito Baixo	Nenhuma ação no sentido de implantação da outorga na bacia
Índice de Cobrança (IC)	
Muito Alto	Cobrança implantada, boa arrecadação e alto grau de desenvolvimento da bacia
Alto	Cobrança implantada há alguns anos, significativa arrecadação e bom grau de desenvolvimento da bacia
Médio	Cobrança implantada recentemente, déficit de arrecadação
Baixo	Cobrança proposta em lei, em processo de implantação
Muito Baixo	Nenhuma ação no sentido de implantação da cobrança na bacia

Fonte: Campos et al., (2014)

Escalas globais

Ao se agrupar os índices, constroem-se escalas globais, com graus de sustentabilidade hídrica para todos os indicadores, de maneira a permitir a maior compreensão do significado do valor obtido para cada indicador. Os graus das escalas são qualitativos, variando de acordo com os valores obtidos no agrupamento dos índices. Este agrupamento pode ocorrer pela consideração da média dos índices (IPDD) e (IEUA), ou pela união dos instrumentos de gestão (IGRH) (*Quadro 6*).

Após a obtenção dos indicadores e do respectivo grau de sustentabilidade hídrica para cada bacia pesquisada, foi realizada a distribuição espacial dos indicadores IPDD, IGRH e IEUA. Para o desenvolvimento dos mapas foi utilizado o software ArcGIS 10.3 (ESRI), uma ferramenta de SIG (Sistema de Informação Geográfica) que permite a manipulação de base de dados geoespaciais, matriciais e vetoriais.

Quadro 6. Escala global para os indicadores utilizados nesta pesquisa

Grau	IPDD e IEUA Média (%)	IGRH União dos índices (U)
Muito Alto	$80 \leq M$	Comitê, outorga e cobrança em pleno funcionamento na bacia, gerando alta redução da demanda
Alto	$60 \leq M < 80$	Comitê, outorga e cobrança atuando há alguns anos, gerando pouca redução da demanda
Médio	$40 \leq M < 60$	Comitê, outorga e cobrança (um, ou mais, dos três) implantados recentemente, porém com problemas no funcionamento
Baixo	$20 \leq M < 40$	Comitê, outorga e cobrança (um, ou mais, dos três) propostos em lei, em processo de instalação
Muito Baixo	$M < 20$	Nenhuma ação no sentido de aplicação de (um, ou mais, dos três) comitê, outorga e cobrança na bacia

Adaptado de Campos et al., (2014)

Resultados

Indicador de Desempenho do Sistema de Gestão de Recursos Hídricos - IGRH

A avaliação do indicador de desempenho do sistema de gestão de recursos hídricos pode ser verificada na *Tabela 1*.

Tabela 1. Classificação dos índices que compõem o IGRH

Bacia	Índice de Comitê de Bacia Hidrográfica (ICBH)	Índice de Outorga (IO)	Índice de Cobrança (IC)
Rio Paranaíba	Muito Baixo	Médio	Muito Baixo
Rio Munim	Médio	Médio	Muito Baixo
Rio Itapecuru	Muito Baixo	Médio	Muito Baixo
Rio Tocantins	Muito Baixo	Médio	Muito Baixo
Rio Mearim	Médio	Médio	Muito Baixo
Rio Gurupi	Muito Baixo	Médio	Muito Baixo

Indicador de Eficiência do Uso da Água - IEUA

Na *Tabela 2* verifica-se a classificação dos índices que compõem o IEUA.

Table 2. Classificação dos índices que compõem o IEUA

Bacia	Índices					
	IDAP	IDASA	ILE	ITE	ITRS	IPAR
Rio Mearim	11.67 MB	13.08 MB	47.64 M	16.73 MB	15.22 MB	50.30 M
Rio Itapecuru	9.53 MB	14.06 MB	14.67 MB	7.77 MB	6.90 MB	55.72 M
Rio Parnaíba	14.48 MB	73.92 A	17.01 MB	9.72 MB	8.53 MB	48.69 M
Rio Tocantins	11.85 MB	18.45 MB	20.76 B	10.22 MB	14.64 MB	30.15 B
Rio Munim	15.40 MB	9.82 MB	13.50 MB	5.25 MB	4.19 MB	67.59 A
Rio Gurupi	17.94 MB	16.95 MB	28.31 B	11.50 MB	12.91 MB	26.14 B

Índices: IDAP, Índice de Domicílios Atendidos por Poços; IDASA, Índice de Domicílios Atendidos por Sistema de Abastecimento de Água; ILE, Índice de Ligações de Esgoto; ITE, Índice de Tratamento de Esgoto; ITRS, Índice de Tratamento de Resíduos Sólidos; IPAR, Índice de Perdas de Água na Rede. Classificação: (MA), Muito Alto; (A), Alto; (M), Médio; (B), Baixo; (MB), Muito Baixo

Indicador de Potencialidade, Disponibilidade e Demanda - IPDD

A aplicação dos índices de sustentabilidade para este indicador evidenciou o baixo aproveitamento dos recursos hídricos existentes, em todas as bacias pesquisadas (*Tabela 3*).

Tabela 3. Classificação dos índices que compõem o IPDD

Bacia	Superficial			Subterrânea		
	IAP	IUP	IUD	IAP	IUP	IUD
Rio Parnaíba	0.39 B	0.08 MA	0.20 A	0.12 MB	0.23 A	1.87 MB
Rio Munim	0.07 MB	0.02 MA	0.25 A	0.06 MB	0.07 MA	1.20 MB
Rio Itapecuru	0.17 MB	0.05 MA	0.28 A	0.14 MB	0.17 MA	1.22 MB
Rio Tocantins	0.21 B	0.04 MA	0.18 MA	0.16 MB	0.30 A	1.85 MB
Rio Mearim	0.05 MB	0.02 MA	0.44 M	0.18 MB	0.19 MA	1.03 MB
Rio Gurupi	0.21 B	0.00 MA	0.02 MA	0.04 MB	0.12 MA	3.30 MB

Índices: IAP, Índice de Ativação das Potencialidades; IUP, Índice de Utilização das Potencialidades; IUD, Índice de Utilização das Disponibilidades. Classificação: (MA), Muito Alto; (A), Alto; (M), Médio; (B), Baixo; (MB), Muito Baixo

Sustentabilidade da Água

A avaliação dos indicadores de sustentabilidade utilizados nesta pesquisa encontra-se descrita na Tabela 4.

Tabela 4. Classificação dos indicadores de sustentabilidade hídrica

Bacia	IGRH	IEUA	IPDD	
			sup	sub
Rio Mearim	M	B	A	B
Rio Itapecuru	M	B	MA	M
Rio Parnaíba	M	B	MA	M
Rio Tocantins	M	MB	MA	B
Rio Munim	M	B	MA	M
Rio Gurupi	M	B	MA	MB

Indicadores: IGRH, Indicador de Desempenho do Sistema de Gestão de Recursos Hídricos; IEUA, Indicador de Eficiência do Uso da Água; IPDD, Indicador de Potencialidade, Disponibilidade e Demanda; sup, superficial; sub, subterrânea. Classificação: (MA), Muito Alto; (A), Alto; (M), Médio; (B), Baixo; (MB), Muito Baixo

Todas as bacias do Estado apresentaram IGRH com grau de sustentabilidade “Médio” (Fig. 2).

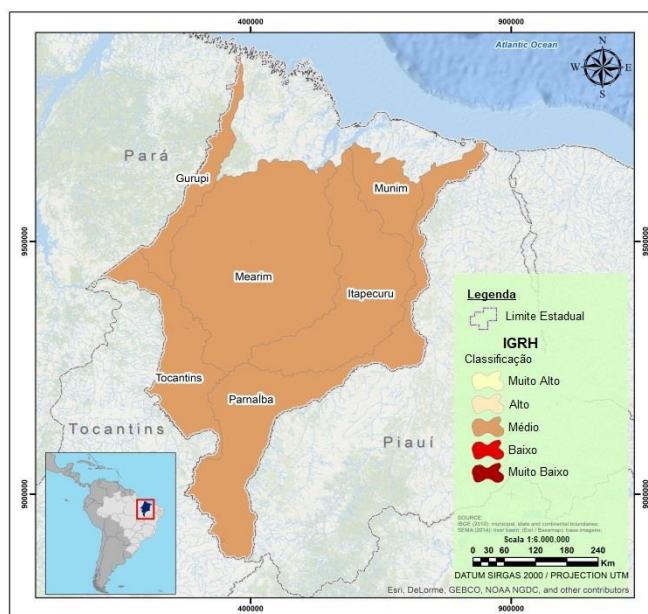


Figura 2. Distribuição espacial do IGRH

O IEUA mostrou um nível de sustentabilidade que vai de "muito baixo" a "baixo" nas bacias do estado (Fig. 3).



Figura 3. Distribuição espacial do IEUA

Na escala global, para águas superficiais, o IPDD apresentou grau de sustentabilidade variando de “Muito Alto” a “Alto” (Fig. 4), retratando disponibilidades excedentes em relação às demandas, e com indicativo de que os recursos hídricos não estão totalmente disponibilizados nas bacias do Estado.



Figura 4. Distribuição espacial do IPDD, para água superficial

A escala global do IPDD para águas subterrâneas apresentou graus de sustentabilidade variando de “muito baixo” a “baixo” e “médio” (Fig. 5), em função, especialmente, das demandas, que são superiores às disponibilidades hídricas, não estando, entretanto, o potencial das bacias completamente ativado. Apesar de tais resultados, não se deve esquecer da indissociabilidade das águas superficiais e subterrâneas, e da importância das águas subterrâneas na manutenção da vazão dos rios maranhenses que possuem características perenes.

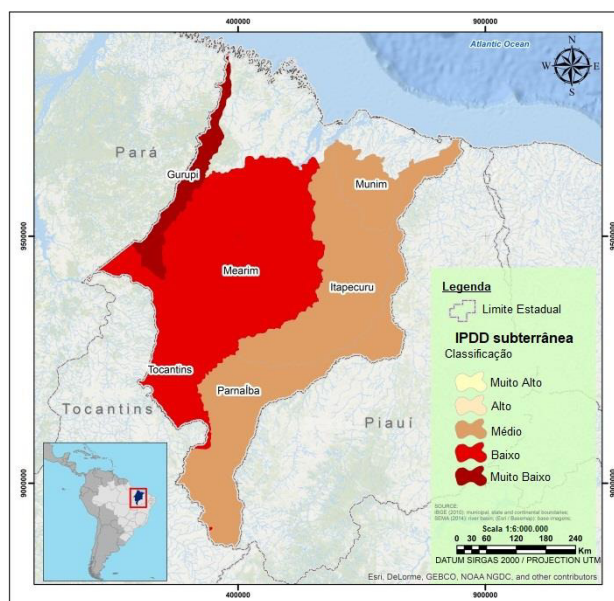


Figura 5. Distribuição espacial do IPDD, para água subterrânea

Discussão

O índice de outorga apresentou grau “médio” em todas as bacias do Estado, pois, este instrumento encontra-se implantado, porém, com baixo nível de fiscalização e de redução

do consumo de água. O índice de cobrança apresentou grau “muito baixo”, em todas as bacias do Estado, porque a cobrança pelo uso da água está apenas prevista na política estadual de recursos hídricos (Lei nº 8149/2004). Tal instrumento, para ser efetivamente implantado, necessitaria de regulamentação legal, entretanto, ainda não há, no Estado, nenhuma ação nesse sentido, em nenhuma das bacias estudadas. Já o índice de comitê de bacia hidrográfica apresentou grau “muito baixo” para as bacias do rio Parnaíba, Tocantins, Itapecuru e Gurupi, pois nenhuma destas possui comitê criado; e grau “médio” para as bacias do rio Mearim e Munin, por serem as únicas que possuem comitê instalado recentemente, porém, ambas apresentam baixo índice de resolução de problemas.

Apesar do grau médio de sustentabilidade obtido no IGRH, é nítida a incipiente institucionalização dos instrumentos de gestão (outorga com problemas na implantação, seguindo em processo simplesmente burocrático, fiscalização deficiente, cobrança pelo uso da água inexistente).

Apenas dois comitês foram criados até o momento no Estado, os quais possuem pouca ou nenhuma sustentabilidade econômica e política, indicando a existência de problemas e fragilidades no seu desempenho efetivo e acarretando baixa atuação desses organismos. Os comitês de bacia hidrográfica, integrantes do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, ocupam um papel relevante na gestão das águas. A atuação efetiva desses organismos implica em democratizar a gestão dos recursos hídricos e compartilhar o poder de decidir. Isto requer do poder público determinação para dividir poder e dos usuários e da sociedade civil, a disposição para compartilhar responsabilidades.

Os índices IDAP e IDASA, que compõem o indicador de eficiência do uso da água, apresentaram grau “muito baixo”, indicando pouca cobertura de serviço de abastecimento de água (inclusive por poços). De acordo com diagnóstico realizado pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS, cerca de 83% dos brasileiros são atendidos por sistema de abastecimento de água (Brasil, 2016). Embora aparentemente seja um percentual favorável, 17% não tem acesso a este serviço básico, o que representa mais de 35 milhões de brasileiros, sendo essa parcela da população concentrada, principalmente, nas regiões Norte e Nordeste do país (Araújo et al., 2016).

Quase todas as bacias apresentaram os índices ILE e ITE “muito baixo”, com exceção das bacias do rio Tocantins e Gurupi, cujo grau atingido para ILE foi “baixo”. Tais dados revelam um serviço de coleta e tratamento de esgoto precário. No cálculo do ITE, por exemplo, verificou-se que em alguns municípios não havia dados disponíveis sobre tratamento de esgotos ou, quando esse tipo de tratamento não ocorria no município, o percentual era igual a zero. Destaca-se que o Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) considera como atendimento adequado de esgoto sanitário não somente a presença de rede de coleta e tratamento de esgoto, mas também o uso de fossa séptica. Este fato pode ter contribuído para a elevação do grau do indicador ILE, uma vez que este também considera em seu cálculo os domicílios atendidos por fossa séptica, principal tipo de tratamento adotado nos municípios do Estado.

É importante salientar que é mínimo o percentual de municípios no Maranhão que realiza o tratamento de esgotos de forma adequada, com remoção efetiva de carga orgânica. A maioria implementa, nas regiões urbanas, apenas o afastamento do esgoto, com lançamento *in natura* nos corpos hídricos superficiais, ou implanta somente o tratamento preliminar, fatos que podem ter contribuído para o baixo grau obtido no indicador (ITE). Segundo ANA (2017) os níveis mais baixos de remoção de carga orgânica de esgotos produzidos são encontrados especialmente nas regiões Norte e Nordeste do país. Dos 5.570 municípios, 70% removem no máximo 30% da carga orgânica gerada.

O indicador ITRS também atingiu grau “muito baixo” em todas as bacias pesquisadas, indicando deficiência nos serviços de coleta de resíduos sólidos. Destaca-se que a realização de coleta de lixo por si só não é garantia de que estes resíduos receberão o tratamento adequado, pois, apesar da meta de encerrar os lixões em todos os estados brasileiros até 2014, previsto pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei Federal nº 12.305/2010, o Maranhão representa, hoje, o segundo Estado do Brasil com maior número de lixões, um total de 250 em operação, responsáveis por receber quase três mil toneladas de resíduos diariamente (ABRELPE, 2017).

O descarte inadequado dos resíduos sólidos tem se tornado um problema mundial, podendo ocasionar prejuízos ao meio ambiente, sendo um dos principais, a poluição da água. Este tipo de poluição pode alterar as características do ambiente aquático, através da percolação do chorume, associado às águas pluviais e nascentes existentes nos locais de descarga dos resíduos (Pires et al., 2016).

Quanto ao índice IPAR, que mede o percentual de perdas físicas e faturadas, o grau alcançado nas bacias do rio Mearim, Itapecuru e Parnaíba foi “médio”; nas bacias do rio Tocantins e Gurupi “baixo”; e grau “alto” foi atingido na bacia do Munin, superior a 60%. Expressivos índices de perdas em sistemas de distribuição de água já foram relatados em Estados do nordeste brasileiro, inclusive no Maranhão, chegando a 60% e 70% (Maranhão, 2014; Araújo et al., 2016).

Com exceção das bacias em que os índices foram considerados baixos, as demais se encontram acima da média nacional, que é de 37,57% (Brasil, 2016). Observa-se ainda que todas as bacias avaliadas estão acima do nível de perdas de água considerado aceitável (10%), conforme recomendado por Cambrinha e Fontana (2015).

Um levantamento divulgado pela IBNET (International Benchmarking Network for Water and Sanitation Utilities) mostrou que, quanto à perda de água, o Brasil ocupa a vigésima posição em um ranking com 43 países (Instituto Trata Brasil, 2015). Ainda de acordo com o instituto, foram desperdiçados no país, em 2013, cerca de 6,5 bilhões de metros cúbicos de água tratada, equivalendo a uma perda financeira de 8,015 bilhões de reais.

O nível elevado de perdas de recursos hídricos verificado nesta pesquisa indica a fragilidade e precariedade do sistema de saneamento e das empresas que operam serviços de abastecimento de água nas regiões estudadas. Implica ainda em inúmeros problemas, não somente econômicos e sociais, mas, sobretudo ambientais, posto que, com o desperdício aumenta-se sobremaneira a necessidade de exploração de mananciais superficiais e subterrâneos (Morais et al., 2010).

O baixo grau de sustentabilidade do IEUA revelou condições de saneamento alarmantes, como pouca cobertura de serviço de abastecimento público de água, serviço de coleta e tratamento de esgoto precário ou inexistente, coleta de resíduos sólidos incipiente e consideráveis perdas de água na rede de distribuição, o que reflete a realidade atual do Estado, apesar dos dados e informações serem referentes a 2010.

Quanto ao IPDD, o índice de utilização da disponibilidade (IUD) superficial variou de 0,02 a 0,28 e 0,44, resultando em graus “Muito Alto”, “Alto” e “Médio”, respectivamente. Grau “Médio” de sustentabilidade foi verificado na bacia do rio Mearim, sendo a maior demanda considerada para irrigação. O grau “Alto” foi observado na bacia do rio Itapecuru, na qual a maior demanda é utilizada principalmente para o abastecimento urbano. Já o grau “Muito Alto” foi obtido na bacia do rio Gurupi, que apresenta demandas discretas para usos múltiplos, como abastecimento urbano e rural, indústria, irrigação e pecuária. A avaliação deste indicador revelou disponibilidades excedentes em relação às demandas, significando inexistência de demanda insatisfeita.

O índice de utilização da disponibilidade subterrânea evidencia demandas superiores à disponibilidade, o que resulta em um grau “Muito Baixo” de sustentabilidade para esse índice, em todas as bacias analisadas. Verifica-se, portanto, um quadro de exaustão da disponibilidade, com demandas reprimidas em todas as bacias, o que implicaria na necessidade de aumento da oferta, com perfuração de mais poços ou, ainda, adoção de outras medidas como racionalização da demanda. Atualmente, a situação está ainda mais crítica, pois a demanda tem crescido, especialmente para abastecimento urbano, uso industrial e irrigação.

Especificamente com relação às águas subterrâneas, Costa (1994) já observava que sua disponibilidade era, em geral, inferior à demanda total, na maioria das regiões do nordeste brasileiro. Vieira e Gondim Filho (2006) ao utilizarem indicadores de potencialidade, disponibilidade e demanda em bacias hidrográficas do nordeste brasileiro, classificaram as águas subterrâneas das bacias do rio Itapecuru, Mearim e Tocantins como de baixa sustentabilidade, em função das altas demandas existentes nessas regiões. Artigos recentes mostram que os recursos hídricos subterrâneos estão sob pressão crescente em regiões em desenvolvimento e em outros lugares mais cruciais para o desenvolvimento econômico (Mukherjee et al., 2015; Watto e Mugerá, 2015).

Os graus de IUP, “Muito Alto” para águas superficiais, “Muito Alto” e “Alto” para águas subterrâneas, indicaram uma situação confortável com relação à utilização da potencialidade dos recursos hídricos em todas as bacias.

O índice IAP, por outro lado, revelou que os recursos hídricos não estão eficientemente disponibilizados em todas as bacias, especialmente no que diz respeito à água subterrânea, na qual o grau obtido em todas as bacias foi “Muito Baixo”. Quanto à água superficial, os graus de IAP variaram de “Muito Baixo” a “Baixo”, não estando o potencial das bacias completamente ativado.

Informações relevantes foram verificadas nesta pesquisa, com a avaliação do IPDD relativo ao ano de 2010. Por outro lado, há necessidade de se calcular tal índice com dados mais atualizados, que possibilite o estabelecimento de comparações, e a fim de se obter um quadro mais atual sobre o balanço de demandas, disponibilidades e potencialidades das bacias hidrográficas maranhenses.

Atualmente, em se tratando de águas superficiais, já é possível identificar conflitos pelo uso da água em algumas regiões do Maranhão, especialmente em épocas de escassez hídrica. Na bacia do rio Parnaíba, por exemplo, os conflitos existentes na região sul do Estado estão relacionados ao uso da água para irrigação. Na bacia do rio Mearim, além de demandas para irrigação, é crescente o uso da água para piscicultura em regime intensivo e semi-intensivo, associado a captações clandestinas e lançamento de efluentes sem autorização do órgão gestor de recursos hídricos. Nesta bacia também há problemas com cheias e inundações, com destaque para os rios Pindaré e Grajaú, dois importantes afluentes do rio Mearim. Na bacia do rio Itapecuru destaca-se a demanda para abastecimento urbano, uma vez que o sistema Italuís, que abastece grande parte da região metropolitana de São Luís, capital do Estado, terá, até o fim de 2018, sua vazão de captação duplicada. Atrelado a isso, o desmatamento, assoreamento e extração irregular de areia são alguns dos principais problemas ambientais verificados no curso do rio principal. A bacia do rio Tocantins passa, nos últimos anos, por secas e reduções significativas no nível do rio principal e seus afluentes, comprometendo a sustentabilidade da bacia, o uso múltiplo das águas e também a produção de energia, pois a bacia abriga a usina hidrelétrica de Estreito, com capacidade nominal instalada de 1.087 MW.

No que diz respeito às águas subterrâneas, sobretudo na região metropolitana de São Luís, há relatos de poços com graus elevados de salinização. Em 2013 havia um total de

462 registros de poços profundos, distribuídos por vários municípios do Estado (Cunha et al., 2013). Atualmente, são mais de 12.000 poços perfurados (CPRM, 2018), o que pode indicar um quadro de superexploração dos aquíferos maranhenses.

Conclusão

Este estudo apresenta a aplicação de uma metodologia, com uso de indicadores de sustentabilidade de bacias hidrográficas, trazendo uma contribuição à literatura relacionada, em especial à gestão dos recursos hídricos, no diagnóstico de sua sustentabilidade, subsídio ao planejamento e à tomada de decisão. Utilizaram-se indicadores de sustentabilidade no âmbito das bacias hidrográficas, analisando-se as águas superficiais e subterrâneas, quando possível, por entender-se que os recursos hídricos fazem parte de um todo, integrado, de suma importância na constituição da vida e no equilíbrio do ecossistema.

A aplicação da metodologia às bacias do Estado do Maranhão, situado no nordeste brasileiro, determinou sustentabilidade com um desempenho geral intermediário nas bacias hidrográficas avaliadas nesta pesquisa. Essas bacias requerem medidas prioritárias na dimensão hidrológica, especialmente quanto às águas subterrâneas; atenção ao saneamento básico, inclusive no que diz respeito ao abastecimento público; redução das demandas e do desperdício da água; além de coleta e tratamento de esgotos adequado. Os resultados também evidenciaram a necessidade de fortalecimento do sistema estadual de gestão das águas, com o direcionamento de ações à implementação e consolidação dos instrumentos da política de recursos hídricos, fomento e apoio aos comitês de bacia.

A espacialização dos indicadores possibilitou a visualização, de forma mais clara, da sustentabilidade hídrica das bacias maranhenses, de modo que os conceitos referentes ao desempenho da estrutura de gestão hídrica, à eficiência com que se dá o uso da água disponível, bem como às potencialidades, disponibilidades e demandas hídricas puderam ser contemplados de forma inequívoca.

A aplicação desta metodologia pode servir como um modelo para a avaliação de outras bacias hidrográficas, especialmente aquelas em que existam condições semelhantes às aqui avaliadas. Pode-se dizer que esta ferramenta, desde que seja aplicada regularmente, pode fornecer uma descrição adequada da evolução das condições da bacia, em termos de sustentabilidade, auxiliando diferentes partes interessadas e gestores de água no planejamento, tomada de decisão e implementação de estratégias locais para o desenvolvimento sustentável. Autores como Corrêa e Teixeira (2006) recomendam que os indicadores de sustentabilidade sejam aplicados anualmente para verificação da evolução de cada um deles, bem como para avaliação da efetividade das ações propostas a partir das análises do período anterior.

Carvalho et al. (2011) evidenciaram como ponto frágil a utilização da média como medida para construir o índice de sustentabilidade hidroambiental, o que pode representar uma fragilidade deste estudo. Outra dificuldade encontrada na realização desta pesquisa foi a escassa disponibilidade de dados, na maioria das bacias hidrográficas do Estado, fato que impediu a inclusão de outras bacias nesta análise e limitou a avaliação de mais indicadores.

Entretanto, pode-se concluir que esses resultados se mostraram satisfatórios, com bastante aplicabilidade em regiões com dados escassos. Houve a consideração de variáveis que preenchem os principais componentes da sustentabilidade, com características sociais, econômicas, hidroambientais e institucionais, apesar de sua incomensurabilidade e da complexidade de agrupar informações de indicadores com natureza tão diversa, especialmente em locais onde a disponibilidade de dados é limitada. Além disso, as características dos indicadores aqui utilizados permitiu a análise conjunta e individual de

cada dimensão. Isso possibilita um olhar diferenciado para as questões mais críticas de cada bacia, de modo a agir de forma corretiva e/ou preventiva, resolvendo os principais pontos negativos.

Os estrangulamentos e as limitações identificadas neste estudo representam uma janela de oportunidade para melhorar a situação atual nas bacias, entretanto, exige uma coordenação mais eficiente entre as diferentes instituições envolvidas na gestão de recursos hídricos.

Nesta aplicação específica, em bacias hidrográficas do nordeste brasileiro, pode-se dizer que os resultados são especialmente relevantes, uma vez que há, nesta região do país, uma considerável lacuna na literatura sobre a gestão integrada dos recursos hídricos e principalmente no Estado do Maranhão, que possam apoiar ações de gestão mais sustentáveis.

Quanto a estudos futuros, recomenda-se a realização de pesquisas sobre as potencialidades, disponibilidades e demandas hídricas superficiais e subterrâneas, por bacia hidrográfica, retratando a realidade atual dos recursos hídricos do Estado. Recomenda-se, também, que outros estudos sejam realizados para abordar a questão dos indicadores de sustentabilidade hídrica no local, incluindo um número maior de indicadores que considerem outros critérios de sustentabilidade da água.

Agradecimento. À Fundação de Amparo à Pesquisa e ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Maranhão - FAPEMA, pela concessão de apoio financeiro.

REFERÊNCIAS

- [1] ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. (2017): Ranking nacional sobre lixões e vazadouros em operação no Brasil. Relatório Técnico. - Abrelpe, São Paulo.
- [2] ANA - Agência Nacional de Águas. (2017): Atlas Esgotos - Despoluição de Bacias Hidrográficas. - ANA, Brasília.
- [3] Araújo, S.C., Filho, J.A.S., Silva, G.M.S., Filha, M.C.S.C., Nogueira, V.F.B. (2016): Distribuição espacial de indicadores operacionais de serviço de abastecimento de água no Nordeste Brasileiro. - Revista Verde 11: 20-28.
- [4] Barros, J.D.S., Silva, M.F.A.P. (2012): Aspectos teóricos da sustentabilidade e seus indicadores. - Polêmica 11: 104-112.
- [5] Bolcárová, P., Kološta, S. (2015): Assessment of sustainable development in the EU 27 using aggregated SD index. - Ecol. Indic 48: 699-705.
- [6] Bragatto, R.D., Martini, C.A., Steffani, M.A., Zorel Júnior, H.E., Barreto-Rodrigues, M. (2012): Indicadores ambientais de sustentabilidade sistematizados pelo modelo pressão-estado-resposta (PER): análise de águas superficiais na microbacia hidrográfica Passo da Pedra, em Pato Branco-PR. - Revista Brasileira de Agroecologia, 7: 87-103.
- [7] BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. (2016): Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2014. - SNSA/MCIDADES, Brasília.
- [8] BRASIL. Ministério de Minas e Energia - MME. Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral-SGM. (2009): Análise das informações sobre recursos hídricos subterrâneos no país. Relatório Técnico. - MME, Brasília.
- [9] Cambraíha, G.M.G.; Fontana, M.E. (2015): Análise da aplicação de investimentos em perdas de água no nordeste brasileiro. - Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental 19: 983-994.

- [10] Campos, M.V.C.V., Ribeiro, M.M.R., Vieira, Z.M.C.L. (2014): A Gestão de Recursos Hídricos Subsidiada pelo Uso de Indicadores de Sustentabilidade. - Revista Brasileira de Recursos Hídricos 19: 209-222.
- [11] Carvalho, J.R.M., Curi, W.F. (2013): Construção de um índice de sustentabilidade hidroambiental através da análise multicritério: estudo em municípios paraibanos. - Soc. & Nat 25: 91-106.
- [12] Carvalho, R.G., Kelting, F.M.S., Silva, E.V. (2011): Indicadores socioeconômicos e gestão ambiental nos municípios da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, RN. - Sociedade & Natureza 23: 143-159.
- [13] Catano, N., Marchand, M., Staley, S., Wang, Y. (2009): Development and Validation of the Watershed Sustainability Index (WSI) for the Watershed of the Reventazón River - Commission for the Preservation and Management of the Watershed of the Reventazón River. - COMCURE, Cartago.
- [14] Chaves, H.M.L., Alipaz, S. (2007): An Integrated Indicator for Basin Hydrology, Environment, Live, and Policy: The Watershed Sustainability Index. - Water Resources Manage 21: 883-895.
- [15] Cornescu, V., Adam, R. (2014): Considerations regarding the role of indicators used in the analysis and assessment of sustainable development in the E.U. - Procedia Econ. Financ. 8: 10-16.
- [16] Corrêa, M.A., Teixeira, B.A.N. (2006): Indicadores de sustentabilidade para gestão de recursos hídricos no âmbito da bacia hidrográfica do Tietê-Jacaré-SP. - Rede SIADES: 145-158.
- [17] Cortés, A.E., Oyarzún, R., Kretschmer, N., Chaves, H., Soto, G., Soto, M., Amézaga, J., Oyarzún, J., Rötting, T., Señoret, M. and Maturana, H. (2012): Application of the Watershed Sustainability Index to the Elqui river basin, North-Central Chile. - Obras y Proyectos 12: 57-69.
- [18] Costa, W. D. (1994): Água subterrânea e o desenvolvimento sustentável do semi-árido nordestino. Projeto Áridas Recursos Hídricos. - SEPLAN/PR, Brasília.
- [19] CPRM. Serviço Geológico do Brasil. Total de Poços Cadastrados no Estado do Maranhão. Disponível em: <http://siagasweb.cprm.gov.br/layout/uf_pocos.php>. Acesso em: 22 jan. 2018.
- [20] Cunha, C.F., Silva, L.M; Leite, A.A.L., Correa, H.M., Estrela, L.A., Rego, P.F.F. (2013): A importância do SIAGAS como instrumento de gestão no Estado do Maranhão. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE MEIO AMBIENTE SUBTERRÂNEO, 3. -ABAS, São Paulo.
- [21] Dias, I. C. L. (2018): Overview of groundwater management in the state of Maranhão. - Journal Tchê Química v 15: 277-293.
- [22] ESRI. ArcGIS - ArcMap 10 Help On Line. Redlands: ESRI, 2011.
- [23] Fernandes, J.R.A. Instrumentos para a Avaliação da Sustentabilidade Hídrica em Regiões Semiáridas. 2002. 177 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.
- [24] He, C., Malcolm, S.B., Dahlberg, K.A., Fu, B. (2000): A conceptual framework for integrating hydrological and biological indicators into watershed management. - Landscape and Urban Planning 49: 25-34.
- [25] Hooper, B. (2010): River basin organization performance indicators: Application to the Delaware River basin commission. - Water Policy 12: 461-478.
- [26] IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2017): Estimativas da população residente para os municípios e para as unidades da federação brasileiros com data de referência em 1º de julho de 2017. - IBGE, Brasília.
- [27] IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2010): Atlas do Censo Demográfico 2010. - IBGE, Rio de Janeiro.
- [28] Instituto Trata Brasil. (2015): Perdas de Água: Desafios ao Avanço do Saneamento Básico e à Escassez Hídrica. - Instituto Trata Brasil, São Paulo.

- [29] Ioris, A.A.R.; Hunter, C.; Walker, S. (2008): The development and application of water management sustainability indicators in Brazil and Scotland. - *Journal of Environmental Management* 88: 1190-1201.
- [30] Juwana, I., Perera, B.J., Muttill, N.A. (2010): Water sustainability index for West Java. Part 1: developing the conceptual framework. - *Water Sci. Technol* 2: 1629-1640.
- [31] Lee, Y.J., Huang, C.M. (2007): Sustainability index for Taipei. - *Environmental Impact Assessment Review* 27: 505-521.
- [32] Loucks D.P., Gladwell J.S. (1999): Sustainability criteria for water resource systems. - Cambridge University Press, Cambridge.
- [33] Loucks D.P., Stakhiv E.Z., Martin L.R. (2000): Sustainable water resources management. - *Journal of Water Resources Planning and Management* 126 :43-47.
- [34] Magalhães Júnior, A. P. (2010): Indicadores Ambientais e Recursos Hídricos: Realidade e Perspectivas para o Brasil a partir da Experiência Francesa. (2 ed.) Bertrand, Portugal.
- [35] Maranhão, Estado. Secretaria de Estado das Cidades e Desenvolvimento Urbano - SECID. (2014): Resumo Diagnóstico do Plano Diretor da Bacia Hidrográfica do Mearim/MA. - SECID, São Luís.
- [36] Maynard, I.F.N., Cruz, M.A.S., Gomes, L.J. (2017): Aplicação de um índice de sustentabilidade na bacia hidrográfica do rio Japarutuba em Sergipe. - *Ambiente & Sociedade* 20: 207-226.
- [37] Mays L.W. (2006): *Water resources sustainability*. - McGraw-Hill Professional, New York.
- [38] Moldan, B., Janoušková, S., Hák, T. (2012): How to understand and measure environmental sustainability: indicators and targets. - *Ecol. Indic* 17: 4-13.
- [39] Morais, D.C., Cavalcante, C. A. V., Almeida, A.T. (2010): Priorização de áreas de controle de perdas em redes de distribuição de água. - *Pesquisa Operacional* 30: 15-32.
- [40] Mukherjee, A., SAHA, D., Harvey, C.F., Taylor, R.G., Ahmed, K.M., Bhanja, S.N. (2015): Groundwater systems of the Indian sub-continent. - *Journal of Hydrology Reg Stud* 4: 1-14.
- [41] NUGEO - Núcleo Geoambiental da Universidade Estadual do Maranhão - UEMA. (2011): *Bacias Hidrográficas: Subsídios para o Planejamento e a Gestão Territorial. Relatório Técnico*. - UEMA, São Luís.
- [42] NUGEO - Núcleo Geoambiental da Universidade Estadual do Maranhão - UEMA. (2010): *Estimativa das demandas e da disponibilidade hídrica das bacias hidrográficas do Estado do Maranhão. Relatório Técnico*. - UEMA: São Luís.
- [43] OECD - Organisation for Economic Cooperation and Development. (2014): *Green Growth Indicators 2014: OECD Green Growth Studies*. - OECD, Paris.
- [44] OECD - Organisation for Economic Cooperation and Development. (2003): *Improving Water Management: Recent OECD Experience*. - OECD, Paris.
- [45] Oelkers, E.H., Hering, J.G., Zhu, C. (2011): Water: is there a global crisis? - *Elements* 7: 157-162.
- [46] ONU - United Nations Organization. (2007): *Indicators of sustainable development: Guidelines and Methodologies*. (3 ed.) - Ed. New York, New York.
- [47] OSE - Observatorio de la Sostenibilidad en España. (2008): *Agua y Sostenibilidad: Funcionalidad de las cuencas*. - OSE, Madrid.
- [48] Pellicer-Martínez, F.; Martínez-Paz, J.M. (2016): The Water Footprint as an indicator of environmental sustainability in water use at the river basin level. - *Science of The Total Environment* 571: 561-574.
- [49] Peterson, J.M., Schoengold, K. (2008): Using numerical methods to address water supply and reliability issues: discussion. - *Am J Agric Econ* 90: 1350-1351.
- [50] Pires, A., Moratoa, J., Peixoto, H., Boteroc, V., Zuluaga, L., Figueroa, A. (2017): Sustainability Assessment of indicators for integrated water resources management. - *Science of the Total Environment* 578: 139-147.
- [51] Pires, K.S., Sousa, W.K.B., Cutrim, F.J. (2016): O plano estadual de resíduos sólidos do Maranhão: As estratégias de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos orgânicos. - *Revista Jus Navigande*. Retrieved from: <<https://jus.com.br/artigos/54354/o-plano-estadual-de-residuos-solidos-do-maranhao>>. Access in: 05 jan. 2017.

- [52] Policy Research Initiative. (2007): Canadian Water Sustainability Index. - Government of Canada, Ottawa.
- [53] Pompermayer, R.S., Paula Júnior, D.R., Cordeiro Netto, O.M. (2007): Análise Multicritério como Instrumento de Gestão de Recursos Hídricos: O Caso das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí. - Revista Brasileira de Recursos Hídricos 12: 117-127.
- [54] Qu, X.L., Alvarez, P.J., Li, Q.L. (2013): Applications of nanotechnology in water and wastewater treatment. - Water Res 47: 3931-3946.
- [55] Ross, A. (2017): Speeding the transition towards integrated groundwater and surface water management in Australia. - Journal of Hydrology: Available online 27 January.
- [56] Santos, L.C.A. (2010): Reflexões sobre água subterrânea do estado do Maranhão. - Revista Águas Subterrâneas suplemento especial: n.p.
- [57] Silva, F.B., Santos, J.R.N., Feitosa, F.E.C.S., Silva, I.D.C., Araújo, M.L.S., Guterres, C.E., Santos, J.S., Ribeiro, C.V., Bezerra, D.S., Neres, R.L. (2016): Evidências de Mudanças Climáticas na Região de Transição Amazônia-Cerrado no Estado do Maranhão. - Revista Brasileira de Meteorologia 31: 330-336.
- [58] SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. (2015): Aplicação da Web série histórica. Retrieved from: <<http://www.snis.gov.br/aplicacao-web-serie-historica>>. Access in: 6 jan. 2017.
- [59] Starkl M., Brunner N. (2004): Feasibility versus sustainability in urban water management. - J Environ Manage 71: 245-260.
- [60] Sun, S., Wanga, Y., Liu, J., Cai, H., Wub, P., Geng, Q., Xu, L. (2016): Sustainability assessment of regional water resources under the DPSIR Framework. - Journal of Hydrology 532: 140-148.
- [61] UNESCO, Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura. (2008): Evaluación objetiva de la aplicación y cálculo del Índice de Sostenibilidad de Cuenca en la Cuenca Hidrográfica del Canal de Panamá. - UNESCO, Paris.
- [62] United Nations. (2015): The Millennium Development Goals Report 2015. - United Nations, New York.
- [63] United Nations. (2007): Indicators of Sustainable Development: Guidelines and Methodologies. 13 ed. - United Nations, New York.
- [64] Vieira, P.M.S.; Studart, T. M. C. (2009): Proposta Metodológica para o Desenvolvimento de um Índice de Sustentabilidade Hidro-Ambiental de Áreas Serranas no Semiárido Brasileiro - Estudo de Caso: Maciço de Baturité, Ceará. - Revista Brasileira de Recursos Hídricos 14: 125-136.
- [65] Vieira, V.P.P.B. (1999): Água Doce no Semi-Árido. - In: Rebouças, A. C., Braga, B., Tundisi, J.G. Águas Doces no Brasil - Capital Ecológico, Uso e Conservação, Escrituras, São Paulo.
- [66] Vieira, V.P.P.B., Gondim Filho, J.G.C. (2006): Água doce no semiárido. - In: Rebouças, A. C., Braga, B., Tundisi, J.G. (3 ed.) Águas Doces no Brasil - Capital Ecológico, Uso e Conservação. Escrituras, São Paulo.
- [67] Watto, M.A., Muger, A.W. (2015): Econometric estimation of groundwater irrigation efficiency of cotton cultivation farms in Pakistan. - Journal of Hydrology Reg Stud 4: 193-211.
- [68] WBCSD -World Business Council for Sustainable Development. (2000): Measuring Eco-Efficiency: A Guide to Reporting Company Performance. - WBCSD, London.
- [69] WWAP - World Water Assessment Programme. (2003): The United Nations World Water Development Report: Water for People Water for life. - Earthscan, UNESCO and London, Paris.
- [70] WWF - World Wide Fund for Nature. (2010): Living Planet Report 2010: Biodiversity, Biocapacity and Development. - WWF, Gland.

Dados suplementares do artigo “Distribuição espacial de indicadores de sustentabilidade de bacias hidrográficas em região de transição do nordeste brasileiro” - Anexos 1, 2, 3, 4, 5 e 6

Anexo 1. Dados usados para cálculo dos índices que compõem o IEUA, por município da bacia hidrográfica do rio Mearim

Município	Número total de domicílios	% de domicílios abastecidos por poços	% de domicílios abastecidos por sistema de abastecimento de água	% de domicílios com rede de esgoto ou fossa séptica	% de domicílios com tratamento de esgoto	% de domicílios com coleta de lixo	média percentual de perdas físicas de água na rede
Açailândia	27.473	20.28	76.55	95.95	43.02	86.98	60.19
Altamira do Maranhão	2.632	30.01	51.13	76.75	0	17.04	51.23
Alto Alegre do Pindaré	7.282	23.05	76.79	78.97	28.44	25.39	68.7
Amarante do Maranhão	9.267	39.05	57.45	58.25	18.31	33.19	55.02
Anajatuba	6.503	46.71	42.77	59.16	19.15	14.01	55.71
Araguanã	3.051	62.3	37.05	81.02	0	46.39	64.51
Arame	6.961	58.44	38.37	51.02	15.49	41.02	7.6
Arari	6.915	25.76	66.8	71	17.41	45.2	11
Bacabal	26.215	15.11	81.15	76.37	68.98	65.71	48.64
Bacabeira	3.660	19.2	72.54	69.8	69.55	39.93	79.04
Barra do Corda	21.597	31.76	58.53	65.45	45.11	50.71	68.34
Bela Vista do Maranhão	2.979	29.31	69.39	84.69	41	22.58	0
Bernardo do Mearim	1.496	59.93	38.24	66.01	6.98	40.59	86.88
Bom Jardim	9.610	36.46	58.79	75.82	51.12	27.14	74.14
Bom Jesus das Selvas	6.220	52.74	43.19	53.33	35.8	24.1	67.86
Bom Lugar	3.514	67.71	29.05	59.51	43.09	14.89	0
Brejo de Areia	1.276	55.66	41.24	52.26	11.22	3.44	0
Buriticupu	14.968	19.03	76.75	82.54	0	27.72	86.01
Buritirana	3.778	16.82	82.77	87.59	7.12	34.29	2.86

Anexo I. Dados usados para cálculo dos índices que compõem o IEUA, por município da bacia hidrográfica do rio Mearim (continuação)

Município	Número total de domicílios	% de domicílios abastecidos por poços	% de domicílios abastecidos por sistema de abastecimento de água	% de domicílios com rede de esgoto ou fossa séptica	% de domicílios com tratamento de esgoto	% de domicílios com coleta de lixo	média percentual de perdas físicas de água na rede
Cajapió	2.594	73.65	25.31	67.07	8.97	0.76	82
Cajari	4.306	75.22	16.85	52.14	21.1	11.67	91.17
Capinzal do Norte	2.884	31.61	66.72	59.54	44.63	24.49	0
Centro Novo do Maranhão	3.951	79.42	10.45	66.02	22.43	8.08	0
Conceição do Lago Açú	3.336	32.04	61.52	41.04	11.05	20.96	61.91
Dom Pedro	6.208	16.8	76.59	75.44	0	69.06	62.4
Esperantinópolis	4.806	25.34	70.39	67.81	15.18	53.26	69.81
Fernando Falcão	1.883	68.16	15.53	30.61	33.13	3.88	0
Formosa da Serra Negra	3.884	60.21	34.59	38.32	18.02	2598	0
Governador Newton Bello	2.831	63.91	34.84	65.48	11.3	22.22	56.18
Grajaú	14.913	23.06	72.3	63.49	39.01	58.59	9.46
Igarapé do Meio	3.022	29.91	64.5	49.65	14.32	3.01	0
Igarapé Grande	2.853	38.84	60.73	62.1	10.37	62.2	66.68
Itaipava do Grajaú	3.293	20.75	70.41	55.46	0	24.33	0
Jenipapo dos Vieiras	3.636	61.8	31.59	51.81	0	6.16	20.73
João Lisboa	5.407	15.27	84.13	92.42	31.7	53.58	72.45
Joselândia	3.913	19.08	77.34	58.98	12.39	17.81	53.43
Lago da Pedra	11.463	77.38	18.62	84.37	5.4	73.25	62.69
Lago do Junco	2.594	86.84	11.59	50.85	12.35	17.85	79.38
Lago dos Rodrigues	2.060	69.21	28.88	74.59	0	43.54	0
Lago Verde	3.684	46.78	47.5	48.19	9.33	18.75	78.55
Lagoa Grande do Maranhão	2.407	33.09	52.36	65.03	3.47	37.85	0

Anexo I. Dados usados para cálculo dos índices que compõem o IEUA, por município da bacia hidrográfica do rio Mearim (continuação)

Município	Número total de domicílios	% de domicílios abastecidos por poços	% de domicílios abastecidos por sistema de abastecimento de água	% de domicílios com rede de esgoto ou fossa séptica	% de domicílios com tratamento de esgoto	% de domicílios com coleta de lixo	média percentual de perdas físicas de água na rede
Lima Campos	3.185	34.61	61.72	67.67	7.06	53.55	65.23
Marajá do Sena	1.759	90.47	7.28	20.62	2	7.45	0
Matinha	5.579	62.68	37.15	88.9	13.9	27.22	74.5
Matões do Norte	2.519	23.82	45.32	33.35	10.7	16.99	81.44
Miranda do Norte	5.196	17.73	76.85	51.83	5.44	55.57	61.74
Monção	7.470	48.44	37.4	55.25	15.76	1.62	88.59
Montes Altos	2.381	37.69	61.42	59.23	6.32	48.48	48.91
Olho D'água das Cunhãs	4.857	55.91	39.19	64.31	31.4	18.07	91.14
Olinda Nova do Maranhão	3.264	44.54	52.9	48.2	8.22	26.26	0
Paulo Ramos	4.746	66.76	27.89	65.16	5.69	38.41	89.77
Pedreiras	10.630	16.83	78.79	59.18	9.13	66.3	72.43
Pedro do Rosário	5.294	94.78	3.71	75.69	5.06	13.5	0
Penalva	7.889	57.44	38.14	71.56	14.65	8.47	69.63
Peritoró	5.593	47.32	51.55	40.94	4.31	17.66	73.42
Pindaré-Mirim	7.750	6.25	92.38	76.66	6.38	53.35	61.53
Pio XII	5.399	26.09	60.02	63.4	31.49	34.9	50
Poção de Pedras	5.309	72.49	26.76	64.2	7.22	38.07	73.61
Presidente Dutra	11.923	2.17	95.99	83.81	13.11	59.37	58.84
Santa Filomena do Maranhão	1.753	12.26	82.3	15.18	0	0.97	73.17
Santa Inês	20.264	4.52	93.9	78.75	58.77	77.33	65.09
Santa Luzia	17.466	48.62	44.21	50.36	44.36	9.67	69.53
Santa Rita	7.887	46.53	51.45	62.85	22.47	17.37	69.37
Santo Antônio dos Lopes	3.708	44.49	51.05	52.87	32.25	38.24	73.1

Anexo I. Dados usados para cálculo dos índices que compõem o IEUA, por município da bacia hidrográfica do rio Mearim (continuação)

Município	Número total de domicílios	% de domicílios abastecidos por poços	% de domicílios abastecidos por sistema de abastecimento de água	% de domicílios com rede de esgoto ou fossa séptica	% de domicílios com tratamento de esgoto	% de domicílios com coleta de lixo	média percentual de perdas físicas de água na rede
São Francisco do Brejão	2.672	24.97	73.93	81.69	11.78	63.08	18.28
São João Batista	5.069	50.51	20.91	71.92	0	7.46	98.06
São João do Carú	2.615	54.19	39.85	71.96	0	24.76	0
São José dos Basílios	1.870	35.92	59.66	46.49	3.09	13.34	79.57
São Luís Gonzaga do Maranhão	5.236	54.74	34.57	47.08	17.03	13.43	96.4
São Mateus do Maranhão	9.818	41.44	55.56	78.08	12.28	60.14	67.82
São Raimundo do Doca Bezerra	1.397	26.82	46.35	59.35	2.75	42.18	0
São Roberto	1.317	39.3	60.14	46.73	0	41.37	0
São Vicente Férrer	5.131	76.29	20.65	54.49	17.03	12.06	74.34
Satubinha	2.491	33.33	65.27	53.44	21	13.95	82.49
Senador La Rocque	4.530	9.14	90.4	74.2	12.86	41.02	76.62
Sítio Novo	4.097	49.76	41.02	45.08	8.9	41.49	0
Trizidela do Vale	5.101	13.55	80.29	70.08	6.97	68.6	73.6
Tufilândia	1.373	38.99	59	50.03	33	1.34	8.46
Tuntum	10.440	16.01	77.24	74.13	11.78	60.43	73.4
Viana	12.347	58.28	31.78	78.97	13.2	34.13	14.23
Vitória do Mearim	7.547	15.59	81.56	89.32	10.77	35.83	93.92
Vitorino Freire	8.222	57.92	40.64	80.24	8.05	40.64	80.73
Zé Doca	11.887	48.96	48.48	71.96	9.56	48.76	71.39

Anexo 2. Dados usados para cálculo dos índices que compõem o IEUA, por município da bacia hidrográfica do rio Itapecuru

Município	Número total de domicílios	% de domicílios abastecidos por poços	% de domicílios abastecidos por sistema de abastecimento de água	% de domicílios com rede de esgoto ou fossa séptica	% de domicílios com tratamento de esgoto	% de domicílios com coleta de lixo	média percentual de perdas físicas de água na rede
Aldeias Altas	5.795	67.64	24.74	35.63	4.7	19.2	83.2
Alto Alegre do Maranhão	7.282	26.6	72.08	77.64	33.21	47.82	75.51
Arari	6.915	25.76	66.8	71	17.41	45.2	20
Axixá	2.542	57.3	38.45	53.8	12	11.02	54.63
Bacabal	26.215	15.11	81.15	76.37	68.98	65.71	48.64
Bacabeira	3.660	19.2	72.54	69.8	69.55	39.93	79.04
Buriti Bravo	5.702	28.86	61.81	51.66	0	16.46	73.34
Cantanhede	4.713	25.96	67.63	56.21	10.03	31.63	38.75
Capinzal do Norte	2.884	31.61	66.72	59.54	44.63	24.49	0
Caxias	40.172	21.18	75.41	65.12	47.21	55.41	60.28
Codó	29.594	28.89	69.8	60.89	34.76	64.78	33.05
Colinas	9.855	42.27	51.01	60.43	31.27	30.56	82.89
Coroatá	15.930	23.62	72.4	57.89	7.2	50.36	73.6
Dom Pedro	6.208	16.8	76.59	75.44	0	69.06	62.4
Fernando Falcão	1.883	68.16	15.53	30.61	33.13	3.88	0
Formosa da Serra Negra	3.884	60.21	34.59	38.32	18.02	25.98	0
Fortuna	3.926	10.46	68.69	84.55	4.34	42.11	72.69
Gonçalves Dias	4.558	34.34	61.9	52.12	12.11	37.13	66.08
Governador Archer	2.582	15.02	84.31	70.88	8.32	55.68	30.34
Governador Eugênio Barros	4.093	18.22	79.73	57.3	0	29.16	91
Governador Luiz Rocha	1.891	6.37	91.65	56.3	6	4.3	81.4
Graça Aranha	1.696	2.24	96.99	83.11	17.34	44.47	79.56
Itapecuru Mirim	15.710	37.56	58.52	63.79	15.24	34.1	58.43

Anexo 2. Dados usados para cálculo dos índices que compõem o IEUA, por município da bacia hidrográfica do rio Itapecuru (continuação)

Município	Número total de domicílios	% de domicílios abastecidos por poços	% de domicílios abastecidos por sistema de abastecimento de água	% de domicílios com rede de esgoto ou fossa séptica	% de domicílios com tratamento de esgoto	% de domicílios com coleta de lixo	média percentual de perdas físicas de água na rede
Jatobá	2.139	8.71	89.45	99.61	0	3.68	81.56
Lagoa do Mato	2.687	26.04	65.9	50.72	1.98	15	5.29
Lima Campos	3.185	34.61	61.72	67.67	7.06	53.55	65.23
Loreto	2.669	33.14	61.47	66.57	3.44	45.18	73.79
Matões	7.598	50.42	46.62	55.4	4.47	13.12	0
Matões do Norte	2.519	23.82	45.32	33.35	10.7	16.99	81.44
Mirador	4.894	8.05	86.67	74.84	11	55.02	59.97
Miranda do Norte	5.196	17.73	76.85	51.83	5.44	55.57	61.74
Paraibano	5.291	12.25	82.67	69.25	5.91	61.72	65.63
Parnarama	8.654	42.91	53.17	51.89	0	22.42	20
Passagem Franca	4.562	12.83	85.08	52.95	7.54	32.3	0
Pastos Bons	4.694	20.48	76.59	68.26	14.65	50.91	18.94
Peritoró	5.593	47.32	51.55	40.94	4.31	17.66	73.42
Pirapemas	4.157	38.08	54.68	56.76	9.3	22.84	80.92
Presidente Juscelino	2.495	70.87	23.94	43.18	4.87	8.09	83.01
Rosário	9.448	28.22	64.07	71.15	19.07	49.23	56.65
Sambaíba	1.370	55.31	40.79	48.05	12.37	3.14	88.52
Santa Rita	7.887	46.53	51.45	62.85	22.47	17.37	69.37
Santo Antônio dos Lopes	3.708	44.49	51.05	52.87	32.25	38.24	73.1
São Domingos do Azeitão	1.679	38.58	57.33	79.04	9.44	49.84	46.6
São Domingos do Maranhão	8.853	26.53	65.06	74.81	13.2	32.9	79.46
São Félix de Balsas	1.213	85.31	10.16	46.46	5.87	10.93	91
São Francisco do Maranhão	3.289	51.58	39.24	22.62	0.87	15.62	43.81

Anexo 2. Dados usados para cálculo dos índices que compõem o IEUA, por município da bacia hidrográfica do rio Itapecuru (continuação)

Município	Número total de domicílios	% de domicílios abastecidos por poços	% de domicílios abastecidos por sistema de abastecimento de água	% de domicílios com rede de esgoto ou fossa séptica	% de domicílios com tratamento de esgoto	% de domicílios com coleta de lixo	média percentual de perdas físicas de água na rede
São João do Soter	4.268	46.48	50.14	37.15	1.23	1.94	15.38
São João dos Patos	7.007	12.95	84.42	77.28	7.26	56.35	65.36
São Luís Gonzaga do Maranhão	5.236	54.74	34.57	47.08	17.03	13.43	96.4
São Mateus do Maranhão	9.818	41.44	55.56	78.08	12.28	60.14	67.82
São Raimundo das Mangabeiras	4.443	32.37	61.87	47.11	14.09	50.06	49.24
Senador Alexandre Costa	2.573	91.26	6.65	62.48	13.54	23.33	0
Sucupira do Norte	2.696	24.07	62.91	63.69	0	19.08	92
Timbiras	6.549	44.28	41.02	47.73	8.51	13.11	58.76
Timon	40.477	11.76	85.55	80.01	48.93	71.1	43.98
Tuntum	10.440	16.01	77.24	74.13	11.78	60.43	73.4
Turiação	7.784	83.09	12.93	65.81	5.87	15.1	15.8
Vargem Grande	11.100	48.39	37.43	41.96	14	14.7	69.13

Anexo 3. Dados usados para cálculo dos índices que compõem o IEUA, por município da bacia hidrográfica do rio Parnaíba

Município	Número total de domicílios	% de domicílios abastecidos por poços	% de domicílios abastecidos por sistema de abastecimento de água	% de domicílios com rede de esgoto ou fossa séptica	% de domicílios com tratamento de esgoto	% de domicílios com coleta de lixo	média percentual de perdas físicas de água na rede
Água Doce do Maranhão	2.730	71.45	26.72	60.47	3.97	16.11	0
Alto Parnaíba	2.647	37.9	59.16	31.69	12.22	33.2	29.09
Anapurus	3.328	37.32	57.69	50.31	5.88	12.9	68.19
Araioses	10.241	82.89	12.47	58.98	7.39	11.49	81.31
Balsas	21.310	32.57	65.47	75.37	43.2	73.95	28.69
Barão de Grajaú	4.735	22.75	66.38	46.79	0	41.51	79.9
Barreirinhas	12.162	72.16	21.27	77.99	15.43	19.17	71.43
Benedito Leite	1.424	15.4	70.01	51.19	1.54	41.67	74.21
Brejo	7.953	51.7	40.73	26.18	0	3.47	91.67
Buriti	6.044	66.7	22.84	26.24	13.74	8.38	80.64
Caxias	40.172	21.18	75.41	65.12	47.21	55.41	60.28
Coelho Neto	11.110	20	72.15	79.03	4.21	48.13	85.52
Duque Bacelar	2.387	53.57	45.72	39.12	11.65	12.23	73.51
Feira Nova do Maranhão	1.988	80.2	18.62	46.7	0	27.64	0
Fortaleza dos Nogueiras	2.851	48.29	44.98	49.57	9.11	46.6	53.78
Lagoa do Mato	2.687	26.04	65.9	50.72	1.98	15	5.29
Loreto	2.669	33.14	61.47	66.57	3.44	45.18	73.79
Magalhães de Almeida	4.033	16.3	77.21	66.76	18.12	41.29	74.89
Matões	7.598	50.42	46.62	55.4	4.47	13.12	0
Milagres do Maranhão	1.800	51.97	40.79	32.76	10.54	10.75	0
Nova Colinas	1.186	40.49	50.08	50.79	12.2	29.08	13
Nova Iorque	1.202	40.56	55.44	46.26	0	26.68	67.05
Parnarama	8.654	42.91	53.17	51.89	0	22.42	20

Anexo 3. Dados usados para cálculo dos índices que compõem o IEUA, por município da bacia hidrográfica do rio Parnaíba (continuação)

Município	Número total de domicílios	% de domicílios abastecidos por poços	% de domicílios abastecidos por sistema de abastecimento de água	% de domicílios com rede de esgoto ou fossa séptica	% de domicílios com tratamento de esgoto	% de domicílios com coleta de lixo	média percentual de perdas físicas de água na rede
Passagem Franca	4.562	12.83	85.08	52.95	7.54	32.3	0
Pastos Bons	4.694	20.48	76.59	68.26	14.65	50.91	18.94
Riachão	5.277	46.77	51.98	55.05	16	43.46	68.3
Sambaíba	1.370	55.31	40.79	48.05	12.37	3.14	88.52
Santa Quitéria do Maranhão	6.364	57.57	41.17	45.71	6.73	26.92	71.9
Santana do Maranhão	2.500	9.85	89.71	56.26	23.4	5.94	0
São Bernardo	6.289	53.19	37.31	57.56	12.66	25.69	49.07
São Domingos do Azeitão	1.679	38.58	57.33	79.04	9.44	49.84	46.6
São Félix de Balsas	1.213	85.31	10.16	46.46	5.87	10.93	91
São Francisco do Maranhão	3.289	51.58	39.24	22.62	0.87	15.62	43.81
São João dos Patos	7.007	12.95	84.42	77.28	7.26	56.35	65.36
São Raimundo das Mangabeiras	4.443	32.37	61.87	47.11	14.09	50.06	49.24
Sucupira do Riachão	1.213	22.97	72.83	56.26	9.45	0.07	42.18
Tasso Fragoso	1.935	35.77	62.19	55.13	13.04	55.13	59.97
Timon	40.477	11.76	85.55	80.01	71.1	71.1	43.98
Tutóia	11.344	66.54	27.64	53.86	20.65	14.92	27.7

Anexo 4. Dados usados para cálculo dos índices que compõem o IEUA, por município da bacia hidrográfica do rio Tocantins

Município	Número total de domicílios	% de domicílios abastecidos por poços	% de domicílios abastecidos por sistema de abastecimento de água	% de domicílios com rede de esgoto ou fossa séptica	% de domicílios com tratamento de esgoto	% de domicílios com coleta de lixo	média percentual de perdas físicas de água na rede
Açailândia	27.473	20.28	76.55	95.95	43.02	86.98	60.19
Buritirana	3.778	16.82	82.77	87.59	7.12	34.29	2.86
Campestre do Maranhão	3.529	8.13	91.44	89.4	6.31	68.43	0
Carolina	6.284	24.2	68.31	55.83	16.98	53.43	51
Cidelândia	3.515	19.2	80.19	84.62	0	45.89	53.6
Davinópolis	3.326	38.85	60.6	69.83	0	27.99	75.66
Estreito	9.117	22.52	76.17	61.4	11.6	70.77	0
Feira Nova do Maranhão	1.988	80.2	18.62	46.7	0	27.64	0
Governador Edison Lobão	4.243	18.67	80.12	80.07	17.09	67.67	0
Igarapé Grande	2.853	38.84	60.73	62.1	10.37	62.2	66.68
Imperatriz	68.537	6.32	93.29	67.83	56.34	89.22	71.59
João Lisboa	5.407	15.27	84.13	92.42	31.7	53.58	72.45
Lajeado Novo	1.825	36.12	56.77	48.79	6.74	44.77	0
Montes Altos	2.381	37.69	61.42	59.23	6.32	48.48	48.91
Porto Franco	5.638	20.23	79.71	90.11	13.21	78.49	27.26
Riachão	5.277	46.77	51.98	55.05	16	43.46	68.3
Ribamar Fiquene	1.899	39.28	59.13	73.32	12	59.28	0
São Francisco do Brejão	2.672	24.97	73.93	81.69	11.78	63.08	18.28
São João do Paraíso	2.876	37.42	58.11	56.57	14.71	42.88	9.09
São Pedro da Água Branca	3.017	24.47	72.84	87.38	9.43	57.46	81.37
São Pedro dos Crentes	1.105	45.65	54.17	55.84	7.52	50.31	0
Senador La Rocque	4.530	9.14	90.4	74.2	12.86	41.02	76.62
Serrano do Maranhão	2.734	53.35	31.98	75.84	7	1.07	0

Anexo 4. *Dados usados para cálculo dos índices que compõem o IEUA, por município da bacia hidrográfica do rio Tocantins (continuação)*

Município	Número total de domicílios	% de domicílios abastecidos por poços	% de domicílios abastecidos por sistema de abastecimento de água	% de domicílios com rede de esgoto ou fossa séptica	% de domicílios com tratamento de esgoto	% de domicílios com coleta de lixo	média percentual de perdas físicas de água na rede
Sítio Novo	4.097	49.76	41.02	45.08	3.65	41.49	0
Vila Nova dos Martírios	2.728	17.76	75.3	90.7	0	71.51	0

Anexo 5. Dados usados para cálculo dos índices que compõem o IEUA, por município da bacia hidrográfica do rio Munim

Município	Número total de domicílios	% de domicílios abastecidos por poços	% de domicílios abastecidos por sistema de abastecimento de água	% de domicílios com rede de esgoto ou fossa séptica	% de domicílios com tratamento de esgoto	% de domicílios com coleta de lixo	média percentual de perdas físicas de água na rede
Afonso Cunha	1.301	51,53	42,04	46,18	11,53	50,25	83,2
Aldeias Altas	5.795	67,64	24,74	35,63	4,7	19,2	83,2
Anapurus	3.328	37,32	57,69	50,31	5,88	12,9	68,19
Axixá	2.542	57,3	38,45	53,8	12	11,02	54,63
Belágua	1.263	40,71	41,64	58,67	0	0,12	25
Brejo	7.953	51,7	40,73	26,18	0	3,47	91,67
Buriti	6.044	66,7	22,84	26,24	13,74	8,38	80,64
Cachoeira Grande	1.763	78,87	10,75	40,11	5,67	5,96	60
Caxias	40.172	21,18	75,41	65,12	47,21	55,41	60,28
Chapadinha	17.658	45,74	40,14	71,77	16,87	30,52	52,35
Codó	29.594	28,89	69,8	60,89	34,76	64,78	33,05
Coelho Neto	11.110	20	72,15	79,03	4,21	48,13	85,52
Duque Bacelar	2.387	53,57	45,72	39,12	11,65	12,23	73,51
Icatu	5.782	81,46	14,68	51,66	17	11,6	70,58
Itapecuru Mirim	15.710	37,56	58,52	63,79	15,24	34,1	58,43
Mata Roma	3.537	19,81	76,12	65,96	12,23	14,94	71,56
Milagres do Maranhão	1.800	51,97	40,79	32,76	10,54	10,75	0
Morros	3.774	46,94	33,42	44,58	7,32	19,79	78,75
Nina Rodrigues	2.541	75	22,56	75,56	13,17	13,43	73,9
Presidente Juscelino	2.495	70,87	23,94	43,18	4,87	8,09	83,01
Presidente Vargas	2.514	85,8	6,47	31,57	0	4,2	97
Santa Quitéria do Maranhão	6.364	57,57	41,17	45,71	6,73	26,92	71,9
Santa Rita	7.887	46,53	51,45	62,85	22,47	17,37	69,37

Anexo 5. Dados usados para cálculo dos índices que compõem o IEUA, por município da bacia hidrográfica do rio Munim (continuação)

Município	Número total de domicílios	% de domicílios abastecidos por poços	% de domicílios abastecidos por sistema de abastecimento de água	% de domicílios com rede de esgoto ou fossa séptica	% de domicílios com tratamento de esgoto	% de domicílios com coleta de lixo	média percentual de perdas físicas de água na rede
São Benedito do Rio Preto	3.918	62,17	31,1	77,57	0	3,68	97
Timbiras	6.549	44,28	41,02	47,73	8,51	13,11	58,76
Urbano Santos	5.324	55,72	26,8	59,12	6	13,49	74,35
Vargem Grande	11.100	48,39	37,43	41,96	14	14,7	69,13

Anexo 6. Dados usados para cálculo dos índices que compõem o IEUA, por município da bacia hidrográfica do rio Gurupi

Município	Número total de domicílios	% de domicílios abastecidos por poços	% de domicílios abastecidos por sistema de abastecimento de água	% de domicílios com rede de esgoto ou fossa séptica	% de domicílios com tratamento de esgoto	% de domicílios com coleta de lixo	média percentual de perdas físicas de água na rede
Açailândia	27.473	20,28	76,55	95,95	43,02	86,98	60,19
Amapá do Maranhão	1.504	19,73	75,05	90,62	10,12	22,06	0
Boa Vista do Gurupi	1.812	96,05	2,83	74,5	4,57	40,89	0
Carutapera	5.078	61,14	33,76	32,69	20,3	21,8	60,07
Centro do Guilherme	2.593	72,19	26,17	65,65	2,33	32,15	0
Centro Novo do Maranhão	3.951	79,42	10,45	66,02	22,43	8,08	0
Cidelândia	3.515	19,2	80,19	84,62	0	45,89	53,6
Itinga do Maranhão	6.601	18,93	78,14	89,5	13	68,9	49,57
João Lisboa	5.407	15,27	84,13	92,42	31,7	53,58	72,45
Junco do Maranhão	988	51,61	46,53	89,14	8,77	29,59	0
Maracaçumé	4.605	59,55	30,12	53,93	6,25	56,23	25,67
São Francisco do Brejão	2.672	24,97	73,93	81,69	11,78	63,08	18,28
São João do Carú	2.615	54,19	39,85	71,96	0	24,76	0

1 Qualidade da água de poços em região de transição do Nordeste do Brasil

2 Water quality of wells in a transition region of northeastern Brazil

3 Isabel C.L. Dias^{a,*}, Victor L. de França^a, Michelly dos S. Moreira^b, Bruno N. Martins^c, Denilson
4 da S. Bezerra^d, José M.M. Rebêlo^a, Antonio C.L. de Castro^e

5
6 ^a Programa de Pós Graduação da Rede BIONORTE, Universidade Federal do Maranhão, São
7 Luís, 65065-545, Brasil. *Autor correspondente. E-mail: ilopesdias@gmail.com

8 ^b Grupo de Pesquisas em Recursos Pesqueiros e Avaliação Ambiental, Universidade Federal do
9 Maranhão, Brasil

10 ^c Programa de Pós Graduação em Geografia, Universidade Estadual do Maranhão, Brasil

11 ^d Departamento de Meio Ambiente, Universidade Ceuma, São Luís, 65075-120, Brasil

12 ^e Programa de Pós Graduação em Saúde e Ambiente, Universidade Federal do Maranhão, Brasil

14 **Resumo**

15 Esta pesquisa teve como objetivo analisar parâmetros físico-químicos e microbiológicos das
16 águas de poços, almejando inferir sobre sua qualidade da água subterrânea do estado do
17 Maranhão. As coletas foram realizadas em estações de amostragem (poços), enquadradas em três
18 zonas de coleta, demarcadas como zona 1, 2 e 3, totalizando 26 poços. Os procedimentos
19 analíticos foram realizados *in loco* e em laboratório. Os parâmetros analisados foram:
20 temperatura, potencial hidrogeniônico, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, sólidos totais
21 dissolvidos, salinidade, turbidez, cloreto, nitrato e concentração de *Escherichia coli*. Os
22 resultados apontaram que as águas subterrâneas do estado do Maranhão possuem boa qualidade,
23 apesar das alterações verificadas em alguns parâmetros e baixo valor de pH, especialmente na
24 zona 3. A técnica estatística multivariada empregada possibilitou identificação de maior
25 tendência de variações entre as zonas 1 e 3.

26 **Palavras-chave:** qualidade da água; água subterrânea; parâmetros físico-químicos; recursos
27 hídricos.

29 **Abstract**

30 This research had the objective of analyzing physicochemical and microbiological parameters of
31 wells, aiming to infer about their quality of groundwater in the state of Maranhão. The samples

32 were collected at sampling stations (wells), framed in three collection zones, demarcated as zone
33 1, 2 and 3, totaling 26 wells. The analytical procedures were performed in situ and in the
34 laboratory. The parameters analyzed were: temperature, hydrogenation potential, dissolved
35 oxygen, electrical conductivity, total dissolved solids, salinity, turbidity, chloride, nitrate and
36 concentration of *Escherichia coli*. The results showed that the groundwater of the state of
37 Maranhão has good quality, despite the changes observed in some parameters and low pH value,
38 especially in zone 3. The multivariate statistical technique employed allowed the identification of
39 a greater trend of variations between zones 1 and 3.

40

41 **Keywords:** groundwater quality; groundwater; physicochemical parameters; water resources.

42

43 **1 Introdução**

44 A água subterrânea é considerada um ecossistema separado que afeta todos os ecossistemas
45 dependentes da água, como rios, lagos e zonas úmidas (Kløve et al., 2011). Em muitos países,
46 representa uma fonte importante de água para diversos usos, como abastecimento doméstico,
47 irrigação e produção industrial (Masoud et al., 2018). Lerner e Harris (2009) consideram que os
48 recursos hídricos subterrâneos desempenham três papéis principais em nosso ambiente: fornecer
49 o fluxo de base que mantém a maioria dos rios fluindo durante todo o ano; manter a boa
50 qualidade da água dos rios, para diluir esgoto e outros efluentes; e ser uma excelente fonte de
51 abastecimento, fornecendo mais de 75 por cento da água potável em algumas regiões. Apesar
52 disso, a utilização sustentável das águas subterrâneas está ameaçada pela deterioração da sua
53 qualidade, resultante da contaminação natural e/ou antropogênica, bem como de uma gestão
54 inadequada ou insuficiente (Choi et al., 2014).

55 A variação da qualidade da água subterrânea em uma área está associada a parâmetros físicos
56 e químicos que são fortemente influenciados por processos naturais, como formações geológicas,
57 mas também por atividades antropogênicas (Selvakumar et al., 2017). A cobertura da vegetação,

58 por exemplo, desempenha um papel significativo na regulação dos processos hidrológicos, bem
59 como mudanças nas propriedades do solo (Zucca et al., 2010) que controlam a lixiviação de
60 nutrientes e, portanto, na qualidade das águas subterrâneas.

61 No Brasil, avaliações específicas da qualidade da água subterrânea são realizadas em poucas
62 estações de pesquisa, por exemplo, pela Agência Nacional de Águas - ANA, Companhia de
63 Pesquisa de Recursos Minerais Brasileira - CPRM, e pelo Instituto Brasileiro de Geografia e
64 Estatística - IBGE, confirmando uma carência de estudos sobre a qualidade das águas
65 subterrâneas em escala regional, principalmente porque poucas unidades da federação possuem
66 redes de monitoramento. Hunke et al. (2015) afirmam que embora sejam disponibilizados alguns
67 dados a partir de estudos locais e regionais por gestores locais de água ou agências de proteção
68 ambiental, eles não são publicados em revistas científicas e, portanto, os impactos do uso da terra
69 em sistemas aquáticos, isto é, a poluição, seus processos internos e efeitos sobre os habitats
70 aquáticos ainda não são bem compreendidos. Especificamente sobre o Estado do Maranhão, área
71 em que se desenvolve a presente pesquisa, Dias (2018) revela que existe uma lacuna notável na
72 literatura sobre a gestão de águas subterrâneas, incluindo aspectos sobre a compreensão de sua
73 qualidade e integração com demais recursos naturais.

74 Desse modo, esta pesquisa teve o objetivo de analisar determinados parâmetros físico-
75 químicos e microbiológicos das águas de poços, por meio de análise exploratória dos dados,
76 possibilitando inferir sobre a qualidade da água subterrânea no estado do Maranhão.

77

78 **2. Material e Métodos**

79 **2.1 Caracterização da área**

80 O estudo foi realizado no Estado do Maranhão, que está situado na região Nordeste do Brasil,
81 entre as coordenadas de 02°46" a 10°10" de latitude sul e 43°0" a 48°39" de longitude oeste.
82 Abrangendo uma área de 331.935,50 km², o Maranhão possui, aproximadamente, 7 milhões de
83 habitantes, sendo o quarto Estado mais populoso do nordeste brasileiro (IBGE, 2017).

84 Sua localização geográfica está em uma área de transição entre as regiões amazônica (úmida)
85 e nordeste (semiárida) favorecendo grandes contrastes pluviométricos anuais. A porção
86 maranhense da Amazônia Legal abrange uma área equivalente a 80% da superfície territorial do
87 Estado, cerca de 264 mil km². A região de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado é
88 caracterizada pela alta diversidade de ecossistemas e biodiversidade (Silva et al., 2016).

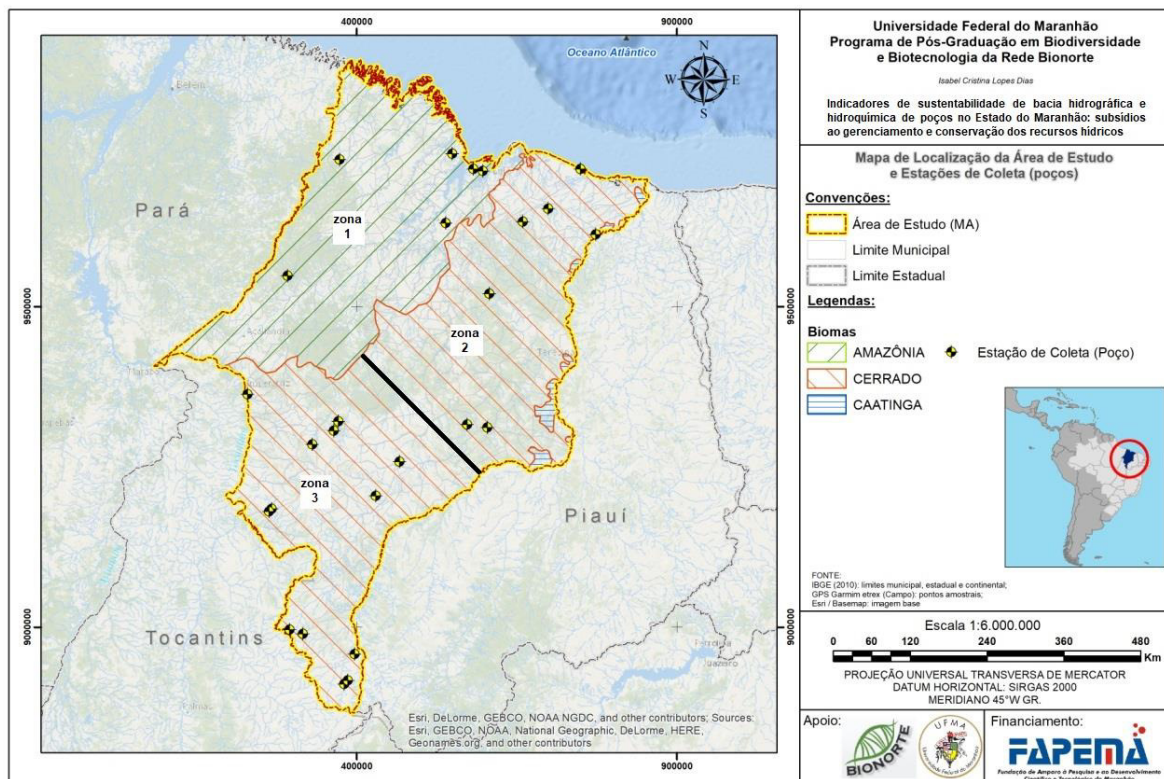
89 Do ponto de vista hidrogeológico, o Maranhão está localizado, quase integralmente, em
90 terrenos da Bacia Sedimentar do Parnaíba, uma das mais importantes províncias hidrogeológicas
91 do país. Esta Bacia apresenta dois grandes e importantes aquíferos em sua porção inferior: Serra
92 Grande e Cabeças, que em função de suas grandes profundidades, superiores a mil metros, não
93 são explorados no Maranhão. Acima desse conjunto ocorrem os aquíferos mais produtivos
94 explorados no Estado: Poti-Piauí, Sambaíba, Corda, Grajaú e Itapecuru, separados, entre si, por
95 outros menos produtivos, constituídos pelas formações Pedra de Fogo, Pastos Bons, Motuca e
96 Codó (Monteiro et al., 2012). Dois outros importantes sistemas aquíferos ocorrem no Estado,
97 apesar de não fazerem parte da Bacia Sedimentar do Parnaíba, o aquífero Barreiras, de vital
98 importância na ilha de São Luís e o Urucuaia, ocorrente no extremo sul do Estado e integrante da
99 Bacia Sanfranciscana (Monteiro et al., 2012). Já os aquíferos Sardinha e Mosquito possuem
100 produtividade insignificante ou nula (Bandeira, 2013).

101

102 **2.2 Pontos coleta**

103 As coletas foram realizadas em estações de amostragem previamente definidas pela Secretaria
104 de Estado de Meio Ambiente e Recursos Naturais do Maranhão - SEMA, para monitoramento
105 das águas subterrâneas. As estações foram selecionadas de forma a contemplar os principais
106 biomas maranhenses, bem como os compartimentos geomorfológicos, pedológicos e
107 hidrogeológicos mais representativos do Estado, enquadradas em três zonas de coleta,
108 demarcadas em: zona 1, 2 e 3, conforme é demonstrado na Figura 1. Na zona 1, que corresponde
109 ao bioma Amazônico, foram efetuadas coletas em seis pontos; na zona 2, que corresponde ao

110 bioma Cerrado (norte), foram efetuadas coletas em sete pontos; na zona 3, que corresponde ao
111 bioma Cerrado (sul), foram efetuadas coletas em treze pontos, totalizando 26 amostras.
112



113
114 **Figura 1-** Localização geográfica dos pontos (poços) de coleta de água subterrânea, com
115 identificação das zonas 1, 2 e 3.
116
117

118 2.3 Coleta e análise de água subterrânea

119 Um total de dez parâmetros físicos, químicos e microbiológicos foi avaliado nesta pesquisa, a
120 saber: temperatura, potencial hidrogeniônico, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, sólidos
121 totais dissolvidos, salinidade, turbidez, cloreto, nitrato e concentração de *Escherichia coli*.

122 As coletas realizadas seguiram as recomendações das normas nacionais e internacionais da
123 NBR 9898 e do Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater (ABNT, 1987;
124 APHA, 2005). Antes de cada coleta foi realizado um bombeamento de cerca de 30 minutos em
125 cada poço. Os frascos foram lavados com a água do próprio ponto de coleta e, para a análise
126 microbiológica, foram utilizados frascos devidamente esterilizados.

127 As análises dos parâmetros temperatura, potencial hidrogeniônico, oxigênio dissolvido,
128 condutividade elétrica, potencial de oxirredução sólidos totais dissolvidos, salinidade e turbidez
129 foram realizadas no momento da coleta, com o auxílio de kit multiparâmetro, previamente
130 calibrado. Para as demais análises, as amostras foram rotuladas e refrigeradas a 4 °C e levadas ao
131 laboratório, onde foram avaliadas conforme APHA (2005).

132 Para cada ponto realizou-se análise em triplicata, a fim de conduzir a uma maior
133 confiabilidade dos resultados obtidos, com exceção do parâmetro *E. coli*, para o qual realizou-se
134 uma observação, apenas. Em seguida, calculou-se a média dos parâmetros de qualidade da água
135 para serem utilizados na análise estatística.

136

137 **2.4 Análise estatística**

138 Com o objetivo de conduzir uma melhor interpretação dos dados, realizou-se Análise de
139 Componentes Principais (PCA). A PCA é uma ferramenta de compreensão, utilizada com o
140 objetivo de reduzir a dimensionalidade de um conjunto de dados e detectar variáveis mais
141 significativas com o mínimo de perda dos dados originais, preservando o máximo de informação
142 possível (Carvalho et al., 2015). Os dados também foram submetidos à Análise Hierárquica de
143 Agrupamentos (HCA). A HCA é usada para analisar um conjunto de dados em termos de grupos
144 definidos dispostos de maneira hierárquica, de acordo com o grau de similaridade entre variáveis
145 ou amostras (Carvalho et al., 2015).

146 O software estatístico utilizado para a análise dos dados foi o R (versão 3.3.4).

147

148 **3 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

149 De acordo com os resultados, observou-se que a maioria dos parâmetros analisados está em
150 conformidade com a Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011 do Ministério da Saúde
151 (Tabela 1).

152

153 **Tabela 1-** Dados de qualidade da água subterrânea, por zona avaliada

Parâmetro	Zona 1	Zona 2	Zona 3	VMP
Físico-Químico	X ± DP	X ± DP	X ± DP	Portaria nº 2.914/2011
Temperatura (°C)	29,10 ± 1,53	27,54 ± 3,32	29,81 ± 2,88	ND
pH	6,47 ± 1,33	6,10 ± 0,78	4,73 ± 1,62	6,0 – 9,0
Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)	1,70 ± 1,64	5,55 ± 4,47	6,36 ± 3,03	ND
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	0,38 ± 0,42	0,37 ± 0,52	0,21 ± 0,25	ND
Sólidos Totais (mg L ⁻¹)	120,42 ± 239,55	0,24 ± 0,33	0,13 ± 0,16	1000
Salinidade (%)	0,12 ± 0,23	0,02 ± 0,03	0,01 ± 0,01	ND
Turbidez (UT)	0,39 ± 0,28	1,71 ± 1,47	2,37 ± 3,53	5
Cloreto(mg L ⁻¹)	15,83 ± 9,13	37,41 ± 40,93	72,21 ± 189,87	250
Nitrato (mg L ⁻¹)	0,93 ± 0,60	4,06 ± 5,90	3,05 ± 3,31	10

154 Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde; VMP = Valores Máximos Permitidos; ND = Não descrito da
 155 legislação; X = Média; DP = Desvio padrão.

156
 157
 158 Para os valores de pH, que representam a intensidade das condições ácidas ou alcalinas
 159 do meio líquido por meio da presença de íons hidrogênio (H⁺), observou-se distinção entre as
 160 zonas e não conformidade da zona 3, cujo resultado 4,73 não se enquadrou aos padrões da
 161 portaria do MS, indicando a relativa acidez das águas. Possivelmente, as alterações de pH
 162 ocorreram devido à atividade de organismos no consumo do oxigênio durante as reações com a
 163 matéria orgânica gerando um alto teor de gás carbono dissolvido, assim como também pela
 164 dissolução de rochas e o contato com despejos domésticos (SILVA et al., 2017).

165 Os cloretos podem estar presentes naturalmente em águas superficiais e subterrâneas,
 166 pois a água é um admirável solvente e pode agregar muitas substâncias dissolvidas. A Portaria
 167 do MS estabelece o teor de cloretos em 250 mg L⁻¹ como VMP para água potável. Conforme os
 168 resultados, as águas dos poços das zonas 2 e 3 possuem uma alta concentração de cloretos,
 169 possivelmente, devido à interação da água ao longo do seu percurso com o solo (BRASIL,
 170 2011). Ainda, segundo Oliveira et al (2004), a falta de conhecimento mínimo sobre saneamento e
 171 proteção das águas subterrâneas tende a sujeitar sistemas aquíferos a fontes pontuais de
 172 contaminação, incluindo os próprios poços quando abandonados e, muitas vezes, servindo de
 173 saída de esgotos domésticos. Dessa forma, o nível elevado de cloreto presente nas águas pode ser

174 interpretado como um potencial ponto de alerta para contaminação do solo, possivelmente, por
175 ação antrópica.

176 A turbidez da água é atribuída às partículas sólidas em suspensão, que diminuem a sua
177 transparência e pode ocorrer a partir de processos erosivos, presença de detritos orgânicos ou de
178 forma antrópica pelo contato com os esgotos domésticos. A turbidez reduz a eficiência da
179 cloração devido ao “efeito escudo” atribuído aos microrganismos patogênicos, impedindo a ação
180 da desinfecção. Por representar um parâmetro estético, as amostras analisadas nesta pesquisa
181 revelaram pequenas variâncias (BRASIL, 2014).

182 Os sólidos totais presentes na água não devem exceder 1000 mg L⁻¹, segundo a portaria
183 MS. A entrada de sólidos na água pode causar alterações de gosto se estiver acima do aceitável.
184 Os resultados apontam que, em todas as zonas, as amostras encontraram-se dentro do limite
185 permitido para consumo humano, com ampla variação verificada na zona 1 (BRASIL, 2011).

186 Em relação ao parâmetro microbiológico analisado, com referência às bactérias coliformes
187 termotolerantes (*Escherichia coli*), os resultados indicam que, aproximadamente, 25% dos poços
188 possui presença de coliformes.

189 A fonte da contaminação por bactérias pode ser associada ao intenso crescimento
190 populacional, provocando o aumento na geração de esgotos, uma vez que, grande parte das
191 residências no Maranhão não dispõe de tratamento para seus efluentes domésticos, ou este
192 tratamento é feito pelo emprego de fossas sépticas (BRASIL, 2016).

193 A análise por HCA das amostras de água dos poços em estudo nos revela a semelhança
194 entre os pontos das diferentes zonas, como demonstrado na Figura 2.

195

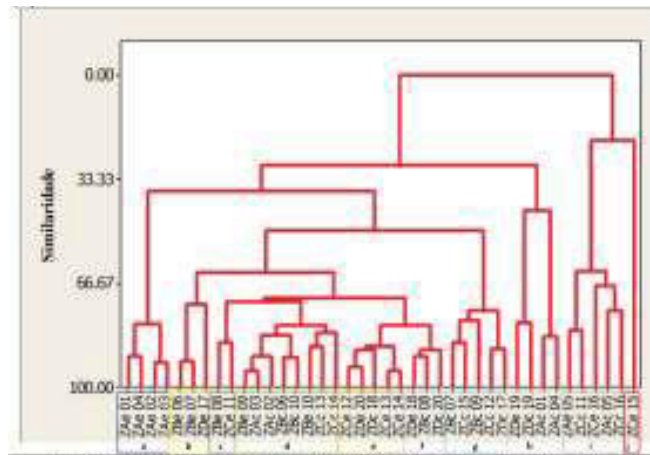


Figura 2- Dendrograma com *clusters* identificados.

196
197
198
199

200 A Figura 1 mostra o dendrograma relativo à similaridade dos poços, segundo as variáveis
201 avaliadas. O *cluster* “3” apresenta similaridade entre os poços, provavelmente, pelos valores
202 mais altos do parâmetro de cloreto, e diferença entre os grupos “1” e “2” para o mesmo
203 parâmetro.

204 A Figura 3 mostra o gráfico de componente principal 1 *versus* componente principal 2
205 (PC1xPC2). Por meio desta análise é possível observar a similaridade demonstrada em HCA,
206 assim como as tendências a cada parâmetro exposto.

207 Neste gráfico se distinguem facilmente os grupos, podendo observar que o peso da CP1
208 está para o parâmetro sólidos totais e para CP2 está o parâmetro cloretos, autenticando os
209 resultados expressos pelo dendrograma.

210

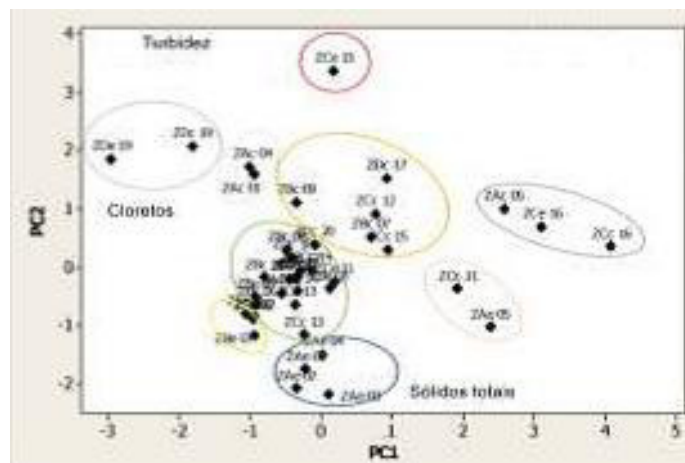


Figura 3- Análise de PCA dos com *clusters* identificados por círculos.

211
212
213

214 A aglomeração central possui padrões similares de resultados e nota-se que o ponto
215 circulado em vermelho é um “outlier”, podendo se justificar pelo fato de apresentar
216 individualmente uma maior concentração de matéria orgânica na água, que pode ter influenciado
217 a turbidez e, ainda, por localizar-se próximo a ponto de ressaca (LIMA, 2013).

218

219 **4 CONSIDERAÇÕES FINAIS**

220 A técnica estatística multivariada por meio da aplicação da HCA e PCA promoveu a melhor
221 identificação dos grupos das variáveis de qualidade de água nas zonas avaliadas do estado do
222 Maranhão, uma vez que, a maior tendência de variações ocorreu entre as zonas 1 e 3. Ainda,
223 permitiu a definição de duas variáveis que nortearam a formação dos grupos e a interpretação,
224 sendo os cloretos e os sólidos totais.

225 O estado do Maranhão apresentou boa qualidade da água subterrânea, apesar das alterações
226 verificadas em alguns parâmetros e baixo valor de pH, especialmente na zona 3. Essas variações
227 não implicam em mudanças bruscas no estado físico-químico da água, tampouco na sua
228 qualidade.

229 Para que se possa entender melhor as variações dos parâmetros físico-químicos e
230 microbiológicos, recomenda-se que sejam realizados monitoramentos frequentes que forneçam
231 dados de análises em diferentes períodos do ano, pois algumas alterações nos parâmetros físico-
232 químicos podem sofrer alterações entre os períodos seco e chuvoso.

233

234 **AGRADECIMENTO.** À Fundação de Amparo à Pesquisa e ao Desenvolvimento Científico e
235 Tecnológico do Maranhão - FAPEMA, pela concessão de apoio financeiro.

236

237 **REFERÊNCIAS**

238 ABNT. Brazilian Association of Technical Standards, 1987. **Preservation and sampling**
239 **techniques of liquid effluents and receiving bodies** - NBR 9898. ABNT, Rio de Janeiro.

240 APHA. AWWA. WPCF., 2005. **Standard Methods for the examination of water and**
241 **wastewater**, twenty-first ed. APHA, Washington.

242

243 Bandeira, I.C.N., 2013. **Geodiversidade do Estado do Maranhão.**
244 <http://rigeo.cprm.gov.br/jspui/handle> (accessed 28 March 2014).

245 Brasil., 2016. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA.
246 **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e**
247 **Esgotos - 2014.** – Brasília, Ministério das Cidades.

248

249 Brasil., 2014. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Manual de controle da
250 qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS/Ministério da Saúde, **Fundação**
251 **Nacional de Saúde.** Brasília, FUNASA.

252

253 Brasil., 2011. Ministério da Saúde. Portaria n.º 2.914, de 12 de Dezembro de 2011. Dispõe sobre
254 normas de potabilidade de água para o consumo humano. **Diário Oficial da União.** Brasília,
255 Ministério da Saúde.

256

257 Carvalho, F.I.M., Lemos, V.P., Dantas Filho, H.A., Dantas, K.G.F., 2015. Avaliação da
258 qualidade das águas subterrâneas de Belém a partir de parâmetros físico-químicos e níveis de
259 elementos traço usando análise multivariada. **Rev. Virt. Quim.** 7, 2221-224.

260

261 Choi, B. Y., et al., 2014. Hydrogeochemical interpretation of South Korean groundwater
262 monitoring data using Self-Organizing Maps, **Journal of Geochemical Exploration**, 137, 73-
263 84.

264

265 Dias, I.C.L., 2018. Overview of groundwater management in the state of Maranhão. **J. Tchê**
266 **Quim.** 30, 277-293.

267

268 Hunke, P., Mueller, E.N., Schröder, B., Zeilhofer, P., 2015. The Brazilian Cerrado: assessment
269 of water and soil degradation in catchments under intensive agricultural use. **Ecohydrol.** 8,
270 1154-1180.

271

272 IBGE, Brazilian Institute of Geography and Statistics, 2017. **Estimates of the resident**
273 **population for municipalities and for the units of the Brazilian federation with reference**
274 **date on July 1, 2017.** <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv100923.pdf> (accessed
275 13 October 2017).

276

277 Klove, B., Ala-Aho, P., Bertrand, G., Boukalova, Z., Erturk, A., Goldscheider, N., Imonen,
278 J., Karakaya, N., Kupfersberger, H., Kvcerner, J., Lundberg, A., Mileusnic, M.,
279 Moszczynska, A., Moutka, T., Preda, E., Rossi, P., Siergieiev, D., Simek, J., Wachniew, P.,
280 Angheluta, V. and Widerland, A., 2011. Groundwater dependent ecosystems, Part I:
281 Hydroecological status and trends. **Environ. Sci. & Policy.** 14, 770-781.

282

283 Lerner, D.N., Harris, B., 2009. The relationship between land use and groundwater resources and
284 quality. **Land Use Policy.** 26S, 265-273.

285

286 Lima, D.C.I., 2013. **Caracterização do abastecimento público de água potável no município**
287 **de Macapá.** Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Fundação Universidade Federal do
288 Amapá, Coordenação do Curso de Bacharelado em Ciências Ambientais. Macapá, 45 f.

289

290 Masoud, A.A., Meswara, E.A., El Bouraie, M.M., Kamh, S.Z., 2018. Monitoring and assessment
291 of the groundwater quality in wadi Al-Arish downstream area, North Sinai (Egypt). **J. Afr.**
292 **Earth Sci.** 140, 225-240.

293

294 Monteiro, A.B., Filho, F.L.C. & Diniz, J.A., 2012. Recursos hídricos subterrâneos do Estado do
295 Maranhão. **Revista Águas Subterrâneas.** suplemento especial, 1-4.

296

297 Oliveira, R.I.R.E., Gastal, M.L.A., 2009. Educação formal fora da sala de aula – olhares sobre o
298 ensino de ciências utilizando espaços não formais. ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA
299 EM EDUCAÇÃO EM CIÊNCIAS, 6. 2009. **Anais.** Florianópolis.

300

301 Selvakumar, S., Chandrasekhar, N., Kumar, G., 2017. Hydro-geochemical characteristics and
302 groundwater contamination in the rapid urban development areas of Coimbatore, India. **Water**
303 **Resour. Ind.** 17, 26-33.

304

305 Silva, et al., 2017. Parâmetros físico-químicos da água utilizada para consumo em poços
306 artesianos na cidade de Remigio-PB. **Revista Águas Subterrâneas.** 31, 109-118.

307

308 Silva, F.B., Santos, J.R.N., Feitosa, F.E.C.S., Silva, I.D.C., Araújo, M.L.S., Guterres, C.E.,
309 Santos, J.S., Ribeiro, C.V., Bezerra, D.S., Neres, R.L., 2016. Evidence of Climate Change in the
310 Amazon-Savanna Transition Region in Maranhão **State. Rev. Bras. Meteorol.** 31, 330-336.

311

312 Zucca, C., Canu, A., Previtali, F., 2010. Soil degradation by land use change in an agropastoral
313 area in Sardinia (Italy). **Catena.** 83, 46-54.

314

315

Dados suplementares do artigo “Qualidade da água de poços em região de transição do Nordeste do Brasil”

Anexo A. Informações sobre as estações de amostragem de águas subterrâneas no Estado do Maranhão

AMOSTRAS	COORDENADAS		LOCALIDADE	BIOMA	PROFUNDIDADE (m)
	S	O			
A1 São Luís	2°36'00.1"	44°16'35.2"	Comunidade Rio da Prata, Parque Estadual do Bacanga, São Luis	Amazônia (Litoral)	28
A2 Juçatuba	2°36'14.8"	44° 6'22.7"	Comunidade Bom Jardim, Juçatuba, São Luis	Amazônia (Litoral)	32
A3 Alcântara	2°22'09.7"	44°33'20.0"	Comunidade Baixa Grande, Alcântara	Amazônia (Litoral)	110
A4 Grajaú	6°08'39.5"	46°09'43.0"	Assentamento São Félix, Grajaú	Cerrado	180
A5 Formosa da Serra Negra	6°16'32.0"	46°13'32.2"	Fazenda Veneza, Formosa da Serra Negra	Cerrado	200
A6 Sítio Novo	6°28'12.7"	46°31'43.8"	Nova Veneza, Sítio Novo	Cerrado	15
A7 Bacuri	7°11'50.9"	45°37'59.3"	Assentamento Bacuri	Amazônia (Litoral)	70
A8 Mirador	6°11'22.03"	44°20'31.4"	Assentamento Santana, Mirador	Cerrado	140
A9 Colinas	6°13'58.0"	44°03'22.0"	Assentamento Boa Sorte, Colinas	Cerrado	11
A10 Anajatuba	3°20'45.0"	44°38'57.0"	Povoado Perimirim, Anajatuba	Amazônia (Pantanal)	8
A11 Mirador	6°42'48.5"	45°17'50.2"	Povoado Brejo Escuro, Parque do Mirador	Cerrado	4
A12 Alto Parnaíba	9°51'08.9"	46°05'13.2"	Povoado Promissão, Alto Parnaíba	Cerrado	10
A13 Alto Parnaíba	9°48'12.9"	46°02'18.7"	Povoado Curralinho, Alto Parnaíba	Cerrado	12
A14 Alto Parnaíba	9°25'55.4"	45°56'16.0"	Povoado Boqueirão, Alto Parnaíba	Cerrado	10

Continuação

AMOSTRAS	COORDENADAS		LOCALIDADE	BIOMA	PROFUNDIDADE (m)
	S	O			
A15 Balsas	9°08'25.4"	46°40'27.6"	Povoado São Pedro, Balsas, APA da nascente do Balsas	Cerrado	8
A16 Balsas	9°04'49.5"	46°51'40.3"	Povoado Baixa Funda, Balsas	Cerrado	5
A17 Carolina	7°22'30.1"	47°06'30.6"	Povoado São José dos Pereira, Carolina	Cerrado	11
A18 Carolina	7°24'42.8"	47°08'38.9"	Fazenda Mangabeira, Carolina	Cerrado	12
A19 Santa Quitéria	3°30'15.6"	42°32'27.5"	Povoado Seringa, Santa Quitéria	Cerrado/Caatinga	9
A20 São Benedito do Rio Preto	3°19'35.8"	43°33'47.4"	Residência particular, São Benedito do Rio Preto	Cerrado	64
A21 Timbiras	4°20'28.9"	44°02'00.8"	Povoado Lagarto, Timbiras	Cerrado	8
A22 Urbano Santos	3°08'31"	43°12'23"	Povoado Guaribas II, Urbano Santos	Cerrado	10
A23 Vila de Atins	2°35'03.4"	42°45'14.2"	Sítio Santo Inacio, Vila de Atins	Cerrado (Litoral)	5
A24 Bom Jardim	2°35'03.4"	46°52'07"	Residencia em Povoado Rio dos Bois, Bom Jardim	Amazônia	10
A25 Centro do Guilherme	4° 24'30.7"	46°08'23.7"	Povoado Quadra 35, Centro do Guilherme	Amazônia	6
A26 Governador Edson Lobão	4° 24'30.7"	46°08'23.7"	Povoado N. Sra. Da Conceição, Governador Edson Lobão	Cerrado	20

6. CONCLUSÕES DA TESE

Com relação ao uso de indicadores para a avaliação da sustentabilidade das águas, conclui-se que os resultados obtidos mostraram-se satisfatórios, apesar da limitada disponibilidade de dados na maioria das bacias hidrográficas maranhenses. O uso de indicadores demonstrou bastante aplicabilidade e proporcionou relevante avaliação das questões hídricas no Estado, fornecendo uma descrição adequada das condições das bacias, em termos de sustentabilidade.

A sustentabilidade hídrica do Estado do Maranhão apresentou desempenho geral intermediário nas bacias hidrográficas avaliadas nesta pesquisa. Estas bacias requerem medidas prioritárias na dimensão hidrológica, especialmente quanto às águas subterrâneas; atenção ao saneamento básico, inclusive no que diz respeito ao abastecimento público; redução das demandas e do desperdício da água; além de coleta e tratamento de esgotos adequado. Os resultados também evidenciaram a necessidade de fortalecimento do sistema de gerenciamento das águas, com o direcionamento de ações à implementação e consolidação dos instrumentos da política de recursos hídricos, bem como fomento e apoio aos comitês de bacia.

Espera-se que tais resultados subsidiem as diferentes partes interessadas e gestores de água no planejamento, tomada de decisão e implementação de estratégias locais para o desenvolvimento sustentável, ações corretivas e/ou preventivas, que possibilitem a resolução dos principais pontos de conflito.

Uma vez que a disponibilidade escassa de dados e informações sobre recursos hídricos impediu a avaliação da totalidade das bacias hidrográficas do Maranhão e limitou a inclusão de mais indicadores, recomenda-se, quanto a estudos futuros, a realização de pesquisas sobre as potencialidades, disponibilidades e demandas hídricas superficiais e subterrâneas, por bacia hidrográfica, retratando a realidade atual dos recursos hídricos do Estado. Recomenda-se, também, que outros estudos que abordem a aplicação de indicadores de sustentabilidade hídrica local sejam realizados, com emprego de um número maior de indicadores que considerem outros critérios de sustentabilidade da água, possibilitando avaliações regulares da evolução da sustentabilidade da bacia e a efetividade das ações propostas a partir das análises do período anterior.

Com relação à qualidade da água dos poços, pode-se dizer que o estado do Maranhão apresentou boa qualidade da água subterrânea, apesar das alterações verificadas em alguns parâmetros e baixo valor de pH. Essas variações, no entanto, não implicam em mudanças bruscas no estado físico-químico da água, tampouco na sua qualidade.

A técnica estatística multivariada empregada por meio da aplicação da HCA e PCA promoveu a melhor identificação dos grupos das variáveis de qualidade de água nas zonas avaliadas do estado do Maranhão, uma vez que, a maior tendência de variações ocorreu entre as zonas 1 e 3. Ainda, permitiu a definição de duas variáveis que nortearam a formação dos grupos e a interpretação, sendo os cloretos e os sólidos totais.

Para que se possa entender melhor as variações dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, recomenda-se que sejam realizados monitoramentos frequentes que forneçam dados de análises em diferentes períodos do ano, pois algumas alterações nos parâmetros físico-químicos podem sofrer alterações entre os períodos seco e chuvoso.

Os resultados desta pesquisa podem apoiar o desenvolvimento de estratégias de conservação e manejo dos recursos hídricos subterrâneos. Esta pesquisa também representa um passo inicial ao enfrentamento do desafio local de contar com informações escassas e fragmentadas sobre as águas subterrâneas. Recomenda-se, portanto, que algumas medidas sejam tomadas, como realização do monitoramento sistemático da qualidade das águas subterrâneas, a fim de se estabelecer comparações espaciais e temporais; disciplinamento das atividades potencialmente poluidoras das águas superficiais e subterrâneas; delimitação de áreas de proteção de poços e consequente consolidação das legislações que protegem essas áreas; fortalecimento das legislações que definem o uso do solo.

Sugerem-se, para estudos futuros, que sejam realizadas pesquisas visando à caracterização dos aquíferos do Estado, com a inclusão de variáveis como clima, hidrogeologia, dados econômicos, sociais, uso e cobertura da terra, biodiversidade, características físicas e químicas dos aquíferos.

Nesta pesquisa, o uso de ferramentas de sistemas de informação geográfica, com ênfase na análise espacial, mostrou-se um relevante instrumento de apoio à gestão das águas. Os estrangulamentos e as limitações identificados neste estudo representam uma janela de oportunidade para melhorias na gestão, evidenciando-se a necessidade de maior integração entre as diferentes instituições envolvidas na gestão de recursos hídricos.

Concluiu-se, finalmente, que este estudo tem implicações importantes para o gerenciamento das águas no Maranhão, fornecendo informações úteis sobre a sustentabilidade das águas, e com potencial para apoiar a tomada de decisão e ações de planejamento de recursos hídricos.

ANEXOS

ANEXO I – Artigo publicado

SPATIAL DISTRIBUTION OF RIVER BASIN SUSTAINABILITY INDICATORS IN TRANSITION REGION OF NORTHEASTERN BRAZIL

DIAS, I. C. L.^{1*} – FRANÇA, V. L.² – BEZERRA, D. S.³ – RABÊLO, J. M. M.¹ – CASTRO, A. C. L.²

¹*Faculty of Biology, Federal University of Maranhão, 65065-545 São Luís, Brazil*

²*Faculty of Oceanography and Limnology, Federal University of Maranhão
65065-545 São Luís, Brazil*

³*Faculty of Environment, Ceuma University, 65075-120, São Luís, Brazil*

**Corresponding author
e-mail: ilopesdias@gmail.com*

(Received 22nd Feb 2018; accepted 10th May 2018)

Abstract. Sustainability indicators were applied in river basins of a state in Northeastern Brazil, aiming to outline and support effectively sustainable actions of water resources management. Twelve indices and three indicators of Sustainability focused on socioeconomic, hydrological and institutional issues were calculated for six hydrographic regions, quantitatively and qualitatively. Partial scales for all indices related the calculated values to levels of performance (Very High, High, Medium, Low, and Very Low). Posteriorly the indices were grouped in global scales, constructed with levels of water sustainability for all indicators. The results have shown an overall intermediate performance in the assessed river basins, indicating the need to adopt priority measures in the hydrological dimension, especially in relation to groundwater; attention to primary sanitation, with regard to public supply; reduction in water demand and waste; implementation of management tools; consolidation and support to river basin committees. The spatialization of water sustainability indicators enabled a clearer perception and an unmistakable assessment of each river basin surveyed.

Keywords: *water resources, decision-making, indicators, sustainability, river basin*

Introduction

The imbalance between water availability and demand causes its scarcity, which has become one of the most pressing problems in the world (Peterson and Schoengold, 2008). This situation may worsen due to population growth, global climate change and deterioration of water quality (Qu et al., 2013). Demand for water is expected to increase by more than 40% by 2050. By 2025, about 1.8 billion people will live in countries or regions where water is scarce, and two-thirds of the earth may live in a condition where the supply of clean water does not meet its demand (UN, 2015; Ross, 2017).

In Brazil, water demand has grown significantly in the last decades due to the economic development process, the increase of population clusters and the quantification, increasingly grounded, of environmental needs (Carvalho and Curi, 2013). Although Brazil has an abundance of water, it is poorly distributed in relation to the demographic density of the country, with 80% of the water being in the Amazon region and a severe scarcity existing in the Northeastern region (ONU, 2007). However, in addition to misdistribution, Brazil faces more severe issues, such as permanent contamination and waste of the remaining clean water (Bragatto et al., 2012).

According to Oelkers et al. (2011), one of the key solutions to this global water crisis is better management of this valuable natural resource. The literature reports that, as the complexity of issues related to water resources has increased, there have been extensive studies to combine the concept of sustainability with water management matters (Loucks e Gladwell, 1999; Loucks et al., 2000; Starkl and Brunner, 2004; Mays, 2006; Policy Research Initiative, 2007). An integrated view of water is essential because it can add social, economic, environmental and institutional aspects to all management processes (Juwana et al., 2010), contributing to understand the evolution of the water system and its influences, that is, the achievement of a sustainable management of water resources (Sun et al., 2016).

According to the OECD (2003, p. 19), “water is the perfect example of a sustainable development challenge – encompassing environmental, economic and social dimensions.” The sustainable management of water resources, therefore, implies not only the indefinite continuation of physically and biologically stable systems, but also concern for the other dimensions of sustainable development, such as the economic efficiency of water use, the equitable distribution of the costs and benefits of water resource developments and participatory approaches to policy-making and decision-taking (Ioris et al., 2008).

Sustainability indicators have become relevant tools for the integrated planning and management of water resources (Hooper, 2010). Very useful in decision-making, they enable the simplification of information on complex phenomena and the identification of primary demands (Barros and Silva, 2012). The adoption of indicators to assess and monitor progress towards sustainable development is highly recommended by scientists (Moldan et al., 2012; Cornescu and Adam, 2014; Bolcárová and Kološta, 2015), policy developers (UN, 2007), financial institutions (OECD, 2014; WWAP, 2003), governments (OSE, 2008), business sector (WBCSD, 2000) and nongovernmental organizations (WWF, 2010), as they are means to assess the level of satisfaction of several criteria, helping to translate abstract concepts into measurable parameters (Lee and Huang, 2007).

In Brazil, several authors have used indicators to analyze and propose suggestions aimed at enabling water management in an integrated and sustainable method in river basins (He et al., 2000; Pomper Mayer et al., 2007; Chaves and Alipaz, 2007; Ioris et al., 2008, Vieira and Studart, 2009; Magalhães Júnior, 2010; Carvalho et al., 2011; Maynard et al., 2017), fact also occurs in river basins in several countries, according to studies carried out by UNESCO (2008), Ioris et al. (2008), Catano et al. (2009), Cortés et al. (2012), Pellicer-Martínez and Martínez-Paz (2016).

Currently, society is seeking a broader debate on sustainable development in terms of rational use and valuation of natural resources. Therefore, discussing aspects related to water management in river basins by using indices and indicators in order to enable a more integrated and sustainable water management brings relevant contributions to the current scenario.

This article it is proposed to a holistic assessment of river basins through indicators that measure how water management is progressing in the perspective of sustainability in a strategic region of Brazil, located between the semiarid Northeastern region and the Amazon region.

As a background, specifically regarding water resources in Maranhão, the area used to perform this study, Dias (2018) points out that there is a notable gap in literature on water resource management, which presents an unfavorable framework regarding the

implementation of management instruments. There are no studies that address the issue of water sustainability in the State of Maranhão.

Thus, this study also intends to help fill a specific gap in the Northeastern part of Brazil, where there is little literature related to integrated management of water resources aiming at the sustainability of river basins.

Taking into consideration these arguments and the relevance of this issue in the context of water management and sustainability, this article aims to diagnose, through indicators, the water sustainability of river basins in the State of Maranhão, in Northeastern Brazil, and to substantiate the decision-making process for the integrated management of water resources.

Materials and methods

Characterization of the study area

The study was conducted in the State of Maranhão, which is located in the Northeastern part of Brazil, between the coordinates of 02° to 10° south latitude and 44° to 48° west longitude. Covering an area of 331,935,507 km², Maranhão has approximately 7 million inhabitants, being the fourth most populous state in Northeastern Brazil (IBGE, 2017).

It is located in a transition area between the Amazon (wet) and Northeastern (semiarid) regions, favoring great annual rainfall contrasts. The portion of Legal Amazon in Maranhão covers an area equivalent to 80% of the territorial area of the State, about 264,000 km². The region of transition between the Amazon and Cerrado biomes is characterized by a high diversity of ecosystems and biodiversity. (Silva et al., 2016).

The State of Maranhão is divided into twelve hydrographic regions, of which six were selected for this research: Parnaíba, Tocantins, Gurupi, Munim, Mearim and Itapecuru (Fig. 1).

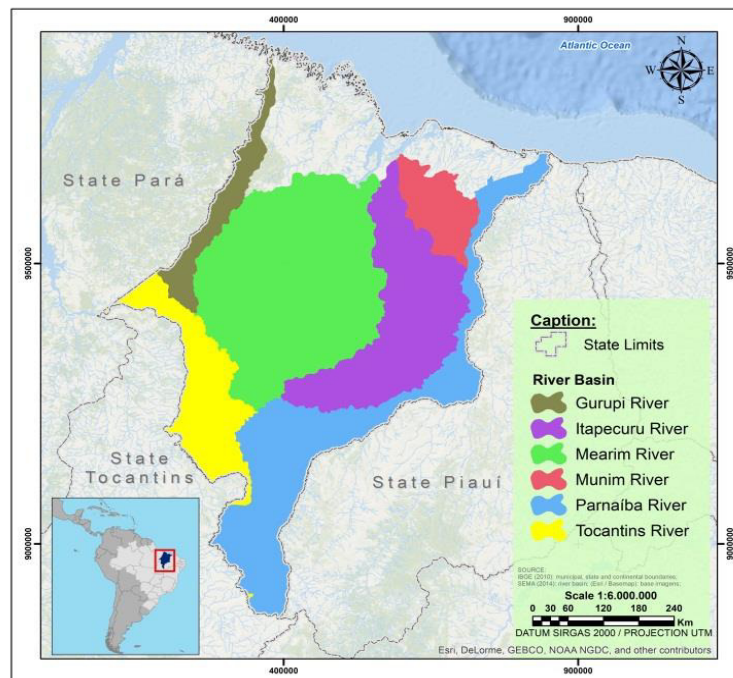


Figure 1. Geographical location of the river basins researched

Frame 1 shows some demographic characteristics of the river basins studied.

Frame 1. Demographic characteristics of the river basins studied in this research. (Source: IBGE, *Censo Demográfico, 2010*; NUGEO/UEMA, 2011)

Basin	Area (km ²)	Population	% over the State area	Population density in the basin (inhabitant/km ²)	No. of cities in the basin
Tocantins River	30,665.15	498,105	9.24%	16.24	23
Parnaíba River	66,449.09	717,723	20.02%	10.80	39
Gurupi River	15,953.91	178,302	4.81%	11.18	12
Mearim River	99,058.69	1,681,307	29.84%	16.97	83
Munim River	15,918.04	320,001	4.79%	20.10	27
Itapecuru River	53,216.84	1,019,398	16.03%	19.16	57

Selecting indicators and setting indices

The selection process was initially based on an extensive bibliographical research on indices and indicators applied to water resources, aiming at meeting the need to evaluate water sustainability conditions in the basins of Maranhão.

Based on the information required to compose each indice and indicator and the information available in the river basins studied, we have decided to use the methodology elaborated by Vieira (1999) and modified by Campos et al. (2014). Thus, based on these authors, we have chosen to apply the following indicators:

(a) Indicator of Potentiality, Availability and Demand (IPAD), to assess information regarding potentiality and availability of the water from the river basin, as well as the capacity to meet demands; (b) Indicator on Water Resources Management (IWRM), to reflect how entities are implementing it and instruments of the water resources policy; and (c) Water Use Efficiency Indicator (WUEI), to inform the conditions of environmental sanitation in the river basin and the level of efficiency of public utilities in the distribution of the captured water. These sustainability indicators were applied at the river basin level, which is the water resources management unit. Chaves and Alipaz (2007) highlight that this consideration is important, since the assessment of water resource sustainability cannot be limited by jurisdictional boundaries.

The process of choosing indicators also considered whether they meet the four criteria of sustainability: social, economic, environmental and institutional, as described by Pires et al. (2017). In this evaluation, the three indicators IPAD, IWRM and WUEI meet most sustainability criteria. Thus, the chosen indicators can be applied to reliably diagnose the sustainable use and water management in selected river basins. In addition, they are interesting tools that allow us to see some of the multiple aspects of water management and use from specific angles.

The following criteria were taken into consideration to define the indices constituting each indicator: (a) relevance (ability to translate the phenomenon); (b) local adherence (ability to capture the phenomenon produced or that can be transformed at the local level); (c) availability (coverage and timeliness of data); and (d) ability to allow time comparisons (Campos et al., 2014).

Frame 2 shows the indices selected for each indicator.

Frame 2. Indicators and their respective indices selected for this research. (Based on Campos et al., 2014)

Indicator	Indices	Description
IPAD Indicator of Potentiality, Availability and Demand	Activation of Potentialities (IAP)	Relation between availability and potentiality
	Use of Potentialities (IUP)	Relation between demand and potentiality
	Use of Availabilities (IUA)	Relation between demand and availability
IWRM Indicator on Water Resources Management	River Basins Committees (IRBC)	Existence and scope of operations
	Grant (GI)	Level of implementation of the grant
	Collection (CI)	Level of implementation of the collection
WUEI Water Use Efficiency Indicator	Households Supplied by Wells (IHSW)	Percentage of households supplied by wells in relation to the total number of households
	Households Supplied by a Water Supply System (IHSWSS)	Percentage of households supplied by a water supply system in relation to the total number of households
	Sewer Connections (ISW)	Percentage of households with a sewage network or a septic tank in relation to the total number of households
	Sewage Treatment (IST)	Percentage of households with sewage treatment in relation to the total number of households
	Solid Waste Treatment (ISWT)	Percentage of households with waste collection in relation to the total number of households
	Water Loss in the Network (IWLN)	Average percentage of physical losses (leaks) and billed losses (illegal connections)

Data collection and calculation of indices

The information used in this study was obtained by bibliographic research. To determine the IPAD, the values of availabilities, potentialities and surface water demands were obtained from the most recent report prepared by the Geoenvironmental Nucleus of the State University of Maranhão (NUGEO, 2010), entitled “Estimation of demand and water availability of river basins in Maranhão”. The determination of demands by river basin has taken into consideration human supply (urban and rural), industry, irrigation and livestock (*Frame 3*).

Frame 3. Potentialities, availabilities, and surface water demands, by river basin, in the State of Maranhão. (Source: NUGEO, 2010)

Basin	Potentialities (h ³ /year)	Availabilities (h ³ /year)	Demands (h ³ /year)
Parnaíba River	3828.41	1475.17	288.38
Munim River	4098.95	269.8	66.44
Itapecuru River	6599.97	1112.55	306.64
Tocantins River	11692.44	2412.15	432.4
Mearim River	13971.85	665.21	290.47
Gurupi River	5970.17	1263.94	27.62

Information on availability, potentialities and underground water demands were based on data from Brasil (2009) and Santos (2010). In the calculation of the water demands, we have considered human supply (urban and rural), industry, irrigation, livestock, agricultural production and environmental demands (*Frame 4*).

Frame 4. Potentialities, availabilities, and underground water demands, by river basin, in the State of Maranhão. (Source: Brasil, 2009; Santos, 2010)

Basin	Potentialities (h ³ /year)	Availabilities (h ³ /year)	Demands (h ³ /year)
Parnaíba River	9030	1107.92	2076.08
Munim River	3120	183.85	220.87
Itapecuru River	1550	219.54	267.68
Tocantins River	500	81.11	150.08
Mearim River	3490	639.16	656.18
Gurupi River	2510	90.85	299.72

The data necessary for the calculations of the indices composing the WUEI were obtained on the platforms of the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE, 2010) and the National Information System on Sanitation (Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento - SNIS) for the reference year of 2010.

Data on total households, households supplied by wells, households supplied by a water supply system, households supplied by a sewage network or septic tank, households with sewage treatment, households with waste collection and information on water losses in the supply network were gathered by municipality (see *Appendix*). The final indice, by river basin, was calculated from the average among municipalities that compose the basin.

Currently SNIS has the most comprehensive data on the sanitation sector in Brazil, constituting the largest and most important information tool on water services, collection and treatment of sewage since 1995, as well as solid waste management since 2002 (SNIS, 2015). Thus, the information in this study is very relevant regarding the reliability of its data.

Information on Grant, Collection and Committees required to compose the IWRM was obtained from the Superintendency of Water Resources of the State Department of Environment and Natural Resources of Maranhão (SEMA), the agency responsible for water resources management in Maranhão.

Partial scales

According to *Frame 2*, the indices constituting IPAD are the following: IAP, IUP and IUA. These indices show that regions with IUA > 1 are under situations of exhaustion of availability (Fernandes, 2002).

Vieira (1999) states that due to natural physical limitations, the maximum IUP value would be equal to 0.8. Thus, IUP values > 0.7 would indicate a critical situation of use of water resources in a river basin.

The IAP indice, on the other hand, would represent the level of efficiency of the water resources of a basin, being larger as they are closer to 1 (Fernandes, 2002).

Thus, the partial scale for all indices relates the calculated values to levels of performance (Very High, High, Medium, Low, and Very Low). For example, a IUA value greater than 1, a IUP value greater than 0.7 and a IAP value closer to 0 were related to “Very Low” performance levels; a IUA and a IUP equal to zero and a IAP closer to 1 are related to “Very High” performance levels.

These indices were calculated by river basin considering superficial and underground waters, which allows us to observe the relations of the demands with availabilities and potentialities. Vieira and Gondim Filho (2006) strongly recommend that these indicators are spatially implemented in terms of surface and ground potentiality.

The indices that make up the IWRM (IRBC, GI, CI) are subjective and determined from the analysis of their application to the hydrographic basin being studied. The partial scales for these indices are qualitative (*Frame 5*).

For the indices that make up the WUEI (IHSW, IHSWSS, ISW, IST, ISWT, IWLN), the partial scales (also from Very High to Very Low) are related to percentages ranging from 0 to 100%. For example, an indice with a value equal to 60% is classified as “Medium”, while another with a value equal to 25% is considered “Low”. These indices were calculated for all the cities that compose the river basins.

Frame 5. Partial scales for IWRM indices. (Source: Campos et al., 2014)

LEVEL	DESCRIPTION
Index of River Basins Committees (IRBC)	
Very High	The committee is well articulated and has a high rate of problem solving in the basin
High	The committee has been operating for a few years and has a mean rate of problem solving in the basin
Medium	The committee has been recently set up and has a low rate of problem solving in the basin
Low	The committee has been proposed by law and is being set up
Very Low	There is no action for creating a committee in the basin
Grant Index (GI)	
Very High	The grant has been implemented, it is very well supervised and there is a high reduction in water consumption
High	The grant has been implemented and the level of inspection and reduction in water consumption is medium
Medium	The grant has been implemented and the level of inspection and reduction in water consumption is low
Low	The grant has been proposed by law and is being implemented
Very Low	There is no action for deploying a grant in the basin
Collection Index (CI)	
Very High	The collection has been implemented, a high amount is being collected and there is a high level of development in the basin
High	The collection has been implemented, a significant amount is being collected and there is a good level of development in the basin
Medium	The collection has been recently implemented and involves a deficit
Low	The collection has been proposed by law and is being implemented
Very Low	There is no action for deploying a collection in the basin

Global scales

When the indices are grouped, global scales are constructed with levels of water sustainability for all indicators in order to allow a better understanding of the value obtained for each indicator. The levels of the scales are qualitative, varying according to

the values obtained when grouping the indices. This grouping can occur by considering the average of the indices (IPAD) and (WUEI), or by joining the management instruments (IWRM) (*Frame 6*).

After obtaining the indicators and respective level of water sustainability for each basin surveyed, the indicators IPAD, IWRM and WUEI were spatially distributed. For the development of maps, we used ArcGIS 10.3 software (ESRI, 2011), a GIS (Geographic Information System) tool that allows the manipulation of geospatial, matrix and vector databases.

Frame 6. Global scale for the indicators used in this research. (Adapted from Campos et al., 2014)

LEVEL	IPAD and WUEI Average (%)	IWRM Joint Indices (J)
Very High	$80 \leq M$	Committee, grant and collection in full operation in the basin, generating a high reduction in demand
High	$60 \leq M < 80$	Committee, grant and collection operating for a few years, generating little reduction in demand
Medium	$40 \leq M < 60$	Committee, grant and collection (one or more) recently implemented, but with operational problems
Low	$20 \leq M < 40$	Committee, grant and collection (one or more) proposed by law, in the process of installation
Very Low	$M < 20$	There is no action to apply a committee, a grant and a collection in the basin (one or more)

Results

Indicator on water resources management - IWRM

The assessment of the performance indicator for the water resources management system can be observed in *Table 1*.

Table 1. Classification of the indices composing IWRM

Basin	Index of River Basins Committees (IRBC)	Grant indice (GI)	Collection indice (CI)
Parnaíba River	Very Low	Medium	Very Low
Munim River	Medium	Medium	Very Low
Itapecuru River	Very Low	Medium	Very Low
Tocantins River	Very Low	Medium	Very Low
Mearim River	Medium	Medium	Very Low
Gurupi River	Very Low	Medium	Very Low

Water use efficiency indicator – WUEI

Table 2 shows classification of the indices composing WUEI.

Table 2. Classification of the indices composing WUEI

BASIN	Indices					
	IHSW	IHSWSS	ISW	IST	ISWT	IWLN
Mearim River	11.67 VL	13.08 VL	47.64 M	16.73 VL	15.22 VL	50.30 M
Itapecuru River	9.53 VL	14.06 VL	14.67 VL	7.77 VL	6.90 VL	55.72 M
Parnaíba River	14.48 VL	73.92 A	17.01 VL	9.72 VL	8.53 VL	48.69 M
Tocantins River	11.85 VL	18.45 VL	20.76 L	10.22 VL	14.64 VL	30.15 L
Munim River	15.40 VL	9.82 VL	13.50 VL	5.25 VL	4.19 VL	67.59 A
Gurupi River	17.94 VL	16.95 VL	28.31 L	11.50 VL	12.91 VL	26.14 L

Indices: IHSW - Indice of Households Supplied by Wells; IHSWSS - Indice of Households Supplied by a Water Supply System; ISW - Indice of Sewer Connections; IST - Indice of Sewage Treatment; ISWT - Solid Waste Treatment; IWLN - Indice of Water Loss in the Network. Classification: (VH), Very High; (H), High; (M), Medium; (L), Low; (VL), Very Low

Indicator of potentiality, availability and demand – IPAD

The application of sustainability indices for this indicator has shown the low utilization of existing water resources in all river basins surveyed (*Table 3*).

Table 3. Classification of the indices composing IPAD

BASIN	SURFACE			UNDERGROUND		
	IAP	IUP	IUA	IAP	IUP	IUA
Parnaíba River	0.39 L	0.08 VH	0.20 H	0.12 VL	0.23 H	1.87 VL
Munim River	0.07 VL	0.02 VH	0.25 H	0.06 VL	0.07 VH	1.20 VL
Itapecuru River	0.17 VL	0.05 VH	0.28 H	0.14 VL	0.17 VH	1.22 VL
Tocantins River	0.21 L	0.04 VH	0.18 VH	0.16 VL	0.30 H	1.85 VL
Mearim River	0.05 VL	0.02 VH	0.44 M	0.18 VL	0.19 VH	1.03 VL
Gurupi River	0.21 L	0.00 VH	0.02 VH	0.04 VL	0.12 VH	3.30 VL

Indices: IAP - Indice of Activation of Potentialities; IUP - Indice of Use of Potentialities; IUA - Indice of Use of Availabilities. Classification: (VH), Very High; (H), High; (M), Medium; (L), Low; (VL), Very Low

Water sustainability

The assessment of the sustainability indicators used in this research is described in Table 4.

Table 4. Classification of water sustainability indicators

BASIN	IWRM	WUEI	IPAD	
			sur	und
Mearim River	M	L	H	L
Itapecuru River	M	L	VH	M
Parnaíba River	M	L	VH	M
Tocantins River	M	VL	VH	L
Munim River	M	L	VH	M
Gurupi River	M	L	VH	VL

Indicators: IWRM - Indicator on Water Resources Management; WUEI - Water Use Efficiency Indicator; IPAD - Indicator of Potentiality, Availability and Demand; sur - surface; und - underground. Classification: (VH), Very High; (H), High; (M), Medium; (L), Low; (VL), Very Low

All basins of the state showed a “Medium” level of sustainability for IWRM (Fig. 2).

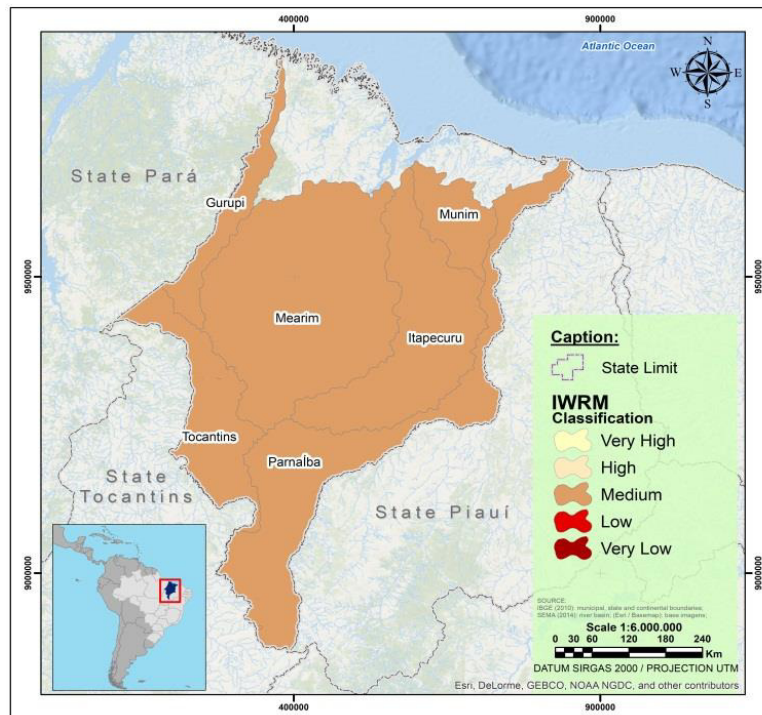


Figure 2. Spatial distribution of IWRM

The WUEI showed a sustainability level ranging from “very low” to “low” in the state river basins (Fig. 3).

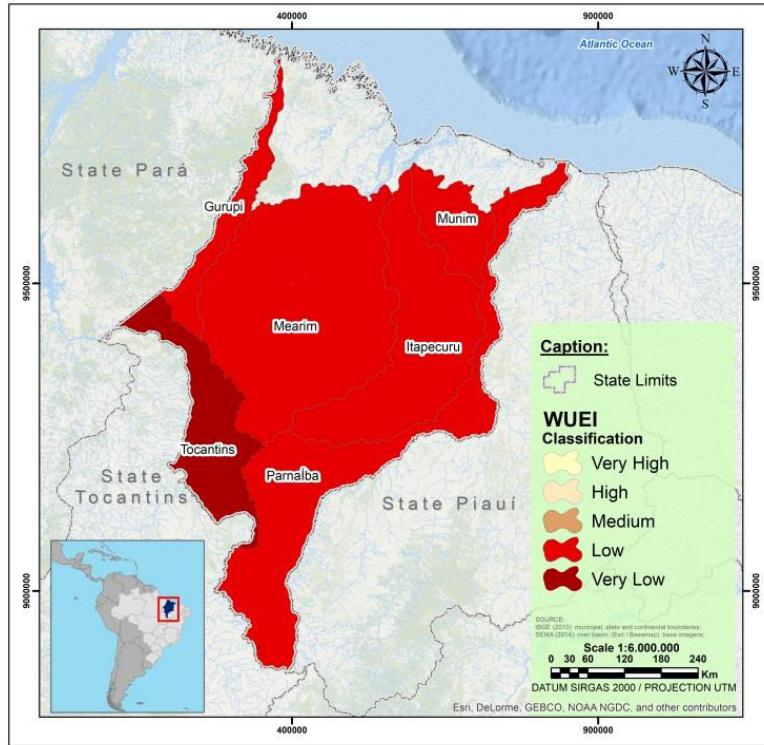


Figure 3. Spatial distribution of WUEI

On the global scale, for surface water the IPAD showed a sustainability level ranging from “Very High” to “High” (Fig. 4), depicting surplus availabilities in relation to demands and indicating that water resources are not fully available in the basins studied.

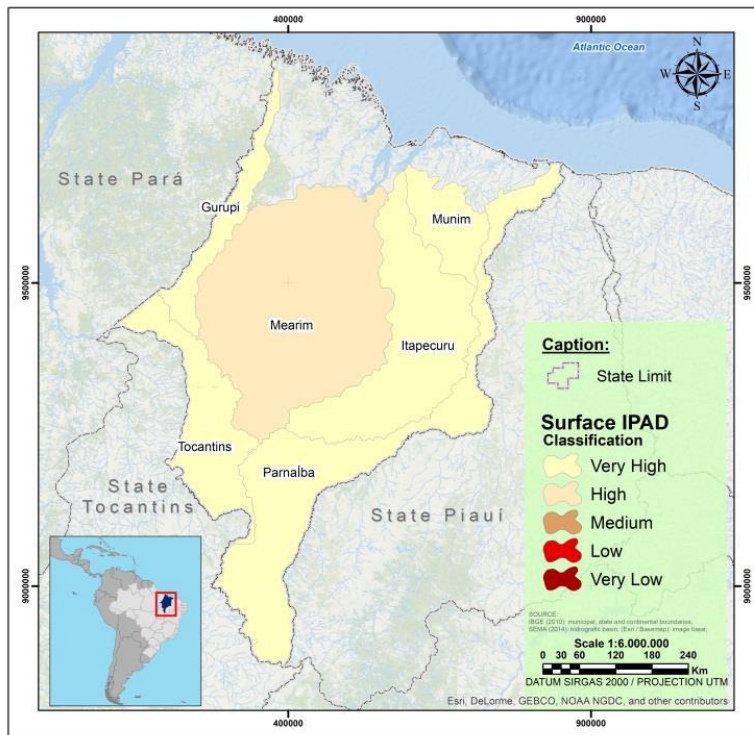


Figure 4. Spatial distribution of IPAD, for surface water

The global scale of IPAD for groundwater showed sustainability levels varying from “very low” to “low” and “medium” (Fig. 5), due to demands higher than the available water resources, which means that the potential of the basins is not fully activated. Despite these results, the indissociability of surface and underground waters should be noted, as well as the importance of groundwater in maintaining the flow of the Maranhão rivers that have perennial characteristics.

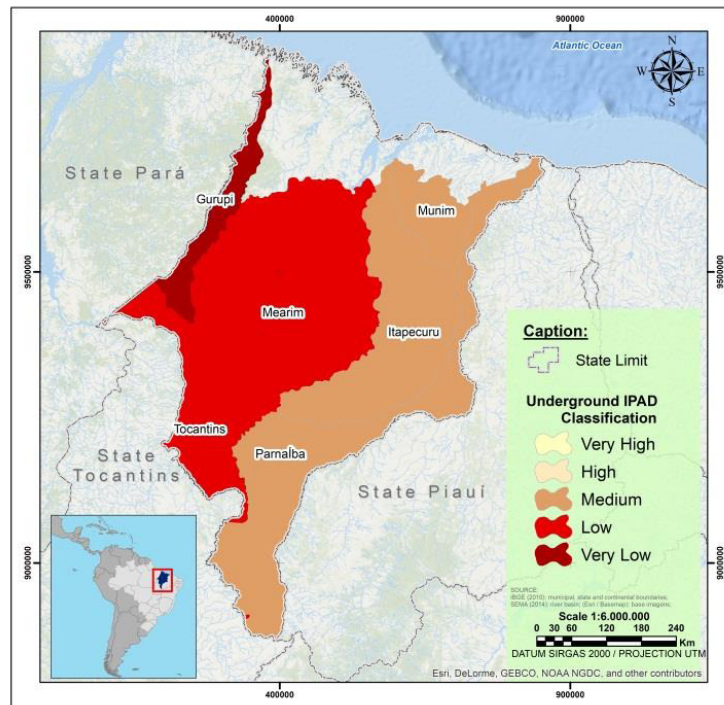


Figure 5. Spatial distribution of IPAD, for groundwater

Discussion

About IWRM, the grant indice had a “medium” level in all basins in Maranhão because this instrument is implemented, but it has a low level of inspection and reduction in water consumption. The collection indice has shown a “very low” level in all basins because the collection for the use of water is only established in the state policy of water resources (Brazilian Law no. 8.149/2004). The effective implementation of this instrument would require legal regulation, but there is still no state action in this regard in any of the basins studied in this research. The indice of river basins committees has shown a “very low” level for the Parnaíba, Tocantins, Itapecuru and Gurupi river basins, since none of these has a committee; and a “medium” level for the Mearim and Munim river basins, because they are the only ones that have a recently installed committee, but both have a low rate of problem solving.

Despite the average level of sustainability obtained in the IWRM, the shallow institutionalization of management instruments (grant with problems in implementation undergoing a bureaucratic process, poor inspection, collection for the use of nonexistent water) is clear.

Only two committees have been created so far in the state, which have little or no economic and political sustainability, indicating the existence of issues and fragilities in

their effective performance and resulting in the low performance of these organizations. The river basin committees which are members of the National System of Water Resources Management play a relevant role in water management. The effective performance of these entities implies in the democratization of water resources management and in sharing the power to decide. This requires effort from the public authorities to share power, and effort from users and civil society to share responsibilities.

The IHSW and IHSWSS indices, which make up the water use efficiency indicator, were “very low”, indicating little coverage of water supply (including by wells).

According to a diagnosis carried out by the National Information System on Sanitation - SNIS, approximately 83% of the Brazilian population is served by a water supply system (Brazil, 2016). Although it appears to be a positive percentage, 17% do not have access to this basic utility, which represents more than 35 million people, mainly concentrated in the Northern and Northeastern regions of the country (Araújo et al., 2016).

Almost all basins studied have shown “very low” ISW and IST levels, except for the Tocantins and Gurupi river basins, whose ISW was “low”. These data show a poor service of collection and sewage treatment. In the calculation of IST, for example, we have observed that in some cities there were no data available on sewage treatment or, when this type of treatment did not occur in the region being studied, the percentage was equal to zero. It should be noted that the National Plan for Basic Sanitation (Plano Nacional de Saneamento Básico - PLANSAB) considers as an appropriate sanitary sewage service not only the presence of a sewage collection and treatment network, but also the use of a septic tank. This fact may have contributed to increasing the level of the ISC indicator, since it also considers the households served by septic tank, the main type of treatment adopted in the cities of Maranhão.

It is important to note that the percentage of cities in Maranhão that has appropriate systems of sewage treatment, with effective removal of organic load, is minimal. Most cities only implement sewage removal in urban regions, with in natura discharge in surface waters, or preliminary treatment, facts that may have contributed to the low level obtained in the IST indicator. According to ANA (2017), the lowest levels of organic load removal from sewage are found especially in the Northern and Northeastern regions of the country. Of the 5,570 cities, 70% remove at most 30% of the organic load generated.

The ISWT indicator also reached a “very low” level in all the basins surveyed, indicating a deficiency in solid waste collection services. The collection of waste in general is not a guarantee that this waste will receive proper treatment, because despite the goal of closing all dumps in Brazil by 2014 as established by the National Policy on Solid Waste, Brazilian Law no. 12.305/2010, Maranhão is now the second State of Brazil with the largest number of dumps, totaling 250 in operation that are responsible for receiving daily almost three thousand tons of waste (ABRELPE, 2017).

The inappropriate disposal of solid waste has become a worldwide issue and can cause damages to the environment, particularly water pollution. This type of pollution can change the characteristics of the aquatic environment through leachate percolation associated to rainwater and springs in the waste disposal sites (Pires et al., 2016).

As for the IWLN indice, which measures the percentage of physical and billed losses, the level shown in the Mearim, Itapecuru and Parnaíba river basins was “medium”. In the Tocantins and Gurupi river basins it was “low” and in the Munim river basin it was “high”, above 60%. Elevated levels of loss in water distribution systems have been

reported in Northeastern Brazil, including in Maranhão, reaching 60% and 70% (Maranhão, 2014; Araújo et al., 2016).

Except for the basins with low indices, the others are above the national average, which is 37.57% (Brazil, 2016). In addition, all the basins assessed are above the level of water loss considered acceptable by Cambrinha and Fontana (2015), which is 10%.

A survey released by IBNET (International Benchmarking Network for Water and Sanitation Utilities) showed that, in terms of water loss, Brazil ranks 20th in a ranking of 43 countries (Instituto Trata Brasil, 2015). According to the institute, around 6.5 billion cubic meters of treated water were lost in Brazil in 2013, which amounts to a financial loss of 8.015 billion Reais.

The elevated level of loss of water resources observed in this research indicates the fragility and precariousness of the sanitation system and of the companies that operate water supply services in the regions studied. This also results in many problems, not only economic and social, but mainly environmental, since this loss increases the need for exploration of surface and underground sources of water (Morais et al., 2010).

The low degree of sustainability of WUEI revealed alarming sanitation conditions, such as low coverage of supply by public utilities, poor or non-existent sewage collection and treatment, incipient waste collection and significant losses of water in the distribution network, which reflects the current reality of Maranhão although the data and information refer to 2010.

As for the IPAD, the Indice of Use of Availabilities - IUA for surface waters ranges from 0.02 to 0.028 and 0.44, resulting in “Very High”, “High” and “Medium” levels, respectively. A “Medium” level of sustainability was observed in the Mearim river basin, being the greatest demand considered for irrigation. The “High” level was observed in the Itapecuru river basin, in which the higher demand is mainly used for urban supply. The “Very High” level was seen for the Gurupi river basin, which presents demands for multiple uses, such as urban and rural supply, industry, irrigation and livestock. The assessment of this indicator revealed surplus availabilities in relation to demands, meaning there is no unmet demand.

The indice of use of underground availability evidences demands higher than availability, which results in a “Very Low” level of sustainability in all basins analyzed. Therefore, there is a situation of exhaustion of availability, with repressed demands in all basins, which would imply the need to increase supply by drilling more wells or adopting other measures such as demand rationalization. Currently, the situation is even more critical as demand has been growing mainly for urban supply, industrial use and irrigation.

Specifically, with respect to groundwater, Costa (1994) already observed that its availability was, in general, lower than the total demand in most regions of Northeastern Brazil. Vieira and Gondim Filho (2006), using potentiality, availability and demand indicators in river basins in Northeastern Brazil, classified the groundwater of the Itapecuru, Mearim and Tocantins basins as little sustainable due to the high demands in these regions. Recent articles show that groundwater resources are under increasing pressure in developing regions and in other regions that are more crucial to economic development (Mukherjee et al., 2015; Watto and Mugerá, 2015).

The “Very High” IUP levels for surface waters and the “Very High” and “High” IUP levels for underground waters indicates a comfortable situation regarding the use of potentiality of water resources in all basins.

The IAP indice, on the other hand, showed that water resources are not efficiently available in all basins, especially in relation to groundwater, for which the level obtained in all the basins was “Very Low”. As for surface water, the IAP levels ranged from “Very Low” to “Low”, meaning that the basins potential is not fully activated.

Relevant information was observed in this research by assessing the IPAD for 2010. On the other hand, it is necessary to calculate such indice with updated data to allow comparisons and to obtain a more current picture on the balance of demand, availability and potentialities of the river basins in the State of Maranhão.

Currently, in the case of surface water, it is already possible to identify conflicts over the use of water in some regions of Maranhão, especially in times of water scarcity. In the Parnaíba river basin, for example, conflicts in the southern region of the State are related to the use of water for irrigation. In the Mearim river basin, in addition to demands for irrigation, there is a growing use of water for intensive and semi-intensive fish farming, associated with illegal abstractions and effluent releases without the authorization from the water resources management authority. In this basin there are also problems with floods, especially in the Pindaré and Grajaú rivers, two important tributaries of the Mearim river. In the Itapecuru river basin, the demand for urban supply stands out because the Italuís system, which supplies a large part of the metropolitan region of São Luís, the state capital, will have its uptake flow doubled by the end of 2018. In addition, deforestation, silting and irregular sand extraction are some of the main environmental problems found in the course of the main river. In recent years, the Tocantins river basin has undergone droughts and significant reductions in the level of the main river and its tributaries, compromising the basin’s sustainability, multiple uses of water and also the production of energy, as the basin houses the hydroelectric power plant of Estreito, which has an installed rated capacity of 1,087 MW.

Concerning groundwater, particularly in the metropolitan region of São Luís, there are reports of wells with high levels of salinization. In 2013, there were a total of 462 records of deep wells, distributed by several municipalities of the State (Cunha et al., 2013). Currently, there are more than 11,000 wells drilled (CPRM, 2018), which may indicate a scenario of overexploitation of the aquifers in Maranhão.

Conclusion

This study presents the application of a methodology that uses river basin sustainability indicators, bringing a contribution to the related literature, in particular to water resources management in terms of diagnosis of sustainability and support to planning and decision making. Sustainability indicators were used in the context of river basins, analyzing surface and underground waters when possible, since water resources are part of an integrated whole that has great relevance in the constitution of life and in a balanced ecosystem.

The application of the methodology to the basins of the state of Maranhão, located in Northeastern Brazil, determined sustainability with an overall intermediate performance in the river basins assessed in this research. These basins require priority measures in the hydrological dimension, especially for underground waters; attention to basic sanitation, including with regard to public supply; reduction of demands and waste; in addition to proper sewage collection and treatment. The results also highlighted the need to improve the state water management system, with actions oriented to the implementation and

consolidation of the water resources policy instruments and promotion and support to river basin committees.

The spatialization of the indicators enables a clearer view of the water sustainability of the basins in Maranhão, so that all concepts regarding the performance of the water management structure, efficient use of available water as well as potentialities, availability and water demands could be unequivocally considered.

The application of this methodology may be a model for the assessment of other river basins, especially with conditions similar to the ones evaluated in this study. This tool, provided it is regularly applied, can provide an appropriate description of the evolution of basin conditions in terms of sustainability, assisting different stakeholders and water managers in the planning, decision-making and implementation of local strategies for sustainable development. Authors such as Corrêa and Teixeira (2006) recommend that sustainability indicators are annually applied to observe their evolution and to evaluate the effectiveness of the actions proposed from the surveys of the previous period.

Carvalho et al. (2011) have shown that the adoption of an average value as a measure to build the sustainability indice may be an area of weakness, which may represent a fragility in this study. Another difficulty found when conducting this research was the scarce availability of data in most of the state river basins, a fact that prevented the inclusion of other basins in this analysis and limited the assessment of more indicators.

However, we may conclude that these results were satisfactory and are applicable in regions with scarce data. Consideration was given to variables that fulfill the main components of sustainability, with social, economic, hydro-environmental and institutional characteristics, despite their incommensurability and the complexity of grouping information from indicators of such diverse nature, in particular in places where data availability is scarce. In addition, the aspects of the indicators used here allowed the joint and separate analysis of each dimension. This allows a unique look at the most critical issues of each basin, so as to act correctively and/or preventively to solve the main negative items.

The bottlenecks and limitations identified in this study represent a window of opportunity to improve the current situation in the basins, but it requires a more efficient coordination between the different institutions involved in water resources management.

In this specific application in river basins in the Northeastern part of Brazil, the results are particularly relevant, since there is a considerable gap in the literature on the integrated management of water resources for this region, and especially in the state of Maranhão, which can support more sustainable management actions.

As for future studies, it is recommended that researches shall be carried out on the potentialities, availabilities as well as superficial and underground water demands, by river basin, portraying the current reality of water resources in the State. It is also recommended that other studies shall be carried out to address the issue of water sustainability indicators at the site, including a greater number of indicators that consider other water sustainability criteria.

Acknowledgements. To the Foundation for Scientific and Technological Research and Development of Maranhão (Fundação de Amparo à Pesquisa e ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Maranhão - FAPEMA) for their financial support.

REFERENCES

- [1] ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. (2017): Ranking nacional sobre lixões e vazadouros em operação no Brasil. Relatório Técnico. – Abrelpe, São Paulo.
- [2] ANA - Agência Nacional de Águas. (2017): Atlas Esgotos - Despoluição de Bacias Hidrográficas. – ANA, Brasília.
- [3] Araújo, S. C., Filho, J. A. S., Silva, G. M. S., Filha, M. C. S. C., Nogueira, V. F. B. (2016): Distribuição espacial de indicadores operacionais de serviço de abastecimento de água no Nordeste Brasileiro. – Revista Verde 11: 20-28.
- [4] Barros, J. D. S., Silva, M. F. A. P. (2012): Aspectos teóricos da sustentabilidade e seus indicadores. – Polêmica 11: 104-112.
- [5] Bolcárová, P., Kološta, S. (2015): Assessment of sustainable development in the EU 27 using aggregated SD index. – Ecol. Indic. 48: 699-705.
- [6] Bragatto, R. D., Martini, C. A., Steffani, M. A., Zorel Júnior, H. E., Barreto-Rodrigues, M. (2012): Indicadores ambientais de sustentabilidade sistematizados pelo modelo pressão-estado-resposta (PER): análise de águas superficiais na microbacia hidrográfica Passo da Pedra, em Pato Branco-PR. – Revista Brasileira de Agroecologia 7: 87-103.
- [7] BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental - SNSA. (2016): Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2014. – SNSA/MCIDADES, Brasília.
- [8] BRASIL. Ministério de Minas e Energia - MME. Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral-SGM. (2009): Análise das informações sobre recursos hídricos subterrâneos no país. Relatório Técnico. – MME, Brasília.
- [9] Cambraíha, G. M. G.; Fontana, M. E. (2015): Análise da aplicação de investimentos em perdas de água no nordeste brasileiro. – Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental 19: 983-994.
- [10] Campos, M. V. C. V., Ribeiro, M. M. R., Vieira, Z. M. C. L. (2014): A Gestão de Recursos Hídricos Subsidiada pelo Uso de Indicadores de Sustentabilidade. – Revista Brasileira de Recursos Hídricos 19: 209-222.
- [11] Carvalho, J. R. M., Curi, W. F. (2013): Construção de um índice de sustentabilidade hidro-ambiental através da análise multicritério: estudo em municípios paraibanos. – Soc. & Nat 25: 91-106.
- [12] Carvalho, R. G., Kelting, F. M. S., Silva, E. V. (2011): Indicadores socioeconômicos e gestão ambiental nos municípios da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, RN. – Sociedade & Natureza 23: 143-159.
- [13] Catano, N., Marchand, M., Staley, S., Wang, Y. (2009): Development and Validation of the Watershed Sustainability Index (WSI) for the Watershed of the Reventazón River - Commission for the Preservation and Management of the Watershed of the Reventazón River. – COMCURE, Cartago.
- [14] Chaves, H. M. L., Alipaz, S. (2007): An Integrated Indicator for Basin Hydrology, Environment, Live, and Policy: The Watershed Sustainability Index. – Water Resources Manage 21: 883-895.
- [15] Cornescu, V., Adam, R. (2014): Considerations regarding the role of indicators used in the analysis and assessment of sustainable development in the E. U. – Procedia Econ. Financ. 8: 10-16.
- [16] Corrêa, M. A., Teixeira, B. A. N. (2006): Indicadores de sustentabilidade para gestão de recursos hídricos no âmbito da bacia hidrográfica do Tietê-Jacaré-SP. – Rede SIADES: 145-158.
- [17] Cortés, A. E., Oyarzún, R., Kretschmer, N., Chaves, H., Soto, G., Soto, M., Amézaga, J., Oyarzún, J., Rötting, T., Señoret, M. and Maturana, H. (2012): Application of the Watershed Sustainability Index to the Elqui river basin, North-Central Chile. – Obras y Proyectos 12: 57-69.

- [18] Costa, W. D. (1994): Água subterrânea e o desenvolvimento sustentável do semi-árido nordestino. Projeto Áridas Recursos Hídricos. – SEPLAN/PR, Brasília.
- [19] CPRM (2018): Serviço Geológico do Brasil. Total de Poços Cadastrados no Estado do Maranhão. – http://siagasweb.cprm.gov.br/layout/uf_pocos.php. Accessed on 22 Jan 2018.
- [20] Cunha, C. F., Silva, L.M; Leite, A. A. L., Correa, H. M., Estrela, L. A., Rego, P. F. F. (2013): A importância do SIAGAS como instrumento de gestão no Estado do Maranhão. – CONGRESSO INTERNACIONAL DE MEIO AMBIENTE SUBTERRÂNEO, 3. ABAS, São Paulo.
- [21] Dias, I. C. L. (2018): Overview of groundwater management in the state of Maranhão. – *Journal Tchê Química* 15: 277-293.
- [22] ESRI (2011): ArcGIS - ArcMap 10 Help On Line. – ESRI, Redlands.
- [23] Fernandes, J. R. A. (2002:) Instrumentos para a Avaliação da Sustentabilidade Hídrica em Regiões Semiáridas. – Dissertação (Mestrado em Engenharia). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- [24] He, C., Malcolm, S. B., Dahlberg, K. A., Fu, B. (2000): A conceptual framework for integrating hydrological and biological indicators into watershed management. – *Landscape and Urban Planning* 49: 25-34.
- [25] Hooper, B. (2010): River basin organization performance indicators: Application to the Delaware River basin commission. – *Water Policy* 12: 461-478.
- [26] IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2017): Estimativas da população residente para os municípios e para as unidades da federação brasileiros com data de referência em 1 de julho de 2017. – IBGE, Brasília.
- [27] IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2010): Atlas do Censo Demográfico 2010. – IBGE, Rio de Janeiro.
- [28] Instituto Trata Brasil. (2015): Perdas de Água: Desafios ao Avanço do Saneamento Básico e à Escassez Hídrica. – Instituto Trata Brasil, São Paulo.
- [29] Ioris, A. A. R.; Hunter, C.; Walker, S. (2008): The development and application of water management sustainability indicators in Brazil and Scotland. – *Journal of Environmental Management* 88: 1190-1201.
- [30] Juwana, I., Perera, B. J., Muttill, N. A. (2010): Water sustainability index for West Java. Part 1: developing the conceptual framework. – *Water Sci. Technol.* 2: 1629-1640.
- [31] Lee, Y. J., Huang, C. M. (2007): Sustainability index for Taipei. – *Environmental Impact Assessment Review* 27: 505-521.
- [32] Loucks, D. P., Gladwell, J. S. (1999): Sustainability Criteria for Water Resource Systems. – Cambridge University Press, Cambridge.
- [33] Loucks, D. P., Stakhiv, E. Z., Martin, L. R. (2000): Sustainable water resources management. – *Journal of Water Resources Planning and Management* 126: 43-47.
- [34] Magalhães Júnior, A. P. (2010): Indicadores Ambientais e Recursos Hídricos: Realidade e Perspectivas para o Brasil a partir da Experiência Francesa (2 ed.). – Bertrand, Lisboa.
- [35] Maranhão, Estado. Secretaria de Estado das Cidades e Desenvolvimento Urbano - SECID (2014): Resumo Diagnóstico do Plano Diretor da Bacia Hidrográfica do Mearim/MA. – SECID, São Luís.
- [36] Maynard, I. F. N., Cruz, M. A. S., Gomes, L. J. (2017): Aplicação de um índice de sustentabilidade na bacia hidrográfica do rio Japarutuba em Sergipe. – *Ambiente & Sociedade* 20: 207-226.
- [37] Mays, L. W. (2006): Water Resources Sustainability. – McGraw-Hill Professional, New York.
- [38] Moldan, B., Janoušková, S., Hák, T. (2012): How to understand and measure environmental sustainability: indicators and targets. – *Ecol. Indic.* 17: 4-13.
- [39] Morais, D. C., Cavalcante, C. A. V., Almeida, A. T. (2010): Priorização de áreas de controle de perdas em redes de distribuição de água. – *Pesquisa Operacional* 30: 15-32.

- [40] Mukherjee, A., SAHA, D., Harvey, C. F., Taylor, R. G., Ahmed, K. M., Bhanja, S. N. (2015): Groundwater systems of the Indian sub-continent. – *Journal of Hydrology Reg Stud* 4: 1-14.
- [41] NUGEO - Núcleo Geoambiental da Universidade Estadual do Maranhão - UEMA. (2010): Estimativa das demandas e da disponibilidade hídrica das bacias hidrográficas do Estado do Maranhão. Relatório Técnico. – UEMA, São Luís.
- [42] NUGEO - Núcleo Geoambiental da Universidade Estadual do Maranhão - UEMA. (2011): Bacias Hidrográficas: Subsídios para o Planejamento e a Gestão Territorial. Relatório Técnico. – UEMA, São Luís.
- [43] OECD - Organisation for Economic Cooperation and Development. (2003): *Improving Water Management: Recent OECD Experience*. – OECD, Paris.
- [44] OECD - Organisation for Economic Cooperation and Development. (2014): *Green Growth Indicators 2014: OECD Green Growth Studies*. – OECD, Paris.
- [45] Oelkers, E. H., Hering, J. G., Zhu, C. (2011): Water: is there a global crisis? – *Elements* 7: 157-162.
- [46] ONU - United Nations Organization. (2007): *Indicators of Sustainable Development: Guidelines and Methodologies* (3 ed.). – UNO, New York, New York.
- [47] OSE - Observatorio de la Sostenibilidad en España. (2008): *Agua y Sostenibilidad: Funcionalidad de las cuencas*. – OSE, Madrid.
- [48] Pellicer-Martínez, F.; Martínez-Paz, J. M. (2016): The Water Footprint as an indicator of environmental sustainability in water use at the river basin level. – *Science of The Total Environment* 571: 561-574.
- [49] Peterson, J. M., Schoengold, K. (2008): Using numerical methods to address water supply and reliability issues: discussion. – *Am J Agric Econ* 90: 1350-1351.
- [50] Pires, A., Moratoa, J., Peixoto, H., Boteroc, V., Zuluaga, L., Figueroa, A. (2017): Sustainability assessment of indicators for integrated water resources management. – *Science of the Total Environment* 578: 139-147.
- [51] Pires, K. S., Sousa, W. K. B., Cutrim, F. J. (2016): O plano estadual de resíduos sólidos do Maranhão: As estratégias de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos orgânicos. – *Revista Jus Navigande* <<https://jus.com.br/artigos/54354/o-plano-estadual-de-residuos-solidos-do-maranhao>>. Accessed on 5 Jan 2017.
- [52] Policy Research Initiative. (2007): *Canadian Water Sustainability Index*. – Government of Canada, Ottawa.
- [53] Pompermayer, R. S., Paula Júnior, D. R., Cordeiro Netto, O. M. (2007): Análise Multicritério como Instrumento de Gestão de Recursos Hídricos: O Caso das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá. – *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 12: 117-127.
- [54] Qu, X. L., Alvarez, P. J., Li, Q. L. (2013): Applications of nanotechnology in water and wastewater treatment. – *Water Res* 47: 3931-3946.
- [55] Ross, A. (2017): Speeding the transition towards integrated groundwater and surface water management in Australia. – *Journal of Hydrology*. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.01.037>. Accessed on 27 Jan 2017.
- [56] Santos, L. C. A. (2010): Reflexões sobre água subterrânea do estado do Maranhão. – *Revista Águas Subterrâneas suplemento especial*: n. p.
- [57] Silva, F. B., Santos, J. R. N., Feitosa, F. E. C. S., Silva, I. D. C., Araújo, M. L. S., Guterres, C. E., Santos, J. S., Ribeiro, C. V., Bezerra, D. S., Neres, R. L. (2016): Evidências de Mudanças Climáticas na Região de Transição Amazônia-Cerrado no Estado do Maranhão. – *Revista Brasileira de Meteorologia* 31: 330-336.
- [58] SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. (2015): *Aplicação da Web série histórica*. – <http://www.snis.gov.br/aplicacao-web-serie-historica>. Accessed on 6 Jan 2017.
- [59] Starkl, M., Brunner, N. (2004): Feasibility versus sustainability in urban water management. – *J Environ Manage* 71: 245-260.

- [60] Sun, S., Wanga, Y., Liu, J., Cai, H., Wub, P., Geng, Q., Xu, L. (2016): Sustainability assessment of regional water resources under the DPSIR Framework. – Journal of Hydrology 532: 140-148.
- [61] UNESCO, Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura. (2008): Evaluación objetiva de la aplicación y cálculo del Índice de Sostenibilidad de Cuenca en la Cuenca Hidrográfica del Canal de Panamá. – UNESCO, Paris.
- [62] United Nations. (2007): Indicators of Sustainable Development: Guidelines and Methodologies (13th ed.). – United Nations, New York.
- [63] United Nations. (2015): The Millennium Development Goals Report 2015. – United Nations, New York.
- [64] Vieira, P. M. S.; Studart, T. M. C. (2009): Proposta Metodológica para o Desenvolvimento de um Índice de Sustentabilidade Hidro-Ambiental de Áreas Serranas no Semiárido Brasileiro - Estudo de Caso: Maciço de Baturité, Ceará. – Revista Brasileira de Recursos Hídricos 14: 125-136.
- [65] Vieira, V. P. P. B. (1999): Água Doce no Semi-Árido. – In: Rebouças, A. C., Braga, B., Tundisi, J. G. Águas Doces no Brasil - Capital Ecológico, Uso e Conservação. Escrituras, São Paulo.
- [66] Vieira, V. P. P. B., Gondim Filho, J. G. C. (2006): Água doce no semiárido. – In: Rebouças, A. C., Braga, B., Tundisi, J. G. (3 ed.) Águas Doces no Brasil - Capital Ecológico, Uso e Conservação. Escrituras, São Paulo.
- [67] Watto, M. A., Muger, A. W. (2015): Econometric estimation of groundwater irrigation efficiency of cotton cultivation farms in Pakistan. – Journal of Hydrology Reg Stud 4: 193-211.
- [68] WBCSD -World Business Council for Sustainable Development. (2000): Measuring Eco-Efficiency: A Guide to Reporting Company Performance. – WBCSD, London.
- [69] WWAP - World Water Assessment Programme. (2003): The United Nations World Water Development Report: Water for People Water for life. – Earthscan, UNESCO, London, Paris.
- [70] WWF - World Wide Fund for Nature. (2010): Living Planet Report 2010: Biodiversity, Biocapacity and Development. – WWF, Gland.

APPENDIX

Annex 1. Data used for the calculation of WUEI indices by municipality of River basin Mearim, State of Maranhão

Municipality	Total number of households	% households supplied by wells	% households supplied by a water supply system	% households with a sewage network or a septic tank	% households with sewage treatment	% households with waste collection	Average percentage of physical losses water in the network
Açailândia	27,473	20.28	76.55	95.95	43.02	86.98	60.19
Altamira do Maranhão	2,632	30.01	51.13	76.75	0	17.04	51.23
Alto Alegre do Pindaré	7,282	23.05	76.79	78.97	28.44	25.39	68.7
Amarante do Maranhão	9,267	39.05	57.45	58.25	18.31	33.19	55.02
Anajatuba	6,503	46.71	42.77	59.16	19.15	14.01	55.71
Araguanã	3,051	62.3	37.05	81.02	0	46.39	64.51
Arame	6,961	58.44	38.37	51.02	15.49	41.02	7.6
Arari	6,915	25.76	66.8	71	17.41	45.2	11
Bacabal	26,215	15.11	81.15	76.37	68.98	65.71	48.64
Bacabeira	3,660	19.2	72.54	69.8	69.55	39.93	79.04
Barra do Corda	21,597	31.76	58.53	65.45	45.11	50.71	68.34
Bela Vista do Maranhão	2,979	29.31	69.39	84.69	41	22.58	0

Municipality	Total number of households	% households supplied by wells	% households supplied by a water supply system	% households with a sewage network or a septic tank	% households with sewage treatment	% households with waste collection	Average percentage of physical losses water in the network
Bernardo do Mearim	1,496	59.93	38.24	66.01	6.98	40.59	86.88
Bom Jardim	9,610	36.46	58.79	75.82	51.12	27.14	74.14
Bom Jesus das Selvas	6,220	52.74	43.19	53.33	35.8	24.1	67.86
Bom Lugar	3,514	67.71	29.05	59.51	43.09	14.89	0
Brejo de Areia	1,276	55.66	41.24	52.26	11.22	3.44	0
Buritcupu	14,968	19.03	76.75	82.54	0	27.72	86.01
Buritirana	3,778	16.82	82.77	87.59	7.12	34.29	2.86
Cajapió	2,594	73.65	25.31	67.07	8.97	0.76	82
Cajari	4,306	75.22	16.85	52.14	21.1	11.67	91.17
Capinzal do Norte	2,884	31.61	66.72	59.54	44.63	24.49	0
Centro Novo do Maranhão	3,951	79.42	10.45	66.02	22.43	8.08	0
Conceição do Lago Açú	3,336	32.04	61.52	41.04	11.05	20.96	61.91
Dom Pedro	6,208	16.8	76.59	75.44	0	69.06	62.4
Esperantinópolis	4,806	25.34	70.39	67.81	15.18	53.26	69.81
Fernando Falcão	1,883	68.16	15.53	30.61	33.13	3.88	0
Formosa da Serra Negra	3,884	60.21	34.59	38.32	18.02	2598	0
Governador Newton Bello	2,831	63.91	34.84	65.48	11.3	22.22	56.18
Grajaú	14,913	23.06	72.3	63.49	39.01	58.59	9.46
Igarapé do Meio	3,022	29.91	64.5	49.65	14.32	3.01	0
Igarapé Grande	2,853	38.84	60.73	62.1	10.37	62.2	66.68
Itaipava do Grajaú	3,293	20.75	70.41	55.46	0	24.33	0
Jenipapo dos Vieiras	3,636	61.8	31.59	51.81	0	6.16	20.73
João Lisboa	5,407	15.27	84.13	92.42	31.7	53.58	72.45
Joselândia	3,913	19.08	77.34	58.98	12.39	17.81	53.43
Lago da Pedra	11,463	77.38	18.62	84.37	5.4	73.25	62.69
Lago do Junco	2,594	86.84	11.59	50.85	12.35	17.85	79.38
Lago dos Rodrigues	2,060	69.21	28.88	74.59	0	43.54	0
Lago Verde	3,684	46.78	47.5	48.19	9.33	18.75	78.55
Lagoa Grande do Maranhão	2,407	33.09	52.36	65.03	3.47	37.85	0
Lima Campos	3,185	34.61	61.72	67.67	7.06	53.55	65.23
Marajá do Sena	1,759	90.47	7.28	20.62	2	7.45	0
Matinha	5,579	62.68	37.15	88.9	13.9	27.22	74.5
Matões do Norte	2,519	23.82	45.32	33.35	10.7	16.99	81.44
Miranda do Norte	5,196	17.73	76.85	51.83	5.44	55.57	61.74
Monção	7,470	48.44	37.4	55.25	15.76	1.62	88.59
Montes Altos	2,381	37.69	61.42	59.23	6.32	48.48	48.91
Olho D'água das Cunhãs	4,857	55.91	39.19	64.31	31.4	18.07	91.14
Olinda Nova do Maranhão	3,264	44.54	52.9	48.2	8.22	26.26	0
Paulo Ramos	4,746	66.76	27.89	65.16	5.69	38.41	89.77
Pedreiras	10,630	16.83	78.79	59.18	9.13	66.3	72.43
Pedro do Rosário	5,294	94.78	3.71	75.69	5.06	13.5	0
Penalva	7,889	57.44	38.14	71.56	14.65	8.47	69.63
Peritoró	5,593	47.32	51.55	40.94	4.31	17.66	73.42
Pindaré-Mirim	7,750	6.25	92.38	76.66	6.38	53.35	61.53
Pio XII	5,399	26.09	60.02	63.4	31.49	34.9	50
Poção de Pedras	5,309	72.49	26.76	64.2	7.22	38.07	73.61
Presidente Dutra	11,923	2.17	95.99	83.81	13.11	59.37	58.84
Santa Filomena do Maranhão	1,753	12.26	82.3	15.18	0	0.97	73.17
Santa Inês	20,264	4.52	93.9	78.75	58.77	77.33	65.09
Santa Luzia	17,466	48.62	44.21	50.36	44.36	9.67	69.53
Santa Rita	7,887	46.53	51.45	62.85	22.47	17.37	69.37

Municipality	Total number of households	% households supplied by wells	% households supplied by a water supply system	% households with a sewage network or a septic tank	% households with sewage treatment	% households with waste collection	Average percentage of physical losses water in the network
Santo Antônio dos Lopes	3,708	44.49	51.05	52.87	32.25	38.24	73.1
São Francisco do Brejão	2,672	24.97	73.93	81.69	11.78	63.08	18.28
São João Batista	5,069	50.51	20.91	71.92	0	7.46	98.06
São João do Carú	2,615	54.19	39.85	71.96	0	24.76	0
São José dos Basílios	1,870	35.92	59.66	46.49	3.09	13.34	79.57
São Luís Gonzaga do Maranhão	5,236	54.74	34.57	47.08	17.03	13.43	96.4
São Mateus do Maranhão	9,818	41.44	55.56	78.08	12.28	60.14	67.82
São Raimundo do Doca Bezerra	1,397	26.82	46.35	59.35	2.75	42.18	0
São Roberto	1,317	39.3	60.14	46.73	0	41.37	0
São Vicente Férrer	5,131	76.29	20.65	54.49	17.03	12.06	74.34
Satubinha	2,491	33.33	65.27	53.44	21	13.95	82.49
Senador La Rocque	4,530	9.14	90.4	74.2	12.86	41.02	76.62
Sítio Novo	4,097	49.76	41.02	45.08	8.9	41.49	0
Trizidela do Vale	5,101	13.55	80.29	70.08	6.97	68.6	73.6
Tufilândia	1,373	38.99	59	50.03	33	1.34	8.46
Tuntum	10,440	16.01	77.24	74.13	11.78	60.43	73.4
Viana	12,347	58.28	31.78	78.97	13.2	34.13	14.23
Vitória do Mearim	7,547	15.59	81.56	89.32	10.77	35.83	93.92
Vitorino Freire	8,222	57.92	40.64	80.24	8.05	40.64	80.73
Zé Doca	11,887	48.96	48.48	71.96	9.56	48.76	71.39

Annex 2. Data used for the calculation of WUEI indices by municipality of River basin Itapecuru, State of Maranhão

Municipality	Total number of households	% households supplied by wells	% households supplied by a water supply system	% households with a sewage network or a septic tank	% households with sewage treatment	% households with waste collection	Average percentage of physical losses water in the network
Aldeias Altas	5,795	67.64	24.74	35.63	4.7	19.2	83.2
Alto Alegre do Maranhão	7,282	26.6	72.08	77.64	33.21	47.82	75.51
Arari	6,915	25.76	66.8	71	17.41	45.2	20
Axixá	2,542	57.3	38.45	53.8	12	11.02	54.63
Bacabal	26,215	15.11	81.15	76.37	68.98	65.71	48.64
Bacabeira	3,660	19.2	72.54	69.8	69.55	39.93	79.04
Buriti Bravo	5,702	28.86	61.81	51.66	0	16.46	73.34
Cantanhede	4,713	25.96	67.63	56.21	10.03	31.63	38.75
Capinzal do Norte	2,884	31.61	66.72	59.54	44.63	24.49	0
Caxias	40,172	21.18	75.41	65.12	47.21	55.41	60.28
Codó	29,594	28.89	69.8	60.89	34.76	64.78	33.05
Colinas	9,855	42.27	51.01	60.43	31.27	30.56	82.89
Coroatá	15,930	23.62	72.4	57.89	7.2	50.36	73.6
Dom Pedro	6,208	16.8	76.59	75.44	0	69.06	62.4
Fernando Falcão	1,883	68.16	15.53	30.61	33.13	3.88	0
Formosa da Serra Negra	3,884	60.21	34.59	38.32	18.02	25.98	0
Fortuna	3,926	10.46	68.69	84.55	4.34	42.11	72.69
Gonçalves Dias	4,558	34.34	61.9	52.12	12.11	37.13	66.08
Governador Archer	2,582	15.02	84.31	70.88	8.32	55.68	30.34
Governador Eugênio Barros	4,093	18.22	79.73	57.3	0	29.16	91
Governador Luiz Rocha	1,891	6.37	91.65	56.3	6	4.3	81.4
Graça Aranha	1,696	2.24	96.99	83.11	17.34	44.47	79.56

Itapecuru Mirim	15,710	37.56	58.52	63.79	15.24	34.1	58.43
Jatobá	2,139	8.71	89.45	99.61	0	3.68	81.56
Lagoa do Mato	2,687	26.04	65.9	50.72	1.98	15	5.29
Lima Campos	3,185	34.61	61.72	67.67	7.06	53.55	65.23
Loreto	2,669	33.14	61.47	66.57	3.44	45.18	73.79
Matões	7,598	50.42	46.62	55.4	4.47	13.12	0
Matões do Norte	2,519	23.82	45.32	33.35	10.7	16.99	81.44
Mirador	4,894	8.05	86.67	74.84	11	55.02	59.97
Miranda do Norte	5,196	17.73	76.85	51.83	5.44	55.57	61.74
Paraibano	5,291	12.25	82.67	69.25	5.91	61.72	65.63
Parnarama	8,654	42.91	53.17	51.89	0	22.42	20
Passagem Franca	4,562	12.83	85.08	52.95	7.54	32.3	0
Pastos Bons	4,694	20.48	76.59	68.26	14.65	50.91	18.94
Peritoró	5,593	47.32	51.55	40.94	4.31	17.66	73.42
Pirapemas	4,157	38.08	54.68	56.76	9.3	22.84	80.92
Presidente Juscelino	2,495	70.87	23.94	43.18	4.87	8.09	83.01
Rosário	9,448	28.22	64.07	71.15	19.07	49.23	56.65
Sambaíba	1,370	55.31	40.79	48.05	12.37	3.14	88.52
Santa Rita	7,887	46.53	51.45	62.85	22.47	17.37	69.37
Santo Antônio dos Lopes	3,708	44.49	51.05	52.87	32.25	38.24	73.1
São Domingos do Azeitão	1,679	38.58	57.33	79.04	9.44	49.84	46.6
São Domingos do Maranhão	8,853	26.53	65.06	74.81	13.2	32.9	79.46
São Félix de Balsas	1,213	85.31	10.16	46.46	5.87	10.93	91
São Francisco do Maranhão	3,289	51.58	39.24	22.62	0.87	15.62	43.81
São João do Soter	4,268	46.48	50.14	37.15	1.23	1.94	15.38
São João dos Patos	7,007	12.95	84.42	77.28	7.26	56.35	65.36
São Luís Gonzaga do Maranhão	5,236	54.74	34.57	47.08	17.03	13.43	96.4
São Mateus do Maranhão	9,818	41.44	55.56	78.08	12.28	60.14	67.82
São Raimundo das Mangabeiras	4,443	32.37	61.87	47.11	14.09	50.06	49.24
Senador Alexandre Costa	2,573	91.26	6.65	62.48	13.54	23.33	0
Sucupira do Norte	2,696	24.07	62.91	63.69	0	19.08	92
Timbiras	6,549	44.28	41.02	47.73	8.51	13.11	58.76
Timon	40,477	11.76	85.55	80.01	48.93	71.1	43.98
Tuntum	10,440	16.01	77.24	74.13	11.78	60.43	73.4
Turiaçu	7,784	83.09	12.93	65.81	5.87	15.1	15.8
Vargem Grande	11,100	48.39	37.43	41.96	14	14.7	69.13

Annex 3. Data used for the calculation of WUEI indices by municipality of River basin Parnaíba, State of Maranhão

Municipality	Total number of households	% households supplied by wells	% households supplied by a water supply system	% households with a sewage network or a septic tank	% households with sewage treatment	% households with waste collection	Average percentage of physical losses water in the network
Água Doce do Maranhão	2,730	71.45	26.72	60.47	3.97	16.11	0
Alto Parnaíba	2,647	37.9	59.16	31.69	12.22	33.2	29.09
Anapurus	3,328	37.32	57.69	50.31	5.88	12.9	68.19
Araioses	10,241	82.89	12.47	58.98	7.39	11.49	81.31
Balsas	21,310	32.57	65.47	75.37	43.2	73.95	28.69
Barão de Grajaú	4,735	22.75	66.38	46.79	0	41.51	79.9
Barreirinhas	12,162	72.16	21.27	77.99	15.43	19.17	71.43
Benedito Leite	1,424	15.4	70.01	51.19	1.54	41.67	74.21
Brejo	7,953	51.7	40.73	26.18	0	3.47	91.67
Buriti	6,044	66.7	22.84	26.24	13.74	8.38	80.64

Municipality	Total number of households	% households supplied by wells	% households supplied by a water supply system	% households with a sewage network or a septic tank	% households with sewage treatment	% households with waste collection	Average percentage of physical losses water in the network
Caxias	40,172	21.18	75.41	65.12	47.21	55.41	60.28
Coelho Neto	11,110	20	72.15	79.03	4.21	48.13	85.52
Duque Bacelar	2,387	53.57	45.72	39.12	11.65	12.23	73.51
Feira Nova do Maranhão	1,988	80.2	18.62	46.7	0	27.64	0
Fortaleza dos Nogueiras	2,851	48.29	44.98	49.57	9.11	46.6	53.78
Lagoa do Mato	2,687	26.04	65.9	50.72	1.98	15	5.29
Loreto	2,669	33.14	61.47	66.57	3.44	45.18	73.79
Magalhães de Almeida	4,033	16.3	77.21	66.76	18.12	41.29	74.89
Matões	7,598	50.42	46.62	55.4	4.47	13.12	0
Milagres do Maranhão	1,800	51.97	40.79	32.76	10.54	10.75	0
Nova Colinas	1,186	40.49	50.08	50.79	12.2	29.08	13
Nova Iorque	1,202	40.56	55.44	46.26	0	26.68	67.05
Parnarama	8,654	42.91	53.17	51.89	0	22.42	20
Passagem Franca	4,562	12.83	85.08	52.95	7.54	32.3	0
Pastos Bons	4,694	20.48	76.59	68.26	14.65	50.91	18.94
Riachão	5,277	46.77	51.98	55.05	16	43.46	68.3
Sambaíba	1,370	55.31	40.79	48.05	12.37	3.14	88.52
Santa Quitéria do Maranhão	6,364	57.57	41.17	45.71	6.73	26.92	71.9
Santana do Maranhão	2,500	9.85	89.71	56.26	23.4	5.94	0
São Bernardo	6,289	53.19	37.31	57.56	12.66	25.69	49.07
São Domingos do Azeitão	1,679	38.58	57.33	79.04	9.44	49.84	46.6
São Félix de Balsas	1,213	85.31	10.16	46.46	5.87	10.93	91
São Francisco do Maranhão	3,289	51.58	39.24	22.62	0.87	15.62	43.81
São João dos Patos	7,007	12.95	84.42	77.28	7.26	56.35	65.36
São Raimundo das Mangabeiras	4,443	32.37	61.87	47.11	14.09	50.06	49.24
Sucupira do Riachão	1,213	22.97	72.83	56.26	9.45	0.07	42.18
Tasso Fragoso	1,935	35.77	62.19	55.13	13.04	55.13	59.97
Timon	40,477	11.76	85.55	80.01	71.1	71.1	43.98
Tutóia	11,344	66.54	27.64	53.86	20.65	14.92	27.7

Annex 4. Data used for the calculation of WUEI indices by municipality of River basin Tocantins, State of Maranhão

Municipality	Total number of households	% households supplied by wells	% households supplied by a water supply system	% households with a sewage network or a septic tank	% households with sewage treatment	% households with waste collection	Average percentage of physical losses water in the network
Açailândia	27,473	20.28	76.55	95.95	43.02	86.98	60.19
Buritirana	3,778	16.82	82.77	87.59	7.12	34.29	2.86
Campestre do Maranhão	3,529	8.13	91.44	89.4	6.31	68.43	0
Carolina	6,284	24.2	68.31	55.83	16.98	53.43	51
Cidelândia	3,515	19.2	80.19	84.62	0	45.89	53.6
Davinópolis	3,326	38.85	60.6	69.83	0	27.99	75.66
Estreito	9,117	22.52	76.17	61.4	11.6	70.77	0
Feira Nova do Maranhão	1,988	80.2	18.62	46.7	0	27.64	0
Governador Edison Lobão	4,243	18.67	80.12	80.07	17.09	67.67	0
Igarapé Grande	2,853	38.84	60.73	62.1	10.37	62.2	66.68
Imperatriz	68,537	6.32	93.29	67.83	56.34	89.22	71.59
João Lisboa	5,407	15.27	84.13	92.42	31.7	53.58	72.45
Lajeado Novo	1,825	36.12	56.77	48.79	6.74	44.77	0

Municipality	Total number of households	% households supplied by wells	% households supplied by a water supply system	% households with a sewage network or a septic tank	% households with sewage treatment	% households with waste collection	Average percentage of physical losses water in the network
Montes Altos	2,381	37.69	61.42	59.23	6.32	48.48	48.91
Porto Franco	5,638	20.23	79.71	90.11	13.21	78.49	27.26
Riachão	5,277	46.77	51.98	55.05	16	43.46	68.3
Ribamar Fiquene	1,899	39.28	59.13	73.32	12	59.28	0
São Francisco do Brejão	2,672	24.97	73.93	81.69	11.78	63.08	18.28
São João do Paraíso	2,876	37.42	58.11	56.57	14.71	42.88	9.09
São Pedro da Água Branca	3,017	24.47	72.84	87.38	9.43	57.46	81.37
São Pedro dos Crentes	1,105	45.65	54.17	55.84	7.52	50.31	0
Senador La Rocque	4,530	9.14	90.4	74.2	12.86	41.02	76.62
Serrano do Maranhão	2,734	53.35	31.98	75.84	7	1.07	0
Sítio Novo	4,097	49.76	41.02	45.08	3.65	41.49	0
Vila Nova dos Martírios	2,728	17.76	75.3	90.7	0	71.51	0

Annex 5. Data used for the calculation of WUEI indices by municipality of River basin Munim, State of Maranhão

Municipality	Total number of households	% households supplied by wells	% households supplied by a water supply system	% households with a sewage network or a septic tank	% households with sewage treatment	% households with waste collection	Average percentage of physical losses water in the network
Afonso Cunha	1,301	51.53	42.04	46.18	11.53	50.25	83.2
Aldeias Altas	5,795	67.64	24.74	35.63	4.7	19.2	83.2
Anapurus	3,328	37.32	57.69	50.31	5.88	12.9	68.19
Axixá	2,542	57.3	38.45	53.8	12	11.02	54.63
Belágua	1,263	40.71	41.64	58.67	0	0.12	25
Brejo	7,953	51.7	40.73	26.18	0	3.47	91.67
Buriti	6,044	66.7	22.84	26.24	13.74	8.38	80.64
Cachoeira Grande	1,763	78.87	10.75	40.11	5.67	5.96	60
Caxias	40,172	21.18	75.41	65.12	47.21	55.41	60.28
Chapadinha	17,658	45.74	40.14	71.77	16.87	30.52	52.35
Codó	29,594	28.89	69.8	60.89	34.76	64.78	33.05
Coelho Neto	11,110	20	72.15	79.03	4.21	48.13	85.52
Duque Bacelar	2,387	53.57	45.72	39.12	11.65	12.23	73.51
Icatu	5,782	81.46	14.68	51.66	17	11.6	70.58
Itapecuru Mirim	15,710	37.56	58.52	63.79	15.24	34.1	58.43
Mata Roma	3,537	19.81	76.12	65.96	12.23	14.94	71.56
Milagres do Maranhão	1,800	51.97	40.79	32.76	10.54	10.75	0
Morros	3,774	46.94	33.42	44.58	7.32	19.79	78.75
Nina Rodrigues	2,541	75	22.56	75.56	13.17	13.43	73.9
Presidente Juscelino	2,495	70.87	23.94	43.18	4.87	8.09	83.01
Presidente Vargas	2,514	85.8	6.47	31.57	0	4.2	97
Santa Quitéria do Maranhão	6,364	57.57	41.17	45.71	6.73	26.92	71.9
Santa Rita	7,887	46.53	51.45	62.85	22.47	17.37	69.37
São Benedito do Rio Preto	3,918	62.17	31.1	77.57	0	3.68	97
Timbiras	6,549	44.28	41.02	47.73	8.51	13.11	58.76
Urbano Santos	5,324	55.72	26.8	59.12	6	13.49	74.35
Vargem Grande	11,100	48.39	37.43	41.96	14	14.7	69.13

Annex 6. Data used for the calculation of WUEI indices by municipality of River basin Gurupi, State of Maranhão

Municipality	Total number of households	% households supplied by wells	% households supplied by a water supply system	% households with a sewage network or a septic tank	% households with sewage treatment	% households with waste collection	Average percentage of physical losses water in the network
Açailândia	27,473	20.28	76.55	95.95	43.02	86.98	60.19
Amapá do Maranhão	1,504	19.73	75.05	90.62	10.12	22.06	0
Boa Vista do Gurupi	1,812	96.05	2.83	74.5	4.57	40.89	0
Carutapera	5,078	61.14	33.76	32.69	20.3	21.8	60.07
Centro do Guilherme	2,593	72.19	26.17	65.65	2.33	32.15	0
Centro Novo do Maranhão	3,951	79.42	10.45	66.02	22.43	8.08	0
Cidelândia	3,515	19.2	80.19	84.62	0	45.89	53.6
Itinga do Maranhão	6,601	18.93	78.14	89.5	13	68.9	49.57
João Lisboa	5,407	15.27	84.13	92.42	31.7	53.58	72.45
Junco do Maranhão	988	51.61	46.53	89.14	8.77	29.59	0
Maracaçumé	4,605	59.55	30.12	53.93	6.25	56.23	25.67
São Francisco do Brejão	2,672	24.97	73.93	81.69	11.78	63.08	18.28
São João do Carú	2,615	54.19	39.85	71.96	0	24.76	0

ANEXO II- Solicitação de dados junto à SEMA

14 36 39
SECRETARIA DE ESTADO DE
MEIO AMBIENTE E RECURSOS
NATURAIS-SEMA
RECEBIDO
Em 28/06/17 às 9:31hs
Ass. *[assinatura]*

Ofício nº 001/2017

São Luís, 20 de maio de 2017.

À Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Naturais do Maranhão - SEMA
A/C: Superintendência de Recursos Hídricos
Av. dos Holandeses, nº 4, Quadra 6, Edifício Manhattan, Calhau.
CEP.: 65.071-380 - São Luís/MA

Assunto: Solicitação de documentos e informações.

Senhor Superintendente,

Considerando o Termo de Cooperação Técnica firmado entre a Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Naturais do Maranhão e a Fundação Sousem de Apoio ao Desenvolvimento da UFMA, contrato nº 07/2014, visando ao atendimento e cumprimento da Resolução Conama nº 420/2009, solicito, com fundamento na Lei nº 12.527/2011, Lei de Acesso a Informações Públicas, acesso (e eventualmente cópia) dos relatórios técnicos produzidos durante a vigência do mencionado contrato.

Solicitam-se ainda, dados e informações sobre os seguintes atos administrativos emitidos nos últimos cinco anos: autorizações para perfuração de poços, outorgas de direito de uso de água subterrânea e dispensas de outorga, quais sejam: número do processo, coordenadas do ponto, município, vazão autorizada, finalidade de uso, data de vencimento da autorização, bacia hidrográfica, aquífero, profundidade do poço, nível estático, nível dinâmico, dados do perfil construtivo e demais informações técnicas do poço.

Objetiva-se, com o pedido, obter dados e informações oficiais sobre solos e águas subterrâneas do Estado do Maranhão, que auxiliem a realização da pesquisa intitulada "Análise espacial da hidroquímica de poços no Estado do Maranhão:

14 36 35
UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E BIOTECNOLOGIA

subsidios ao gerenciamento e conservação dos recursos hídricos”, desenvolvida no âmbito do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia da UFMA, que visa subsidiar a gestão ambiental e de recursos hídricos do Estado. Dessa forma, solicito que as informações contidas nos relatórios sejam fornecidas em formato digital, quando disponíveis.

Na eventualidade das informações solicitadas não serem fornecidas, requeiro que seja apontada a razão da negativa bem como, se for o caso, eventual grau de classificação de sigilo (ultrassecreto, secreto ou reservado), tudo nos termos do artigo 24, parágrafo 1º da Lei 12.527/2011.

Na certeza do atendimento à solicitação ora formulada, agradeço a atenção.

Atenciosamente,

Isabel Cristina Lopes Dias

Isabel Cristina Lopes Dias

Doutoranda em Biodiversidade e Biotecnologia

UFMA

ANEXO III- Resposta da SEMA quanto à disponibilização dos dados públicos



GOVERNO DO ESTADO DO MARANHÃO
SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS – SEMA
SUPERINTENDÊNCIA DE RECURSOS HÍDRICOS - SRH

Ofício nº 26/2017/SRH-SEMA

São Luis, 03 de julho de 2017.

À Senhora Isabel Cristina Lopes Dias
Doutoranda em Biodiversidade e Biotecnologia – UFMA
Nesta

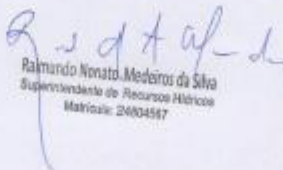
Assunto: Resposta ao Ofício nº 001/2017 - Solicitação de documentos e informações – **Doc. 173639**

Prezada Senhora,

Informamos que os dados solicitados estão disponíveis nesta Superintendência de Recursos Hídricos. Todas as informações requeridas foram organizadas e reunidas em arquivos de extensões variadas e seguem em CD anexo, em formato digital.

Colocamo-nos à disposição para qualquer esclarecimento.

Atenciosamente,


Raimundo Nonato Medeiros da Silva
Superintendente de Recursos Hídricos
Matrícula: 26004567

Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Naturais – SEMA/MA
Sede: Avenida dos Holandeses, Quadra 06, nº 04, Edifício Manhattan, Calhau – CEP:65.071-380 – São Luis-MA
Fax: 98 3194-8900
Site: <http://www.sema.ma.gov.br/>