CAPÍTULO XVII

A Legislação brasileira, a ferramenta de enquadramento dos corpos hídricos e sua efetividade na garantia da qualidade das águas no Brasil

*Amrita K.K.C. Lopes¹, Lucas G. Queiroz¹, Sheila Cardoso-Silva², Daniel C.V.R. Silva³, Morun Bernardino Neto¹

¹Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo, Lorena-SP

²Programa em Ecologia e Manejo de ecossistemas Naturais, Universidade Federal do Acre, Rio Branco-AC

³Instituto de Estudos do Xingu, Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará, São Félix do Xingu-PA

*amritak.eng@gmail.com

<https://doi.org/10.4322/978-65-86819-07-6-17>

RESUMO

A água é um elemento primordial para a sobrevivência de todos os seres vivos e para o desenvolvimento de inúmeras atividades antrópicas, como a produção de alimentos, a assimilação de efluentes e a produção industrial. Apesar de ser um recurso em abundância, principalmente no Brasil, a água não se distribui de forma igualitária e, muitas vezes, se apresenta em condições de qualidade inadequadas, sendo essencial o estabelecimento de políticas e instrumentos capazes de unir a gestão de sua quantidade com a de sua qualidade. Por conta disso, a Política Nacional de Recursos Hídricos estabeleceu como um de seus instrumentos de gestão o Enquadramento dos corpos hídricos em classes segundo seus usos preponderantes, que visa garantir aos mananciais brasileiros níveis de qualidade condizentes com os usos a que estão destinados. O foco do presente capítulo consiste, então, em avaliar se as diretrizes que embasam o Enquadramento, dispostas na CONAMA 357/05, são de fato suficientes para a garantia da qualidade das águas doces superficiais, além de analisar se a aplicação da ferramenta tem trazido resultados efetivos para a gestão dos rios brasileiros. Através da análise comparativa da CONAMA 357/05 com legislações e índices internacionais modelos, como a dos EUA e Canadá, constatou-se haver uma ineficiência tanto no texto legislativo nacional, como na aplicação da ferramenta de Enquadramento, de forma a indicar a necessidade de melhoria da gestão hídrica no país para que se garanta a existência desse recurso ainda para as gerações futuras.

Palavras-chave: Corpos hídricos; Legislação brasileira; Legislação Canadense; Qualidade das águas; Poluição

INTRODUÇÃO

A água é uma das substâncias essenciais para a existência de vida no planeta. É através dela que mantém-se o equilíbrio do meio ambiente e que todos os seres vivos realizam boa parte de seus processos fisiológicos básicos. Na subsistência humana, a água ainda é utilizada para diversos outros propósitos, como para as atividades de lazer, agricultura e indústria (Silva et al., 2019).

Embora ocupando 70% da superfície da Terra (Saveh, 2016), a água não se distribui de forma igualitária, acessível e assimilável por todos os seres vivos no planeta. Do total, apenas 2,5% de toda a água do planeta corresponde à água doce, sendo o restante água salgada, não assimilável por boa parte dos seres. Deste montante de água doce, boa parte (68,9%) está em forma de gelo nas regiões do Ártico, da Antártica e das montanhas. Outra parte ainda se encontra alocada subterraneamente (29,9%) e uma parcela consiste em pântanos ou solos úmidos (0,9%). Sendo assim, apenas 0,3% do total da água doce se apresenta de forma acessível e assimilável pelos seres vivos no planeta (Silva et al., 2019), estando, no entanto, distribuída de forma irregular entre todos os continentes do mundo. O Relatório Mundial das Nações Unidas (WWAP, 2018) comprova este fato apontando que já no ano de 2018, 3,6 bilhões de pessoas estavam residindo em áreas já com sinais de escassez de água pelo menos em um mês do ano.

Acrescido à má distribuição e ao difícil acesso, ainda existe o fato de que inúmeras atividades antrópicas acarretam em impactos tanto na quantidade, como na qualidade dos recursos hídricos, reduzindo ainda mais a quantidade disponível de água com qualidade para uso. O crescimento populacional vem ainda à intensificar esse quadro, uma vez que, com o aumento da população, há também o aumento das necessidades humanas, tais como abastecimento, sistema de esgotamento e produção de alimentos, de forma a estimular mais ainda as atividades e seus impactos no meio. A Tab. 1 traz mais detalhes sobre os impactos que são gerados através das atividades antrópicas.

Tab. 1. Síntese dos impactos ambientais proporcionados por atividades antrópicas

ATIVIDADES ANTRÓPICAS	IMPACTOS DAS ATIVIDADES NOS CORPOS HÍDRICOS	REFERÊNCIAS
Abastecimento público	- Desperdício	CARMO et al., 2007; SILVA et al., 2013; SNIS, 2015
Agricultura	- Desperdício; - Promoção da eutrofização; - Contaminação por pesticidas, herbicidas e fertilizantes;	CARMO et al., 2007; ROCHA et al., 2011; REBOUÇAS, 2003, 2004; EVENSON; GOLLIN; AFRICA, 2003; GARNETT et al., 2013; MULLER et al., 2017; CHIARELLO et al., 2017; PINHEIRO et al., 2017; SILVA et al., 2008; SCHIESARI; GRILLITISCH, 2011
Industrial	- Contaminação por resíduos tóxicos	SOUZA et al., 2014; ANA, 2017
Despejo de efluentes urbanos tratados de forma inadequada	- Aumento da DBO; - Promoção do processo de Eutrofização; - Metilação de mercúrio e bioacumulação do metal no ecossistema e nos organismos aquáticos, podendo alcançar o organismo humano através da cadeia alimentar.	LIBANIO, 2016; LACERDA; SALOMONS, 1998; MALM, 1998; LACERDA et al., 2001; AZEVEDO, 2005
Garimpo	- Contaminação por mercúrio.	LIMA, 2013; LACERDA, L. D.; MALM O., 2008; NRIAGU, 1992; LACERDA, 1995
Pecuária	- Promoção da eutrofização; - Contaminação por pesticidas; - Diminuição da recarga dos aquíferos; - Aumento da entrada de material particulado nos corpos hídricos superficiais.	ARMOUR, 1991; ZANINI, 2000; ZEN, 2008; VESCHI; BARROS; RAMOS, 2010
Mineração	-Liberação de rejeitos tóxicos, incluindo metais pesados e compostos solúveis, acarretando na contaminação das águas superficiais e do solo, podendo atingir também as águas subterrâneas; - Assoreamento de corpos hídricos da região; - Contaminação e bioacumulação dos poluentes nos organismos vivos aquáticos presentes nos corpos hídricos contaminados, acarretando em danos no seu material genético e expondo riscos de contaminação aos humanos através da cadeia alimentar	LIBANIO, 2016; VASCONCELLOS, et al., 2012; PEREIRA, 2019; MECHI; SANCHES, 2010; KREWSKI et al., 2007; ACHARY et al., 2008; SAMARDAKIEWICZ; WOŻNY, 2005; FUSCONI et al., 2006; GUERRA, 2009; DUTRA, et. al., 2019

Em específico para o Brasil observa-se que, apesar de ser um país privilegiado pela abundância de rios, a água acessível também se distribui

de forma desigual dentro de seu território, havendo maiores quantidades em locais menos habitados, como a Amazônia, e maiores carências em locais com maiores populações (Saveh, 2016). Além disso, a má condução política do país, que vem se mostrando bastante permissiva com relação ao monitoramento da qualidade das águas e a execução de remediações, fiscalizações e aplicação de punições, permite que sejam cometidos grandes desperdícios de água em atividades como a de abastecimento e agricultura, além das contaminações diretas através dos despejos *in natura* de esgotos domésticos e industriais recorrentes em diversas regiões, como a do Rio Paraíba do Sul (Santos et al., 2015). Essa má gestão resulta, então, na diminuição da quantidade de água disponível com qualidade no país.

Assim, os diversos usos da água, sua má distribuição e, principalmente, sua gestão permissiva à degradação, influenciam diretamente na sua disponibilidade para consumo e na sobrevivência desta e das demais gerações. Desta forma, se torna evidente que a adoção de ferramentas de controle é necessária em todo o mundo, inclusive no território brasileiro. Essas ferramentas são propostas pelos sistemas de gestão de cada país, que se consagram por meio das Políticas, do Gerenciamento e dos Sistemas de Água (Setti, 2000). No Brasil, a política que abrange os recursos hídricos nacionais é a chamada PNRH - Política Nacional de Recursos Hídricos, que propõe instrumentos de gestão responsáveis por auxiliá-la a chegar em seus objetivos.

Neste capítulo, então, será analisada a aplicação e a efetividade de um desses instrumentos de gestão – o enquadramento dos corpos hídricos segundo seus usos preponderantes, de forma a avaliar se este tem sido aplicado de forma eficiente, colaborando na garantia da qualidade das águas do país. Salienta-se ainda que a CONAMA 357/05, Resolução que será aprofundada adiante, define como objeto de enquadramento qualquer segmento de corpo d'água (BRASIL, 2005), sendo o foco do presente manuscrito os corpos de água doce superficiais, que compreendem qualquer manancial hídrico, reservatório artificial ou natural, curso d'água, trecho de rio, lago ou lagoa (SEMAD., 2008).

A PNRH E SUA FERRAMENTA DE ENQUADRAMENTO DOS CORPOS HÍDRICOS

A PNRH foi instituída no Brasil em 1997, pela lei de nº 9.433, e é considerada um grande marco no país por instaurar um sistema mais integrado e participativo, quebrando o centralismo burocrático tradicional no país desde as ordenações portuguesas (Gomes, 2004; Silva, 2008).

Seus princípios estão contidos no art. 1º da Lei no 9.433, que define que a água é um bem de domínio público, cuja gestão deve sempre garantir os usos múltiplos feitos dela e que o poder de decisão de sua gestão deve recair aos Comitês de Bacias Hidrográficas, que são grupos gestores formados por representantes do governo, da comunidade usuária e da sociedade civil (ANA, 2014b). Baseado nestes princípios, a PNRH, define seus objetivos em seu art. 2º que consistem em melhorar em qualidade e quantidade todas as fontes de recursos hídricos, superficiais ou subterrâneas, de forma que o aumento da disponibilidade reduza os conflitos de uso de água e garanta o controle da situação até mesmo no caso de eventos hidrológicos críticos (BRASIL, 1997).

Assim como dito, a PNRH conta ainda com instrumentos de gestão, que a auxiliam a conduzir sua política em direção aos seus objetivos de forma eficiente. Esses instrumentos são apresentados abaixo, pela Fig.1.

Fig. 1. Instrumentos de gestão determinados pela Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída na Lei no 9.433/1997. **Fonte:** BRASIL, 1997.

Dentre eles, destaca-se então o instrumento de enquadramento dos corpos hídricos segundo os usos preponderantes, considerado uma ferramenta de grande importância, uma vez que viabiliza a união entre a gestão da quantidade e a gestão da qualidade das águas do país (Setti et al., 2000).

Seus objetivos consistem em assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas, de forma a diminuir os custos de combate à poluição das águas, através de ações preventivas permanentes (BRASIL, 1997). Isso é, então, proposto por meio do enquadramento das bacias hidrográficas brasileiras em classes, que variam de acordo com o uso atual que já é feito de suas águas e com os usos que ainda pretende-se fazer para que as comunidades vinculadas à elas tenham suas necessidades supridas (BRASIL, 2005).

Partindo-se do conceito de que cada uso exige determinado nível de preservação e de qualidade de água, estabelece-se para cada classe do enquadramento limites de concentração de algumas substâncias consideradas nocivas. A partir deles, são, então, elaboradas metas de preservação para a bacia, que deverão ser alcançadas ou simplesmente mantidas através de políticas públicas e investimentos financeiros direcionados (Silva et al., 2015). São fixadas ao todo treze classes de enquadramento, sendo cinco delas direcionadas às águas doces (cuja salinidade se limita à menos de 0,05%), quatro às águas salobras (com taxa de salinidade entre 0,05% e 3%) e quatro às águas salinas (cuja salinidade se encontra com taxa maior que 3%), (BRASIL, 2005; Silva et al., 2015).

Tanto as classes de água, como as substâncias nocivas e seus limites de concentração foram estabelecidos e atualizados pela última vez pela Organização Mundial de Saúde (OMS) e pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) através da Resolução nº 357 de 17 de março de 2005 (Lopes, 2018; Brito et al., 2007) – a chamada CONAMA357/05. Esta Resolução nomeia como “Parâmetros” todas essas substâncias nocivas e outros indicadores que possam traduzir a qualidade de um corpo hídrico, definindo como Padrão de Qualidade os valores limites de tolerância (concentração) dessas substâncias e indicadores no meio. Estes valores são, então, adotados como requisitos normativos (BRASIL, 2005).

A lista dos parâmetros adotados no Brasil como indicadores da qualidade hídrica e suas respectivas concentrações permitidas são encontradas nesta mesma Resolução. Como cada classe possui um grau de exigência de qualidade específico, usos menos exigentes implicam, portanto, em padrões e parâmetros de qualidade mais permissivos, ocorrendo o contrário para as classes de usos mais exigentes (Lopes, 2018), conforme relacionado pela Fig. 2. O Quadro 1 expõe ainda a relação entre as classes de água e seus usos permitidos.

Fig. 2. Relação entre a qualidade da água, as classes de enquadramento e os tipos de uso. **Fonte:** ANA, 2018

Quadro 1. Classificação dos corpos de água doce estabelecida pela CONAMA 357 de 17 de março de 2005. **Fonte:** BRASIL, 2005.

Classificação das águas doces, segundo o art. 4º da Resolução CONAMA 357/05	
Classes	Usos/Destinação
Classe Especial	a) abastecimento para consumo humano, com desinfecção; b) preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e, c) preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
Classe I	a) abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; b) proteção das comunidades aquáticas; c) recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000; d) irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e e) à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
Classe II	a) abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) proteção das comunidades aquáticas; c) recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000; d) irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e e) aquicultura e à atividade de pesca.
Classe III	a) abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; b) irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; c) pesca amadora; d) recreação de contato secundário; e e) dessedentação de animais.
Classe IV	a) à navegação; e b) à harmonia paisagística.

A RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357 DE 2005

Anteriormente à CONAMA 357/05, os critérios e padrões de qualidade ambiental para proteção da saúde, do bem-estar e do equilíbrio ecológico eram instituídos pela CONAMA 20/86 (Pizella, 2006; Amaro, 2009), considerada um marco no sistema de enquadramento de corpos hídricos, visto que era a primeira vez que se falava em padrões e condições de qualidade de água. Além de fixar metas de qualidade para garantir os diversos usos preponderantes da água, a resolução 20/86 também trouxe diretrizes para consagrar o enquadramento como ferramenta de planejamento para atender as necessidades da comunidade (Diniz, 2006).

No entanto, com o surgimento do Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) de 1997 e da Resolução 12/00 do Conselho Nacional de

Recursos Hídricos (CNRH) em 2000, certas incongruências da CONAMA 20/86 começaram a ficar em maior evidência. Além de alguns padrões de qualidade serem muito restritivos perante a capacidade tecnológica de controle de poluição da época, alguns outros padrões eram permissivos demais perante a qualidade ambiental pretendida e ao que requeria a Resolução 12/00 e a PNRH. Tais incongruências sucederam, então, na revogação da CONAMA 20/86, instaurando-se a atual Resolução – a CONAMA 357/05, complementada posteriormente pela CONAMA nº 430 de 2011, que a complementa apenas no que tange às condições e padrões de lançamento de efluentes nos corpos hídricos (Lopes, 2018; Pizella, 2006).

A CONAMA 357 manteve a relação entre classes e usos, porém, foi observada uma repaginação no texto legislativo, que passou a estabelecer, de uma forma geral, princípios e metas finais mais protetivas e a incluir novas classes, novos usos e novos parâmetros e padrões mais exigentes. Para o alcance efetivo dessas metas finais passou a ser permitido, então, o estabelecimento de metas intermediárias de qualidade, que devem ser progressivas e ter peso obrigatório, para que não se crie uma permissividade no processo de despoluição.

Sobre as novas classes, estas abrangeram, principalmente, as águas salinas e salobras, de forma que o total de classes instituídas foi de nove para treze. O número de classes exclusivas para as águas doces permaneceu o mesmo, sendo cinco no total (Quadro 1), porém, observou-se a inclusão de novos usos na maioria delas, destacando-se as seguintes alterações (Lopes, 2018; BRASIL, 1986; BRASIL, 2005; Pizella, 2006):

- Inclusão da “preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral” dentre os usos da classe especial;
- Inclusão da “proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas” dentre os usos definidos para a Classe I;
- Inclusão da pesca e da “irrigação de locais nos quais o público possa vir a ter um contato direto com a água” como usos permitidos na Classe II;
- Inclusão da pesca amadora e recreação de contato secundário como uso permitido para a Classe III;

- Exclusão do item “usos menos exigentes” da Classe IV, permanecendo apenas os usos de navegação e harmonia paisagística.

Apesar das modificações listadas acima tornarem os usos de algumas classes mais exigentes, de forma a torná-las mais restritivas à poluição, não se pode deixar de destacar que, para a Classe IV, é observado o oposto. O fato da Classe IV relacionar apenas usos menos nobres que não exigem nenhum tipo de tratamento e, em adição, ela não possuir uma lista de substâncias orgânicas e inorgânicas com padrões que garantam o mínimo de proteção às águas assim como as outras classes, faz com que seja constatada uma permissividade à degradação para os corpos hídricos enquadrados dentro dela, de forma a não haver nem mesmo uma garantia efetiva da disponibilidade futura dessas águas. Além disso, a aceitação de enquadramentos finais permissivos faz com que a legislação não crie incentivos para que os rios desta classe melhorem progressivamente sua qualidade, pois, uma vez que seus objetivos de qualidade forem alcançados, os corpos hídricos já passam a ser considerados qualificados perante o enquadramento, mesmo este sendo bastante condescendente à poluição (Pizella, 2006).

Quanto às modificações ocorridas nos parâmetros e padrões de qualidade, na nova Resolução como um todo foi constatada a inclusão de 19 novos parâmetros, de caráter principalmente químico. Especificamente para as águas doces, foi observado que 131 parâmetros foram modificados de alguma forma com relação à resolução anterior, contudo, observou-se que 91 parâmetros ainda permaneceram inalterados (MMA; IBAMA, 2004). Dentre essas modificações, observou-se, em específico, a adoção do fósforo e da densidade de cianobactéria, ambos importantes para acompanhar a presença e o grau do processo de eutrofização presente no rio (Lopes, 2018). Também observou-se melhorias no monitoramento dos parâmetros microbiológicos, que passou a considerar a *Escherichia coli* como indicador de protozoários e outros patógenos, de forma a traduzir de maneira mais significativa a presença de esgoto doméstico/poluição fecal nos corpos hídricos, diferentemente dos coliformes fecais e totais que, apesar de adotados na resolução anterior com a mesma intenção, são

considerados indicadores mais genéricos (Libanio, 2016; BRASIL, 2005). Além disso, passou-se a exigir que as medições deste tipo de indicador ocorressem bimestralmente e em infraestruturas laboratoriais adequadas, também de forma diferente do que acontecia na CONAMA 20/86, na qual os ensaios não possuíam uma periodização definida e toleravam uma falta de estrutura laboratorial mediante à flexibilização dos valores máximos permitidos (BRASIL, 1986).

Esse aumento do rigor observado na CONAMA 357/05 foi inspirado em legislações de países com objetivos de qualidade mais rigorosos, estando entre eles os EUA e o Canadá (MMA; IBAMA, 2004). No entanto, apesar da melhora assistida em algumas considerações da CONAMA 357/05, algumas outras considerações continuam apresentando fortes carências quando comparadas com legislações internacionais e/ou a estudos mais atuais. Como a legislação norte-americana é considerada referência em inúmeros trabalhos e estudos sobre modelos de gestão de águas (Diniz, 2006; Pizella, 2006; Corrêa, 2007; Tundisi, 2014; Barros et al., 2015), e o Canadá é, evidentemente, um país que possui um cenário de abundância hídrica parecida com a do Brasil (Pizella, 2006; Waldman, 2016), esses dois países se apresentam como importantes bases comparativas para a análise do que tem sido feito no panorama internacional a respeito da proteção dos recursos hídricos, compreendendo-se quais foram as direções tomadas para a atualização da resolução CONAMA de 1986 para 2005 e, em complemento, levantando-se o que mais poderia ser implementado para torná-la uma legislação eficiente e mais completa.

Em adição, também vale brevemente destacar um outro modelo de gerenciamento de recursos hídricos – o modelo europeu, que é baseado na Diretiva Quadro Água, a DQA. Apesar dela não ser o enfoque do presente trabalho, cabe também apresentá-lo, brevemente, como uma alternativa promissora na gestão dos corpos hídricos, que pode auxiliar no aprimoramento de outras legislações brasileiras (Cardoso-silva, et. al., 2013). De uma forma geral, na DQA o objetivo é alcançar-se o ‘bom estado’ ecológico em todas as massas de água (EC, 2000; CIS, 2003), sendo este o primeiro ponto de discordância com a legislação brasileira, que possui o

foco de sua gestão apontado apenas para os usos que se faz da água, sem priorizar o seu bom estado. Para que o seu objetivo seja alcançado, a DQA adota, então, uma abordagem ecossistêmica que analisa, além dos parâmetros físicos e químicos e poluentes específicos, os elementos hidromorfológicos, biológicos e geológicos, tendo-se, inclusive, a cautela de não se estabelecer critérios generalistas, uma vez que se reconhece que os padrões não são iguais ao longo de toda uma paisagem (Cardoso-Silva et. al., 2013). Apesar de haver um número mais restrito de publicações acerca da aplicação da DQA em outros países que não pertencentes à União Europeia, as possibilidades de aplicação da Diretiva no Brasil foram levantadas por Cardoso-Silva et. al. (2013) em seu trabalho. O estudo aponta que a Diretiva seria uma alternativa promissora na gestão de recursos hídricos do país, contanto que se ajustasse alguns pontos, como a consideração dos possíveis efeitos recorrentes das alterações climáticas. Seria necessário também que sua adequação ao país fosse vista com muita cautela, tendo em vista ser um assunto vasto e que requer debates entre os tomadores de decisão e a comunidade científica acerca das adequações ao cenário social, político e econômico brasileiro. Assim, aponta-se para a importância do desenvolvimento de trabalhos complementares acerca da estrutura institucional da DQA para verificação das possibilidades de aplicação dela nas diretrizes brasileiras, a fim de se aprimorar ainda mais o gerenciamento dos recursos hídricos do país também através desta importante normativa. Relativo aos rios, há recente publicação que discorre sobre a aplicação dos princípios da DQA para rios sulamericanos (Rodríguez-Olarte et al., 2020).

OS ESTADOS UNIDOS E A LEI DA ÁGUA LIMPA

Nos EUA, o documento que estabelece e regulamenta as descargas de poluentes em seus corpos hídricos é o chamado Clean Water Act – CWA (Lei da Água Limpa) (USEPA, 2018a), no qual encontram-se definidos os critérios e padrões nacionais de qualidade da água, determinados pela Agência de Proteção do Meio Ambiente americana - a USEPA. O primeiro ponto que merece destaque desta lei, principalmente por conta de

diferenciar-se da legislação brasileira, é que um dos objetivos do documento americano é estabelecer nos recursos hídricos do país condições de qualidade suficientes para garantir a propagação da vida aquática e o uso para recreação primária sempre que possível, recuperando suas águas a ponto de manter sua integridade física, química e biológica.

No país, apesar da existência de uma Tabela de Critérios Recomendados em âmbito nacional, observa-se que existe um forte incentivo pela independência entre os estados com relação à gestão hídrica e seus aspectos legais e administrativos, ficando à cargo da USEPA a emissão de documentos orientativos que permitam que cada estado ou província possua sua autonomia para designar os objetivos de qualidade dos seus corpos d'água e selecionar os padrões que melhor reflitam os usos escolhidos e as condições naturais locais (Pizella, 2006). Assim, para que se mantenha o controle de cada província e para que a legislação individual de cada uma delas não perca sua qualidade e eficiência, a USEPA é responsável por publicar trienalmente recomendações legislativas, exigindo que todos os Estados revisem seus padrões pelo menos uma vez a cada três anos, sendo necessária a prestação de contas diretamente à Agência nos casos de não atualização periódica (USEPA, 2016).

Para a designação de usos aos corpos hídricos, a USEPA ainda orienta os Estados a levar em consideração, além das características físicas, químicas e biológicas, a hidromorfologia do rio, a estrutura e funcionamento de seus ecossistemas aquáticos e os aspectos socioeconômicos de seu entorno, fatores esses que oferecem uma análise mais completa de quais são as necessidades e tendências de uso mais adequadas à comunidade da região (USEPA, 2018c). O mesmo acontece para a definição dos padrões de qualidade: a USEPA determina que outras análises devam complementar os indicadores físicos, químicos e biológicos das águas, a citar a análise dos sedimentos presentes na água e dos ecossistemas adjacentes ao corpo hídrico, ambos capazes de fornecer uma leitura mais completa acerca do histórico da degradação sofrida pelo rio. Isso demonstra que no país há uma valorização da abordagem

ecossistêmica e integrada da qualidade das águas (Pizella, 2006), o que ocorre de forma diferente na legislação federal brasileira, que além de não buscar orientar sobre análises complementares, se mantém basicamente na leitura dos indicadores físicos, químicos e biológicos (Pizella, 2006).

A USEPA ainda permite que sejam atribuídos usos sazonais aos seus rios, contanto que também sejam estabelecidos padrões de qualidade que se ajustem a estes usos. Desta forma, se dentro desta sazonalidade houver a intercalação de usos mais protetivos em uma estação e usos menos protetivos em outra, os padrões de qualidade definidos para ambos os casos não devem atrapalhar a obtenção e a manutenção da qualidade de uma estação para a outra. (USEPA, 2015). Esta abertura na legislação comprova mais ainda a necessidade de se estudar mais especificamente cada corpo hídrico, possibilitando aliar seu uso à preservação de sua qualidade.

O CANADÁ E O GUIA CANADENSE DE QUALIDADE AMBIENTAL

Assim como nos EUA, no Canadá também é observado este incentivo pela independência da gestão hídrica entre as províncias e os estados. No país, o órgão responsável por efetivar os padrões de qualidade hídrica em nível nacional e nortear os estados a fazerem a derivação desses padrões em escala local é o Conselho de Ministros do Meio Ambiente (CCME). Foi através deste conselho que, em 2014, foi publicado o *Canadian Environmental Quality Guidelines (Guia Canadense de Qualidade Ambiental - EQG)*, documento que estabelece metas e diretrizes de gerenciamento direcionados a qualidade dos ecossistemas tanto aquáticos, como terrestres (CCME, 2014).

Junto ao EQG (2014), estão ainda vinculados outros documentos complementares que auxiliam no processo de derivação dos padrões de qualidade à nível regional, de forma a tornar o gerenciamento mais específico e independente entre as províncias, sendo de responsabilidade do próprio CCME a publicação e a revisão periódica de todos estes documentos (Lopes, 2018).

Para instruir especificamente sobre a derivação dos padrões de qualidade hídrica entre as províncias, o CCME publicou, então, em 2003, as *“Diretrizes canadenses de qualidade da água para a proteção da vida aquática - ORIENTAÇÃO ESPECÍFICA DO LOCAL”* (CCME, 2003), que disserta mais a fundo sobre como esse processo de derivação deve ocorrer de forma eficiente. De uma maneira geral, é estabelecido que os gestores de cada localidade devem, primeiramente, identificar de forma adequada os indicadores mais apropriados para a tradução da saúde e integridade do ecossistema em estudo, selecionando, em seguida, as variáveis presentes no meio que melhor representarão esses indicadores, e, por fim, determinar os padrões aceitáveis para cada uma dessas variáveis (CCME, 2003). O CCME instrui ainda que, para o desenvolvimento dos valores específicos para cada local, os gestores devem considerar o ecossistema aquático como uma unidade composta por componentes aquáticos e terrestres, e não como sistemas isolados afetados por um ou alguns poluentes (CCME, 2011), devendo, portanto, ser levado em conta fatores como as espécies bióticas residentes (como algas, macrófitas, invertebrados, peixes, protozoários, bactérias e anfíbios), as demandas de água necessárias à comunidade, as condições sociais locais e as políticas econômicas da bacia (Lopes, 2018). Estas considerações evidenciam, então, que assim como nos EUA, o Canadá também preza pela leitura ecossistêmica da qualidade da água, que, como já abordado, é capaz de fornecer um contexto mais realista sobre os corpos hídricos em estudo.

Assim, para que essa visão ecossistêmica ocorra de forma orientada, o CCME também publicou outros documentos que instruem sobre a adoção de outros tipos de indicadores, além dos físicos e químicos, para uma leitura mais ampla da situação dos sistemas hídricos. É o caso, por exemplo, das *“Diretrizes canadenses de qualidade de sedimentos para a proteção da vida aquática”* (CCME, 2001), documento que define os sedimentos como sendo um forte indicador da qualidade hídrica. Neste documento é orientado sobre o estabelecimento de dois tipos de valores para a avaliação do grau de contaminação dos sedimentos – o PEL e o TEL – através dos quais são definidas faixas de probabilidades de ocorrência de um efeito deletério sobre a biota do rio. Enquanto o TEL (*“Threshold Effect*

Level”) representa a concentração a baixo da qual raramente são esperados efeitos nocivos para os organismos, o PEL (*“Probable Effect Level”*) representa a concentração a cima da qual os efeitos adversos são frequentemente esperados. Entre o PEL e o TEL existe ainda uma faixa de transição, na qual os efeitos nocivos à biota ocorrem de forma ocasional (Lopes, 2018; Silva, 2013; CCME, 2001).

Além dos sedimentos, o CCME também orienta, através do documento *“desenvolvendo biocritérios como ferramenta de avaliação da qualidade da água no Canadá: avaliação do escopo”* (CCME, 2006), a adoção dos bio-critérios como indicadores da qualidade hídrica. Neste documento, o CCME reconhece que a saúde de uma comunidade aquática reflete os efeitos combinados da química presente na água, dos seus sedimentos e das suas características físicas, tornando a análise dessa comunidade uma importante ferramenta para a avaliação integrada dos distúrbios sofridos pelo ambiente a longo prazo. Sendo assim, as avaliações físicas, químicas e toxicológicas dos sedimentos devem ser complementadas pelas avaliações biológicas, que serão definidas de acordo com os grupos de seres vivos representativos de cada meio, aos quais serão atribuídos padrões numéricos ou narrativos de qualidade (CCME, 2007).

Dois outros importantes documentos complementares publicados pelo CCME são as fichas técnicas e as fichas de suporte, emitidas especificamente para cada substância química considerada nociva ao meio. Nelas são trazidos maiores detalhes sobre suas propriedades físico-químicas, possíveis interações junto ao ambiente aquático, concentrações ambientais e dados toxicológicos, sendo todas essas informações relevantes para que se conheça melhor o poluente e se execute com maior eficiência o processo de derivação de seus padrões à níveis locais. Essas fichas são documentos constantemente atualizados pelo CCME, que inclui novas substâncias nocivas ou retifica informações sobre substâncias já existentes de acordo com a disponibilidade de novos dados e descobertas, obtidas através da inovação das técnicas de avaliação (CCME, 2011). Como exemplo de atualização recente, pode-se citar as inclusões/retificações das fichas técnicas do Manganês, ocorrida em 2019,

do zinco e da cabamazepina, ocorridas em 2018, e da Prata, em 2015, cujas datas de publicação evidenciam o compromisso do CCME em sempre rever seu material de forma frequente a medida que as inovações tecnológicas de avaliação vão se consagrando (CCME, 2011, 2020).

Em suma, o EQG (2014) e seus documentos complementares possuem o objetivo principal de proteger todos os ciclos e formas de vidas aquáticas – inclusive aquelas mais sensíveis – dos estressores antropogênicos, tais como o despejo de elementos químicos no rio e as modificações de seus componentes físicos (pH, temperatura, etc.) (CCME, 2011). A ideia é que através desses documentos citados e todos os outros já publicados, seja possível se estabelecer concentrações numéricas máximas/mínimas ou declarações narrativas que resultem em um risco ínfimo para a biota, para suas funções ou para qualquer interação ocorrente no meio, mesmo após longos períodos de exposição (CCME, 2011; Pizella, 2006).

A DEFASAGEM BRASILEIRA

No Brasil, apesar da CONAMA 357/05 permitir a possibilidade de uso de parâmetros complementares na avaliação dos ambientes aquáticos, a Resolução não impõe caráter obrigatório e tampouco orienta sobre como proceder com essas análises alternativas, ao contrário do observado nos EUA e no Canadá (Pizella, 2006). Os artigos 8º e 9º da referida legislação dispõem apenas que, caso a metodologia analítica disponível não seja suficiente para quantificar a concentração de certas substâncias na água, pode-se adotar organismos, comunidades aquáticas, e/ou até mesmo sedimentos para complementar a investigação da qualidade do corpo hídrico. Acontece que, na verdade, os sedimentos funcionam como um importante arcabouço de substâncias nocivas que vão se acumulando em sua estrutura ao longo do tempo (CCME, 2001), o que faz com que sua análise seja de suma importância para a leitura da qualidade do rio. Além dele, o estudo das comunidades presentes no meio também auxilia na avaliação química da água, visto que muitos componentes químicos se atrelam à biota, por, por exemplo, bioacumulação (Pizella, 2006). A

estrutura geológica e a composição do solo, por sua vez, também são análises importantes que exprimem a caracterização física do rio, de forma a possibilitar uma maior investigação dos habitats existentes e, consequentemente, das comunidades relacionadas ao meio (Pizella, 2006). Desta forma, a falta de orientação por parte da legislação brasileira, somada à ausência de protocolos e a falta de definição de valores para esses parâmetros de indiscutível importância, dificulta que estes sejam de fato adotados no país (Pizella, 2006). Isso evidencia, então, que, ao contrário do observado nos outros dois países, que priorizam a leitura ecossistêmica dos corpos d'água, o Brasil se satisfaz com uma leitura mais rasa, que prioriza e impõe como obrigatoriedade apenas a análise dos parâmetros químicos, físicos e alguns parâmetros biológicos.

Outra tendência que aparece com força nos outros países, mas não é observada no Brasil, é a de revisão e repaginação periódica dos parâmetros, critérios e padrões considerados nas legislações de recursos hídricos. Enquanto que nos EUA essa revisão e calibração acontecem de três em três anos e no Canadá, as noções sobre as substâncias químicas foram e são constantemente atualizadas de acordo com as novas descobertas, no Brasil a última reformulação legislativa foi feita em 2005, fazendo com que muitos conceitos e metodologias adotados nela já estejam ultrapassados, ao passo que novos conceitos, estudos e substâncias nocivas tenham sido descobertas.

Essa defasagem no texto legislativo prejudica, por exemplo, a leitura da qualidade da água com relação à presença de agroquímicos, que, por serem amplamente utilizados na produção agrícola atual do país, têm sido alvo de preocupações ambientais. Sabe-se que durante as últimas décadas, o Brasil tem se apresentado como um consumidor bastante ativo de agrotóxicos e pesticidas, principalmente na produção de cana-de-açúcar, na qual metade dos compostos aplicados são considerados muito perigosos ou altamente perigosos ambientalmente (Ministério da Saúde, 2018; Schiesari et al., 2011). No último relatório emitido pelo Ibama, referente ao ano de 2018, o consumo de agrotóxicos e afins foi de 549.280,44 toneladas de ingredientes ativos, o que representa cerca de 1,7% a mais do que o ano anterior. Com relação à comercialização dessas substâncias, o IBAMA

(2018) ainda declarou ter registrado que 34,18% das vendas totais ocorridas no Brasil foram de produtos contendo ingredientes ativos considerados muito perigosos ao meio ambiente e 62%, de produtos considerados perigosos (IBAMA, 2018). Esses dados, aliados à estudos recentes sobre a nocividade de alguns agroquímicos, como o estudo de Lippi et al. (2014), que sugere a inclusão do herbicida clomazone na regulamentação nacional, e o de Silva *et al.* (2016), que indica a necessidade de estudos mais aprofundados sobre a presença do inseticida Espinosade nos corpos hídricos, reforçam a urgência na atualização dos parâmetros e conceitos considerados na Resolução atual, que, apesar de já englobar alguns parâmetros agroquímicos, se apresenta desatualizada com relação aos novos agrotóxicos que vêm sendo registrados e comercializados.

Outro tipo de parâmetro que merece atenção especial são os poluentes emergentes, constituídos pelos produtos tóxicos não removidos ou eliminados pelos processos tradicionais de tratamento de água (EMBRAPA, 2018). Entre eles estão, principalmente, os produtos da indústria química e farmacêutica, incluindo medicamentos, desinfetantes, meios de contraste, detergentes, surfactantes, pesticidas, corantes, tintas, conservantes, aditivos alimentares e produtos para cuidados pessoais (Kummerer, 2011). Assim, por serem produtos que apresentam estruturas químicas diversificadas, o comportamento de cada composto no meio ambiente também acaba sendo diversificado, fazendo com que haja diversos riscos à saúde humana e à própria natureza (Souza, 2011; Kuster et al., 2008). Dentre estes riscos está, por exemplo, a bioacumulação. Muitos dos compostos emergentes são bioacumuláveis, o que resulta na sua distribuição entre os níveis tróficos da cadeia alimentar e ainda, muitas vezes, na sua distribuição entre diferentes regiões através da movimentação dos seres vivos, de forma a dispersar o poluente pelo planeta. (Souza, 2011). Além da bioacumulação, os poluentes emergentes ainda podem provocar a toxicidade letal e sub-letal dos organismos aquáticos, o desenvolvimento de bactérias patogênicas mais resistentes, a genotoxicidade e a desregulação endócrina (Peake et al., 2009). Ainda assim, com todos estes riscos emergentes, os estudos de monitoramento

desses poluentes no Brasil ainda são incipientes. Na literatura encontram-se poucos trabalhos nacionais abrangendo a presença desses compostos nas matrizes ambientais (Leite et al., 2010) e, na prática, estes compostos não são monitorados e nem regulados por nenhuma legislação correspondente (Araújo, 2014). Na CONAMA 357/05 é apenas sugerido que se execute ensaios ecotoxicológicos, toxicológicos, ou outros métodos cientificamente reconhecidos para a investigação de possíveis interações entre substâncias e a presença de contaminantes não listados na resolução (BRASIL, 2005). No entanto, o texto legislativo não estabelece nenhuma diretriz, parâmetros ou valores de referência para que esses ensaios sejam realizados, dificultando, então, que eles sejam de fato adotados nos monitoramentos usuais, caracterizando-se como mais uma permissividade da gestão brasileira.

Outra limitação observada na legislação brasileira é relacionada à falta de regionalização dos parâmetros e padrões de qualidade hídrica. Enquanto que nos EUA e no Canadá os estados e províncias são responsáveis por estabelecer objetivos e padrões de qualidade condizentes com sua região, recebendo suporte da agência e do órgão ambiental do país para a derivação dos parâmetros nacionais à níveis regionais, a CONAMA 357/05 fixa padrões generalistas que não necessariamente consideram as peculiaridades de cada local (Silva et al., 2015). No caso específico do Brasil, as diferenças regionais com relação à demanda hídrica, uso e ocupação de solo, usos da água, grau de desenvolvimento econômico-social e variabilidades relacionadas ao relevo, geologia e clima são evidentemente muito marcantes, o que torna impraticável a aplicação dos mesmos padrões ambientais em todo território brasileiro. Um exemplo desta realidade diversificada brasileira é as águas amazônicas – as águas brancas, negras e claras. Na região amazônica essas três colorações de águas, além de se diferenciarem drasticamente na cor, naturalmente se diferenciam também nas suas interações físicas e químicas, nas suas origens, nos relevos em que percorrem e na influência geológica de cada área. Assim, apesar de estarem na mesma região, apresentam condições diferentes de pH, de compostos dissolvidos, de teores de matéria orgânica e de tipos de solos (Zeidemann et al., 2001), o que acaba resultando em

necessidades de preservação específicas e leituras de qualidade diferentes. Isto demonstra, então, que todos esses fatores influenciam diretamente nas características hídricas de cada região, fazendo com que cada local apresente uma situação individual de estresse hídrico e ambiental (Pizella, 2006). Portanto, a adoção de parâmetros e padrões de qualidade hídrica em escala regional se apresenta como um procedimento muito mais adequado, visto que assim possibilita-se uma análise mais profunda e realista das dificuldades específicas de preservação de cada região, de forma a facilitar o direcionamento eficiente dos investimentos de combate à degradação, tornando-o mais eficaz para a recuperação e/ou preservação dos corpos d'água.

Em adição, ressalta-se ainda que o Brasil não possui uma rede de monitoramento que funcione de forma padronizada em absolutamente todas as UFs do país (ANA, 2019). Apesar de muitas UFs já serem abrangidas pela Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade da Água (RNQA), coordenada pela ANA, não são todos os estados que possuem um sistema de monitoramento completo e eficaz, de forma que, muitas vezes, estes operaram de forma independente, sem haver uma padronização das frequências de coletas ou das metodologias e procedimentos das análises laboratoriais, acarretando em uma grande dificuldade na integração dos dados de monitoramento do país (ANA, 2017).

Assim, fica evidente que a ausência de revisões das diretrizes brasileiras e, conseqüentemente, a falta de validação de novas substâncias e indicadores relevantes para a leitura da qualidade da água, somada ainda à falta de incentivo à regionalização dos parâmetros e à análise ecossistêmica dos corpos hídricos, acabam caracterizando a CONAMA 357/05 como uma resolução incompleta, visto que estabelece parâmetros e padrões desatualizados e insuficientes, que se limitam a fazer uma leitura superficial da qualidade hídrica sem avaliar a fundo todo o cenário em que o corpo hídrico está inserido. Esse desconhecimento da condição real da água pode, portanto, prejudicar qualquer um de seus usos, desde os mais protetivos até os mais permissivos (Pizella, 2006), culminando em uma aplicação ineficiente de investimentos para a recuperação dos rios e prejudicando mais ainda o objetivo principal da gestão dos recursos hídricos

brasileiros, que é a preservação das águas para todos os usos e para as gerações futuras (BRASIL, 1997).

Enquanto se observa que nas legislações internacionais citadas o apelo é para que as águas adquiram condições de qualidade suficientes para a proteção e propagação da vida aquática e/ou, minimamente, para o uso para recreação primária, no Brasil verifica-se que os objetivos de qualidade hídrica levam em consideração apenas as prioridades de usos da água, priorizando muito mais à saúde pública do que a preservação da água e da vida aquática propriamente dita (Granziera, 2001). Esta falta de incentivo pela melhoria progressiva da qualidade dos rios faz com que a ferramenta de enquadramento, por sua vez, estabeleça metas de preservação pouco ambiciosas, que não estimulam a mobilidade entre as classes e nem a melhoria das condições de preservação após alcançada conformidade com a classe. Na prática, isso significa que massas de água enquadradas em classes menos restritivas, como a classe IV, não tem obrigatoriedade nenhuma de alcançar padrões de qualidade mais ambiciosos e suficientes para a proteção da vida aquática, uma vez que, alcançados os requisitos mínimos de qualidade da classe, não há mecanismos legais que obriguem e determinem prazos para melhoria progressiva dos padrões. Este fato demonstra que a legislação se mostra tolerante à cenários de preservação mínimos, que satisfazem as condições de uso, mas não objetivam a proteção de todos os ciclos e formas de vidas aquáticas como ocorre nas legislações internacionais, sendo este mais um ponto de permissividade à degradação da gestão de recursos hídricos brasileira.

Com base nessa realidade brasileira, uma maneira de não burlar a Comana 357, mas de acelerar a melhoria na qualidade das águas, seria nunca permitir o enquadramento de massas de água na Classe 4. Para as já enquadradas na Classe 4, poderiam ser definidos prazos, como de 20 anos, para o desenvolvimento de ações de remediação. Isso permitiria que ao menos para algumas massas de água estas fossem recuperadas, a um custo razoável, assimilável por todos.

O Quadro 2 sintetiza as defasagens observadas no texto legislativo brasileiro, trazendo algumas sugestões de como contorna-las, sugestões

estas baseadas no que foi observado no panorama internacional, composto pelas noções adotadas pelos EUA e Canadá, e no que tem sido apresentado em novos estudos e publicações.

Quadro 2. Defasagens e Sugestões acerca da revisão necessária à CONAMA 357/05. **FONTE:** Lopes, 2018

DEFASAGEM	SUGESTÕES
Falta da regionalização das condições e padrões de qualidade hídrica por estados	✓ Sugere-se a concessão, por parte do governo federal, de incentivos à ideia de regionalização, de forma que a noção de enquadramento como ferramenta de planejamento se fortifique e se consagre em absolutamente todos os estados, possibilitando que cada um deles estabeleça condições próprias e eficientes de qualidade, como ocorre nos Estados Unidos e no Canadá, e que todos possuam redes de monitoramento completas e eficazes para o acompanhamento da situação de seus rios; ✓ Sugere-se a emissão de documentos orientativos e guias, por parte do governo federal, acerca de como fazer a derivação das condições de qualidade hídrica a nível estadual, para que cada estado seja então capaz e se sinta motivado a levantar informações e desenvolver suas próprias diretrizes para a definição dos parâmetros e padrões de qualidade de água, assim como ocorre nos documentos emitidos periodicamente no Canadá e Estados Unidos; ✓ Sugere-se a consideração de fatores como as condições sociais, políticas e econômicas de cada comunidade vinculada ao corpo hídrico, de forma que os objetivos e padrões de qualidade adotados reforcem a realidade local, assim como é feito no Canadá e nos Estados Unidos, ao invés de adotar-se simplesmente o que é estabelecido pela diretriz nacional, sem adaptação alguma, como ocorre na maioria dos Estados Brasileiros
Ausência de maiores esclarecimentos acerca de certas estratégias e métodos abordados na CONAMA 357/05	✓ A Resolução comenta rapidamente sobre a adoção das comunidades aquáticas e dos sedimentos para a determinação da qualidade hídrica, quando pertinente. Sugere-se, portanto, que a adoção desses indicadores se torne de caráter obrigatório, tendo em vista sua importância para a definição da realidade do meio, sendo também obrigatório o fornecimento de orientações legislativas para o estabelecimento desses parâmetros, de forma que se passe a considerar, inclusive, o conceito de bioacumulação de substâncias em organismos e comunidades aquáticas; ✓ A Resolução disserta sobre a adoção de metas progressivas de qualidade, sendo permitido, portanto, o estabelecimento de metas intermediárias (menos exigentes) anteriores às finais. Quanto à isso, sugere-se oferecimento de maiores instruções e diretrizes legislativas para que essas metas intermediárias e seus padrões intermediários progressivos não tragam uma permissibilidade no processo de obtenção das metas finais de qualidade, mas sim, se consagrem como uma estratégia de adequação da sociedade à metas cada vez mais ambiciosas de preservação;

	✓ A Resolução, apesar de englobar condições de qualidade para todas as classes de uso, cada qual com seu nível de exigência, é considerada permissiva com relação às exigências relacionadas à classe IV. Sugere-se, portanto, que as condições de qualidade desta classe se tornem mais abrangentes e exigentes OU então que haja um incentivo à melhora contínua da qualidade hídrica mesmo após o alcance das exigências mínimas da classe (isto é, uma mobilidade entre as classes), pois apesar de serem destinados a usos menos nobres, não significa que os corpos hídricos das classes menos restritivas não devam oferecer condições para a sobrevivência dos ecossistemas aquáticos, uma vez que, o objetivo maior é a preservação das águas para as gerações futuras.
Necessidade de inclusão de novos conceitos	✓ Sugere-se a adoção obrigatória de parâmetros que considerem também os fatores geomorfológicos e a composição e função das comunidades biológicas, como ocorre nos Estados Unidos e no Canadá
	✓ Sugere-se a consideração de eventos como as mudanças climáticas iminentes e a sazonalidade das chuvas para a redefinição dos usos, parâmetros e padrões de qualidade das bacias, de forma que as políticas de preservação estejam sempre adequadas aos estados variáveis do meio ambiente
	✓ Sugere-se a revisão e atualização dos parâmetros agroquímicos e suas interferências na qualidade das águas principalmente nas regiões cujo uso ocupação do solo englobem as atividades agropastoris e industriais.
	✓ Sugere-se que haja um incentivo governamental para pesquisas e estudos acerca do território brasileiro atual, suas peculiaridades e seu histórico de condições hídricas. Esses trabalhos podem auxiliar tanto na investigação de novos parâmetros a serem considerados no Brasil, como na construção de maiores noções acerca dos impactos dos usos já existentes nos corpos d'água, possibilitando a elaboração de metas de qualidade mais específicas de acordo com o histórico de cada região;
Necessidade de incentivos à atualização de conhecimento	✓ Sugere-se a cobrança de revisões periódicas obrigatórias das legislações estaduais, dos seus parâmetros elencados e seus respectivos padrões, podendo ser, inclusive, baseado no modelo americano: com frequência periódica de três anos, exigindo-se, no caso de não haver modificação do texto legislativo, que o estado justifique os motivos disso por meio de relatórios e notas. Essa medida aumentaria o envolvimento dos estados com a questão do enquadramento e da qualidade hídrica do país.

ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA

Como visto, para a leitura da qualidade da água são avaliados diferentes parâmetros que, segundo a legislação, refletem importantes características do corpo hídrico, como cor, temperatura, presença de sólidos dissolvidos, etc. Cada um destes parâmetros é submetido à uma análise, gerando, portanto, inúmeros resultados, que necessitam ser sintetizados para produzirem uma leitura única acerca da condição real da água (Fernandes et al., 2015). Para a realização dessa síntese, são, então, aplicados os chamados Índices, que consistem em funções matemáticas capazes de reunir todos os parâmetros considerados e criar uma leitura holística de todos os resultados obtidos (Laura, 2004). São inúmeros os índices que podem ser aplicados, cada qual com sua metodologia e objetivo. Os Índices de Qualidade de Água, além de auxiliarem na juntada de informações sobre o estado atual do corpo hídrico, ainda possibilitam a avaliação dos sucessos e falhas presentes no gerenciamento da qualidade hídrica, de forma a também alertar sobre problemas existentes e auxiliar na tomada de decisões dos gestores (Lacerda et al., 2013; Rickwood et al., 2009). Por este motivo, sua utilização acaba sendo muito difundida em programas e ações governamentais, de forma a orientar a gestão e o planejamento de políticas, bem como avaliar as ações já existentes (Miranda et al., 2011; Martins et al., 2010).

No Brasil, a própria CONAMA 357/05 cita e reconhece a importância de se criar esse tipo de instrumento, uma vez que, com ele, se torna possível monitorar a evolução da qualidade das águas em direção ao que é definido pelo enquadramento, visando facilitar o alcance gradativo das metas propostas (BRASIL, 2005). Os dois outros países referenciados na seção anterior, assim como o Brasil, também reconhecem a importância dos índices, tendo sido desenvolvido por cada um deles um índice próprio, com metodologias distintas de cálculo e categorizações diferentes de resultados, mas com intenção análoga de se avaliar a qualidade hídrica de determinado trecho de rio a partir das medições de certos parâmetros.

IQA – Índice de Qualidade da Água

O IQA foi desenvolvido nos EUA, em 1970, pela "National Sanitation Foundation - NSF" ("Fundação Nacional de Saneamento", tradução nossa), sendo hoje empregado em diversos países (Libanio, 2016), principalmente no Brasil, que o considera seu principal índice de medição da qualidade hídrica (FERREIRA et al., 2015; ANA, 2020; CETESB, 2017b). No estado de São Paulo, a visibilidade do IQA é ainda maior: sua aplicação é feita anualmente em todos os pontos de monitoramento da Rede Básica integrada pelo Estado (CETESB, 2017b; CETESB, 2017). Seus resultados e considerações são ainda apresentados em todos os Relatórios anuais oficiais da agência ambiental paulista – a CETESB –, demonstrando ser um índice norteador do gerenciamento de recursos hídricos do estado paulista (CETESB, 2017a).

Sua metodologia de cálculo abrange a análise de nove parâmetros biológicos e físico-químicos pré-estabelecidos, considerados relevantes para a leitura da qualidade da água (ANA, 2017). Para cada um deles são atribuídos um peso e uma curva de variação da qualidade, definidas de acordo com o seu grau de relevância (CETESB, 2017b). Tanto os parâmetros, como os pesos e as referidas curvas são apresentados a seguir, na Fig. 3.

Fig. 3. Relação dos parâmetros biológicos, físicos e químicos abrangidos pelo índice, apresentados juntamente com seus respectivos gráficos de curva média de qualidade e valores de peso (w) Fonte: CETESB, 2017b

O cálculo do IQA é, então, realizado através do produtório ponderado das qualidades de água de cada parâmetro (CETESB, 2017b), conforme equacionado abaixo

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

Equação (1)

Sendo:

IQA = índice de qualidade da água;

qi = qualidade do i-ésimo parâmetro, um número de 0 a 100, obtido da respectiva “curva média de variação da qualidade”, em função da sua concentração ou medida;

wi = peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número de 0 a 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global da qualidade.

Resumidamente, o valor de qualidade (q) de cada parâmetro é obtido através da relação entre a concentração medida experimentalmente em campo e a curva de qualidade definida nos gráficos da Fig. 3. Esse valor da qualidade (q) é, então, elevado ao valor da importância do parâmetro (w), também constante na Fig. 3, de forma que a multiplicação de cada componente (q^w) resulte no valor final de IQA (ANA, 2018b, CETESB, 2017). O IQA obtido é, por fim, enquadrado em uma categoria de qualidade, de acordo com a faixa de valores a qual pertence. Essa categorização do IQA, no entanto, costuma variar de acordo com o estado brasileiro onde o corpo hídrico está inserido (ANA, 2018b), sendo a apresentada a seguir àquela utilizada pela CETESB e adotada para estudos nacionais pela ANA (ANA, 2019)

Tab. 2. Categorização do IQA **Fonte:** CETESB, 2017b.

FAIXA IQA	CATEGORIAS
$79 < \text{IQA} \leq 100$	ÓTIMA
$51 < \text{IQA} \leq 79$	BOA
$36 < \text{IQA} \leq 51$	REGULAR
$19 < \text{IQA} \leq 36$	RUIM
$\text{IQA} \leq 19$	PÉSSIMO

Apesar do IQA ser um índice capaz de traduzir nove diferentes parâmetros em uma categoria de qualidade, de forma a torna-lo uma importante ferramenta de comunicação e informação entre os órgãos ambientais e a população brasileira (CETESB, 2017b), ele acaba apresentando algumas limitações com relação à sua efetividade.

Como sua metodologia já estabelece previamente os parâmetros que devem ser levados em consideração e, como estes são em sua maioria indicadores da contaminação por efluentes sanitários, o IQA acaba refletindo muito mais a influência de esgotos domésticos, de efluentes industriais de natureza orgânica biodegradável, de nutrientes e de sólidos na qualidade da água, de forma a descartar a inclusão de alguns outros parâmetros importantes que também apresentam toxicidade e ameaças para os corpos hídricos (CETESB - Apêndice D, 2017b; ANA, 2018b). Além disso, observa-se que há uma certa sobreposição entre alguns dos parâmetros escalados para o seu cálculo, o que acaba fornecendo informações redundantes acerca da contaminação da água. É o caso da OD e da DBO, da turbidez e dos sólidos totais e, muitas vezes, dos coliformes termotolerantes e a DBO (Libanio, 2016). Essa sobreposição também acaba restringindo o IQA à obter outros resultados, que ofereceriam um maior contexto acerca do estado real da água. Por fim, salienta-se que a pré-definição dos parâmetros também acaba, muitas vezes, inviabilizando o cálculo do IQA quando não há a disponibilidade do valor experimental de um dos nove parâmetros fixados.

Sendo assim, se torna evidente a importância da adoção de um indicador mais holístico, capaz de oferecer maior flexibilidade com relação aos dados utilizados para cálculo, de forma a fornecer uma leitura mais completa acerca

da qualidade da água sem que haja o risco de se inviabilizar sua aplicação por conta de uma falta de dados.

ICE - Índice de Conformidade de Enquadramento

Este índice, chamado originalmente de CCME-WQI, foi desenvolvido pelo Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (CCME) e sua principal vantagem consiste em oferecer flexibilidade em relação aos dados de referência utilizados para seu cálculo (Rickwood et al., 2009), diferentemente do que é empregado pelo IQA.

O ICE é um índice aprovado e endossado como índice global pela Organização das Nações Unidas (ONU) e seu respectivo Sistema de Monitoramento Ambiental Global (Global Environment Monitoring System – GEMS) (Fernandes et al., 2015), se mostrando um índice capaz de ser aplicado em qualquer um dos cinco continentes do mundo, tanto para avaliação da água bruta, como para a tratada, tendo sido citado em diversos estudos desenvolvidos internacionalmente, como na Turquia, na Albânia, mais especificamente nos estudos de Boyacioglu (2010) na Turquia, Damo e Icka (2013) na Albânia, como nacionalmente, no estudo de Jeronimo e Souza (2013) no Rio Grande do Norte, Brasil.

No Brasil, o CCME-WQI é também aplicado para a verificação da condição de conformidade dos corpos hídricos com relação ao seu enquadramento nas classes de água da Resolução CONAMA 357/05. Esta aplicação já foi praticada, inclusive, por órgãos brasileiros gestores de recursos hídricos, como o IGAM (2010) e a ANA (2017), visando a avaliação e publicação de estudos oficiais acerca das condições das bacias brasileiras. Nestes casos, foi adotado para o CCME-WQI a sigla ICE – Índice de Conformidade de Enquadramento, nome que será utilizado no presente capítulo e que é oficialmente adotado pela Agência Nacional de Águas (ANA, 2017).

Como citado, ao contrário do IQA, o ICE não restringe os parâmetros que devem ser adotados para o seu cálculo, sendo necessário, no entanto, seguir algumas orientações. É fundamental que os parâmetros a serem adotados sejam relevantes para o corpo hídrico em estudo, de forma que

eles tenham relação com os possíveis motivos de degradação da água do rio, com a área de localização da bacia e com os usos da água que são majoritariamente feitos. Além disso, também devem ser seguidas algumas outras regras relacionadas a quantidade de parâmetros a serem adotados e a quantidade de amostragens experimentais anuais desses parâmetros: o cálculo do ICE não deve ser feito com menos de quatro parâmetros e quatro amostras coletadas por ano. Recomenda-se ainda que sejam utilizados no mínimo oito e no máximo vinte parâmetros para o cálculo, e, quanto ao número de amostras, é importante que se estabeleça uma quantidade e uma periodicidade de coleta que seja capaz de captar o comportamento da qualidade perante os fatores de estresse sofridos pelo corpo hídrico e região. Vale ainda destacar que, quando a intenção for avaliar a qualidade da água de determinado trecho do rio ao longo do tempo, é indicado que se adote um período de estudo que equilibre períodos curtos e longos, sendo geralmente, considerado o período de três anos de estudo (CCME, 2012, 2017; Costa, 2016).

Quanto ao cálculo do ICE, este baseia-se na comparação entre os valores obtidos pela rede de monitoramento (valores medidos) e os valores limites constantes na legislação para cada parâmetro de qualidade elencado. Dessa forma, é de fato avaliado o desajuste do corpo hídrico em relação à qualidade que ele deveria ter segundo seu enquadramento em classes (Silva, 2017).

Esse desajuste é calculado por meio da aplicação de três fatores (F1, F2 e F3) indicados abaixo Tab. 3 (CCME, 2017). O CCME, além de elaborar manuais para que os estados definam seus parâmetros de qualidade, como visto na seção anterior, é responsável pela publicação dos manuais que orientam sobre cada um dos fatores, fornecendo suas formulações de cálculo e instruindo sobre toda a aplicação do ICE e a categorização de seus valores finais, que variam de 0 a 100 e são enquadrados em categorias de qualidade, assim como ocorre para o IQA, conforme apresentado na Tab. 4.

Tab. 3. Metodologia de cálculo do ICE

ICE – ÍNDICE DE CONFORMIDADE DE ENQUADRAMENTO		
FATOR	CONCEITO	FÓRMULA
FATOR F1 Abrangência	Mede, em porcentagem, o número de parâmetros que tiveram, pelo menos uma vez, seus valores medidos em desconformidade com relação aos limites estabelecidos por lei	$F1 = \frac{\text{número de variáveis que violaram}}{\text{número total de variáveis analisadas}}$ Equação (2)
FATOR F2 Frequência	Mede, em porcentagem, a quantidade de testes que apresentaram desconformidade com relação à legislação. Estes testes desconformes são os chamados “testes-falhos” pelo CCME (2017)	$F2 = \frac{\text{número de testes que violaram}}{\text{número total de testes}}$ Equação (3)
FATOR F3 Amplitude	É aplicado apenas para os testes falhos, pois mede a diferença existente entre o valor medido experimentalmente e o valor limitado por lei (equação 4) O cálculo do F3 exige ainda que se faça, anteriormente, uma soma normalizada das variações (snv) existentes, conforme Equação (5) também indicada na presente tabela.	$F3 = \frac{snv}{(0,01 \times snv) + 0,01}$ Equação (4) $snv = \frac{\sum_{i=1}^n \Delta v_i}{\text{número total de coletas}}$ Equação (5) Sendo Δv: 1 - Para os casos em que o parâmetro é limitado por valores máximos de concentração $\Delta v = \frac{(\text{valor do teste que falhou})}{(\text{valor do padrão})} - 1$ Equação (6)

		ou 2 - Para os casos em que o parâmetro não deve violar um valor mínimo $\Delta v = \frac{(\text{valor do padrão})}{(\text{valor do teste que falhou})} - 1$ Equação (7)

Esses três fatores são, portanto, combinados como vetores, de forma que o somatório deles produz um valor único e final, que corresponde, de uma forma geral, ao número de parâmetros que superam os limites definidos por lei, bem como a frequência e a magnitude dessas superações (CCME, 2009). O cálculo do ICE pode então ser obtido pela formula abaixo, sendo interpretado segundo as cinco categorias também apresentadas a seguir, que foram propostas pelo CCME (2017) e são seguidas pela ANA (2012)

$$ICE = 100 - \left(\frac{\sqrt{F1^2 + F2^2 + F3^2}}{1,732} \right)$$

Equação (8)

Tab. 4. Categorias do Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE) e suas atribuições

VALOR ICE	CATEGORIAS	SIGNIFICADO
$95 \leq \text{ICE} \leq 100$	EXCELENTE	A qualidade de água está protegida com virtual ausência de impactos. A qualidade da água está muito próxima da condição natural. Essa escala de índice é atingida somente quando todos os parâmetros se mantiverem dentro dos padrões do enquadramento imutavelmente.
$80 \leq \text{ICE} \leq 94$	BOM	A qualidade da água está protegida, apresentando apenas um pequeno grau de impacto. A qualidade da água raramente se desvia da condição natural ou dos padrões estabelecidos pelo enquadramento.
$65 \leq \text{ICE} \leq 79$	REGULAR	A qualidade da água está protegida, mas ocasionalmente ocorrem impactos. A qualidade da água se desvia dos padrões estabelecidos pelo enquadramento.
$45 \leq \text{ICE} \leq 64$	RUIM	A qualidade da água é frequentemente afetada. Com frequência os parâmetros de qualidade de água não atendem os padrões estabelecidos pelo enquadramento.
$\text{ICE} \leq 44$	PÉSSIMO	A qualidade da água quase sempre está alterada. Os parâmetros de qualidade geralmente não atendem os padrões estabelecidos pelo enquadramento.

Salvo sua formulação e suas regras, a aplicação desse índice como ferramenta de análise da qualidade das águas o torna, então, de extrema importância para o acompanhamento da evolução temporal da qualidade dos corpos hídricos, de modo a proporcionar um processo mais ágil de tomada de decisão aos gerenciadores dos recursos. Além disso, a partir do momento que sua aplicação também possibilita verificar a situação atual dos corpos hídricos com relação a realidade de qualidade que eles deveriam apresentar segundo o enquadramento, se torna possível avaliar a eficácia das ações e investimentos que têm sido aplicadas até então para preservação das águas, para que assim sejam feitos os devidos ajustes nessas estratégias (ANA, 2020; Amaro, 2009). Por fim, cabe destacar que, segundo o CCME (2017), o ICE tem se consagrado em todo o mundo como uma ferramenta de gerenciamento e comunicação quando aplicada corretamente.

Comparativo: IQA versus ICE

Como já abordado, os dois índices apresentados fazem a leitura da qualidade dos corpos hídricos através de uma categorização dos valores

obtidos, que é estabelecida de acordo com uma escala que vai de 0 à 100, como representado na Tab. 5.

A Tab. 5 também traz o comparativo das duas categorizações com relação à escala de 0 à 100. Nela, observa-se que o IQA possui amplitudes menores para as categorias “péssima”, “ruim” e “regular”, havendo uma maior amplitude para as categorias “boa” e “ótima”. Já o ICE distribui as amplitudes de suas categorias de forma mais restritiva: as categorias mais favoráveis, “boa” e “excelente”, possuem amplitudes menores enquanto que as categorias menos favoráveis – péssimo, ruim e regular – ocupam a maior parte da escala. Isso tudo faz com que, pelo IQA, as categorias mais favoráveis – boa e ótima – se iniciem em valores mais baixos, fazendo com que seja mais fácil que os trechos do rio avaliados alcancem uma categoria de qualidade maior com índices não tão elevados. Já pelo ICE, é mais dificultoso que os trechos do rio alcancem as melhores categorias, pois para isso, ele teria que possuir valores mais próximos de 100, pelo menos a partir de 80, tornando-o um índice mais exigente.

Tab. 5. Comparativo entre as escalas classificatórias do ICE e do IQA

VALORES	0	19	20	36	37	44	45	51	52	64	65	79	80	94	95	100
IQA	PÉSSIMO		RUIM		REGULAR				BOA				ÓTIMA			
ICE	PÉSSIMO						RUIM				REGULAR		BOM		EXCELENTE	

Na prática isso significa que o IQA favorece a classificação das águas em categorias de qualidade consideradas mais despreocupantes, enquanto que, quando aplicado outro índice de medição de qualidade, como o ICE, as mesmas águas são categorizadas em interpretações mais restritivas. Isso foi observado e comprovado no estudo do Rio Paraíba do Sul, no qual foi aplicada a metodologia do ICE nos pontos de monitoramento utilizados pela CETESB para a aplicação do IQA, para um período que variou entre 2012 à 2017.

A Tab. 6 relaciona, então, os valores de ICE, calculados por Lopes (2018), com os de IQA, fornecidos pelos relatórios da CETESB dos referidos

anos, indicando-se também o município a qual cada ponto de monitoramento pertence.

Tab. 6. Resultados do ICE e do IQA para os pontos de monitoramento correspondentes ao Rio Paraíba do Sul

ANO		2012		2013		2014		2015		2016		2017	
ESTAÇÕES	MUNICÍPIOS	ICE	IQA	ICE	IQA	ICE	IQA	ICE	IQA	ICE	IQA	ICE	IQA
PARB02050	SANTA BRANCA	77	69	93	75	93	75	93	74	85	69	85	71
PARB02100	SANTA BRANCA	85	72	93	76	76	73	85	75	85	71	85	72
PARB02200	JACAREÍ	71	66	90	69	84	67	77	67	73	63	73	62
PARB02300	S. JOSÉ DOS CAMP.	63	59	59	57	66	62	64	57	63	55	62	57
PARB02310	S. JOSÉ DOS CAMP.	66	59	61	58	77	63	69	58	73	59	72	61
PARB02400	CAÇAPAVA	61	54	66	55	71	53	68	49	67	52	72	58
PARB02490	TREMEMBÉ	56	58	69	63	74	64	75	63	71	60	69	59
PARB02530	PINDAMONHANG.	55	59	68	59	77	64	75	59	56	55	61	57
PARB02600	APARECIDA	42	51	43	49	54	52	47	49	34	50	47	51
PARB02700	LORENA	62	56	69	56	61	54	63	50	63	53	63	56

LEGENDA

VALOR ICE	Categorias	FAIXA IQA	Categorias
$95 \leq ICE \leq 100$	EXCELENTE	$79 < IQA \leq 100$	ÓTIMA
$80 \leq ICE \leq 94$	BOM	$51 < IQA \leq 79$	BOA
$65 \leq ICE \leq 79$	REGULAR	$36 < IQA \leq 51$	REGULAR
$45 \leq ICE \leq 64$	RUIM	$19 < IQA \leq 36$	RUIM
$ICE \leq 44$	PÉSSIMO	$IQA \leq 19$	PÉSSIMO

Observa-se, portanto, que poucos pontos de monitoramento obtiveram a mesma categorização pelo IQA e ICE. Foram apenas 22% deles que tiveram traduções correspondentes. Ainda nota-se que, na maioria das vezes, a divergência se deu entre as classes “boa” do IQA e “Regular” do ICE, comprovando haver, então, uma permissibilidade na aplicação do IQA que, ao fornecer melhores qualidades para trechos ainda poluídos, chama menos atenção para a necessidade investimentos que visariam a recuperação do corpo hídrico, de forma a, conseqüentemente, acabar permitindo o prolongamento de sua degradação.

Vale ainda destacar que o Rio Paraíba do Sul, além de consistir no maior manancial de sua Bacia - a Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (CBH-PS, 2017), ainda interliga dois dos estados brasileiros mais influentes, nascendo no estado de São Paulo e percorrendo até a divisa com o Rio de Janeiro (CEIVAP, 2011; Demanboro, 2015). Por conta disso e pelo fato da sua região se tratar de uma área de alta industrialização, tanto sua Bacia, como o próprio Rio Paraíba, possuem uma forte influência socioeconômica no país, de forma a serem de extrema importância para o desenvolvimento da região (Braga et al., 2008; Demanboro, 2015).

Devido à esta importância, verifica-se ser altamente necessário utilizar o ICE para a análise da qualidade temporal do Rio Paraíba do Sul, afim de se verificar a eficiência dos programas e ações governamentais aplicadas para a estabilização do rio em seu devido enquadramento.

A Tab. 7 traz, então, os resultados do ICE dos anos de 2012 à 2017, relacionando-os com os municípios de localização das estações de monitoramento. A Tab. 8, em complemento, demonstra a incidência que cada categoria apresentou ao longo do estudo.

Tab. 7. Relação entre estações de monitoramento, municípios e resultados de ICE obtidos

ANO		2012	2013	2014	2015	2016	2017
ESTAÇÕES	MUNICÍPIOS	ICE	ICE	ICE	ICE	ICE	ICE
PARB02050	SANTA BRANCA	77	93	93	93	85	85
PARB02100	SANTA BRANCA	85	93	76	85	85	85
PARB02200	JACAREÍ	71	90	84	77	73	73
PARB02300	S. JOSÉ DOS CAMP.	63	59	66	64	63	62
PARB02310	S. JOSÉ DOS CAMP.	66	61	77	69	73	72
PARB02400	CAÇAPAVA	61	66	71	68	67	72
PARB02490	TREMEMBÉ	56	69	74	75	71	69
PARB02530	PINDAMONHANG.	55	68	77	75	56	61
PARB02600	APARECIDA	42	43	54	47	34	47
PARB02700	LORENA	62	69	61	63	63	63
MÉDIAS ICE (ANUAIS)		64	71	73	72	67	69

Tab. 8. Quantidade de resultados de ICE por categoria

CATEGORIAS	INCIDÊNCIAS	%
EXCELENTE	0	0%
BOM	12	20%
REGULAR	26	43%
RUIM	19	32%
PÉSSIMO	3	5%
TOTAL	60	100%

Os valores apresentados evidenciam, portanto, que de todos os resultados, nenhum trecho do Rio Paraíba do Sul se mostrou em condição excelente de enquadramento, existindo, no entanto, três resultados para a condição péssima. Observa-se ainda que, de uma forma geral, a maioria dos trechos se apresentaram com enquadramento regular, que é uma categoria mediana (Lopes, 2018).

A CETESB (2017a) justifica em seu relatório de 2017 que alguns corpos hídricos do estado de São Paulo podem não estar de acordo com as exigências de suas classes por conta do enquadramento consistir em uma meta a ser atingida ao longo do tempo, através da aplicação de ações de controle de poluições. No entanto, avaliando-se temporalmente as médias anuais, observa-se que os valores de ICE apresentam valores crescentes apenas até 2014, ano a partir do qual os valores se tornam decrescentes, havendo uma pequena melhora apenas de 2016 para 2017 (Fig. 4). Isso comprova que se foi criando um distanciamento da meta de qualidade desejada principalmente nos anos mais atuais, como 2015, 2016 e 2017, indicando haver, na verdade, uma ineficiência das ações de combate à poluição ao longo dos anos (Lopes, 2018). Cabe destacar ainda que esse decréscimo apresentado em 2015 foi justificado pela intensificação das atividades industriais na região, pela seca observada neste período e pelo aumento populacional assistido (CBH-PS, 2016a, 2016b). Esses fatores, além de interferirem no nível de qualidade do rio, acabam interferindo também na quantidade de água disponível para consumo, reforçando ainda mais a importância de ações eficientes de preservação dos recursos hídricos, principalmente em períodos críticos (CBH-PS, 2017).

Fig. 4. Gráfico da evolução temporal de conformidade média ao enquadramento do Rio Paraíba do Sul (ICE)

Com relação aos municípios, é possível observar que os pontos que apresentam uma qualidade mais elevada da água são os pertencentes à Santa Branca (Tab. 7). Isso ocorre, pois as estações em questão estão localizadas em pontos mais próximos à nascente do Rio Paraíba do Sul, onde há menor interferência antrópica e, conseqüentemente, menor degradação das águas. Em contrapartida, observa-se que à medida que o rio vai adentrando os outros municípios, atingindo centros urbanos e regiões mais industrializadas, sua qualidade passa a oscilar entre as categorias “ruim” e “regular”. Nesses trechos, de uma maneira geral, os parâmetros que mais se apresentaram desconformes foram a *E. Coli*, o oxigênio dissolvido e o fósforo total, que são parâmetros que geralmente indicam haver forte atividade antrópica nociva ocorrendo na região e cuja presença recorrente em vários municípios indica haver uma falta de controle no combate à essa poluição. No estudo em questão, destacou-se ainda que, dentre as três variáveis, a que mais apresentou desconformidade foi a *E. Coli*, parâmetro responsável por indicar a presença da percolação de fossas e/ou lançamento de esgotos domésticos. Isto acaba evidenciando, portanto, uma grande

dificuldade da região em estabelecer um sistema de coleta e esgoto eficiente (Libanio, 2016). Esse fato foi ainda corroborado pela publicação do Comitê de Bacias, feita em 2016, a Revisão e Atualização do Plano de Bacias da UGRHI 02 - Paraíba do Sul (CBH-PS, 2016a), e pelo Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil de 2019, nos quais foi verificado o mesmo destaque para a *E. Coli*.

Ressalta-se ainda que, para os parâmetros que não apresentaram nenhuma desconformidade ao longo dos anos estudados, notou-se haver uma certa permissibilidade com relação aos limites de concentração estabelecidos na CONAMA 357/05. Muitas vezes, esses parâmetros apresentaram oscilações drásticas de uma medição para a outra, obtendo valores com o dobro ou o triplo de concentração com relação à medição anterior, obtida dois meses antes, e, ainda assim, não entraram em desconformidade com os limites preconizados pela Resolução. Este fato faz com que a própria Resolução tolere a ocorrência variações drásticas nas concentrações em um curto período de tempo, o que acaba, de certa forma, permitindo que haja uma desestabilização na qualidade contínua do rio.

Por fim, destaca-se que essa realidade de afastamento da meta foi também observada em nível nacional, através de estudos coordenados pela ANA. Aplicando o ICE em todos os corpos hídricos com estações de monitoramento existentes, no período de 2001 a 2015, foi possível constatar a existência de uma distância considerável entre a realidade dos rios e suas condições de enquadramento (ANA 2017). Isso indica, então, que as ações governamentais em todo território não têm sido suficientes e/ou eficientes para o alcance das metas. Tendo tudo isto em vista, sugere-se, portanto, que as ações governamentais criem estratégias para prever, prevenir e remediar o agravamento da degradação dos rios, principalmente aqueles de importância econômica do país, para, conseqüentemente, remediar, prever e prevenir também a diminuição da quantidade de recurso disponível, estabelecendo um combate à poluição mais preparado e eficiente, capaz de ir se aproximando das metas ao longo do tempo até realmente atingi-las.

DIRETIVA QUADRO DA ÁGUA COMO FERRAMENTA PARA GESTÃO DE RESERVATÓRIOS BRASILEIROS

Diferentes ferramentas têm sido empregadas na avaliação da qualidade da água e na gestão de reservatórios brasileiros. Além do IET, já mencionado anteriormente, o Índice de Qualidade da Água em Reservatórios (IQAR) e o Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA) são amplamente utilizados por estudos científicos e por órgãos fiscalizadores como instrumento de gestão de reservatórios (Beló et al., 2014; Lima et al., 2017; Souza et al., 2017). Estes índices podem ainda ser utilizados em conjunto com as normativas em curso no país, como a Resolução CONAMA 357/05 que estabelece limites de poluentes sobre diferentes classes de uso de corpos hídricos de água doce (Bueno et al., 2020; Cunha et al., 2013), ou ainda a Resolução CONAMA 302/02 que define critérios e limites de áreas preservadas ao redor do reservatório (Faria et al., 2014).

A partir de diferentes parâmetros físicos e químicos, e em alguns casos, biológicos (Tab. 9), estas ferramentas são capazes de sintetizar as diferentes informações em um único valor, tornando a interpretação dos resultados mais simplificada. Além disso, permite orientar ações de monitoramento e gestão da qualidade da água de reservatórios avaliados.

Por outro lado, estes índices levam em conta somente aspectos da água, desconsiderando a influência que as áreas ripárias e o sedimento exercem sobre o reservatório, bem como a importância da biota ali presente como indicadores de contaminação. Embora importantes, ferramentas de avaliação da qualidade da água, bem como uma legislação protetiva, podem não ser suficientes para a preservação de um reservatório se utilizadas de forma independente e sem uma abordagem definida. A falta de um método integrado de avaliação dificulta ainda a proposição de estudos comparativos baseados em séries históricas de dados entre reservatórios brasileiros.

Deste modo, uma ferramenta que considere diferentes compartimentos ambientais relacionados ao corpo hídrico, bem como o seu entorno poderia trazer informações mais realistas e abrangentes, permitindo o desenvolvimento de um modelo de gestão que atenda às necessidades de cada reservatório.

Tab. 9. Principais ferramentas para avaliação da qualidade da água de reservatórios.

Ferramentas para Avaliação da Qualidade da Água	Variáveis
Índice de Estado Trófico (IET)	Fósforo total, Clorofila-a e Profundidade
Índice de Qualidade da Água (IQA)	pH, Temperatura, Oxigênio dissolvido, Coliformes termotolerantes, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrogênio total, Fósforo total, Turbidez e Resíduo total
Índice de Qualidade da Água em Reservatórios (IQAR)	Déficit de Oxigênio Dissolvido, Clorofila-a, Fósforo total, Profundidade, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Tempo de residência, Nitrogênio inorgânico total, Cianobactérias e Profundidade média
Índice de Variáveis Mínimas para Preservação da Vida Aquática (IPMCA)	pH, Oxigênio Dissolvido, Cobre, Zinco, Chumbo, Cádmio, Mercúrio, Níquel, Cromo total, Surfactantes e Toxicidade
Índice de Proteção para a Vida Aquática (IVA)	IPMCA e IET

Um exemplo de plano de ações que tem se mostrado eficiente na preservação de reservatórios é a Diretiva Quadro da Água (DQA) (2000/60/CE) (CE, 2000). A DQA aprovada pelo Parlamento Europeu em outubro de 2000 é o principal instrumento político da União Europeia voltado à proteção de ecossistemas aquáticos. O principal objetivo desta diretiva é estabelecer um quadro de ação comunitária para a proteção dos corpos hídricos dos países associados a partir de medidas protetivas destinadas aos ecossistemas aquáticos e terrestres, bem como as áreas úmidas que exercem influência sobre corpos hídricos de interesse. Deste modo, medidas como o uso sustentável da água, redução significativa da poluição e cumprimento à legislação foram propostas a fim de assegurar os serviços ecossistêmicos oferecidos pelos corpos hídricos superficiais, subterrâneos e costeiros.

Mais especificamente, em relação às águas superficiais, os Estados-membros devem tomar as medidas especificadas nos Planos de Gestão de Bacias Hidrográficas (PGBH) definidas pela DQA, a fim de garantir a sua exequibilidade.

Dentre estas medidas propostas pela DQA estão: a prevenção contra a deterioração do estado ecológico e químico dos corpos hídricos; proteção, melhoria e recuperação de todos os corpos hídricos, sejam eles naturais ou

artificiais, em especial aqueles impactados, a fim de alcançar equilíbrio químico e ecológico; e a redução progressiva da poluição causada por lançamento de efluentes e por substâncias que possam oferecer risco aos ecossistemas aquáticos.

A DQA consiste de um plano em longo prazo composto por uma série de ações e metas atribuídas a diferentes setores da sociedade e do poder público (Fig. 5), utilizando diferentes variáveis físicas, químicas, biológicas e ambientais para avaliação da qualidade de corpos hídricos europeus. As variáveis físicas e químicas consideradas pela diretiva são temperatura, salinidade, pH, oxigênio dissolvido, capacidade de neutralização de ácidos, além da determinação de uma série de poluentes sintéticos e orgânicos.

O regime hidrológico e elementos morfológicos do corpo hídrico, como escoamento, tempo de residência, ligações com águas subterrâneas, profundidade, estrutura do substrato e das margens, são também considerados a fim de se compreender o estado da qualidade hidromorfológica do ambiente de interesse.

A qualidade biológica dos corpos hídricos, por sua vez, é avaliada a partir do estudo da composição e abundância das comunidades de fitoplâncton, macroalgas, angiospermas, invertebrados bentônicos e fauna piscícola.

Além disso, a DQA também considera possíveis efeitos tóxicos agudos e crônicos sobre diferentes grupos taxonômicos, como algas e/ou macrófitas, dafinídeos e peixes.

Fig. 5. Principais ações propostas pela Diretiva Quadro da Água (DQA) (2000/60/CE).

A implementação de um plano de ações que utilize uma abordagem mais ampla, no que diz respeito às variáveis associadas à preservação dos ecossistemas aquáticos, poderia trazer resultados mais relevantes para a conservação dos reservatórios brasileiros. Entretanto, para que uma agenda como a DQA seja implementada no Brasil, é necessário que algumas mudanças sejam promovidas no campo político e social.

Evidentemente que para obter resultados tão relevantes em relação à preservação de mananciais, é necessário um grande investimento em tecnologias e mão-de-obra especializada por parte do poder público. Assim, seria possível desenvolver e implementar metodologias mais rápidas, eficazes e de baixo custo que considerem as especificidades de cada corpo hídrico. Entretanto, além do investimento técnico-científico, o Brasil necessita implementar uma agenda que promova a conscientização ambiental de sua população. Uma vez conscientizado, o indivíduo reflete sobre o seu papel como parte do problema e da solução. Assim, a comunidade poderia, juntamente com os órgãos públicos, atuar na proposição de uma legislação protetiva, bem como no cumprimento da mesma, trazendo resultados mais significativos em relação à conservação de reservatórios brasileiros.

CONCLUSÃO

A construção do panorama internacional e nacional das diretrizes de qualidade hídrica indicou haver necessidade de revisão na legislação brasileira em vigor, revisão esta que poderá ser conduzida conforme os pontos e sugestões levantadas no Quadro 2 e as considerações do item 8. De uma forma geral, destaca-se ser essencial a busca por indicadores de qualidade mais ecossistêmicos e por conhecimentos atualizados acerca da nocividade de novas substâncias, de forma que se inclua na Resolução conceitos mais modernos e mais condizentes com a realidade atual dos rios. Sugere-se também a criação de mecanismos legais que incentivem à mobilidade entre as classes, para que as massas de água enquadradas em classes menos restritivas sejam estimuladas a elevarem seus padrões de qualidade, visando atingir condições que garantam a propagação e preservação da vida aquática e não somente o uso para o qual foram atribuídas, como no caso da Classe 4, que é praticamente um esgoto a céu aberto. Inclusive, indica-se também a repaginação desta mesma classe (IV), para que até mesmo a classe menos restritiva da legislação não seja permissiva à degradação, como é atualmente. Evidencia-se, por fim, que a regionalização dos parâmetros e padrões de qualidade é mais do que uma tendência internacional, sendo um ato necessário, particularmente para um país de dimensões continentais como o Brasil, para que se adquira um maior entendimento das peculiaridades de cada região e, conseqüentemente, se obtenha maior sucesso nas ações governamentais para a preservação das águas do país, auxiliando na garantia da sua disponibilidade para os usos múltiplos e gerações futuras. Há também a necessidade de ampliação da rede de monitoramento nacional, mas numa etapa anterior, é importante a integração das redes estaduais à nacional, seguindo suas premissas, permitindo rapidamente ampliar a base de dados.

Com relação aos indicadores de qualidade, o comparativo entre os resultados do IQA e ICE para o Rio Paraíba do Sul demonstrou haver uma defasagem na fiscalização por meio da aplicação do IQA, que constatou qualidades otimistas para águas fora de seu enquadramento. O ICE, além de ter se mostrado mais restritivo, de forma a tornar a leitura da qualidade mais crítica, possibilitou o acompanhamento da situação dos corpos hídricos com

relação àquela planejada pelo enquadramento, permitindo, portanto, que se analise a eficácia das ações governamentais e dos investimentos aplicados para a preservação das águas, sendo sua adoção de suma importância para a gestão hídrica. Assim, os resultados obtidos com a aplicação do ICE no estudo de caso sugerem a ocorrência de falhas na tomada de providências por parte do poder público para o estabelecimento da qualidade necessária para o Rio Paraíba do Sul, uma vez que este se mostrou, em grande parte do período estudado e em grande parte de sua extensão, desconforme com relação aos padrões de qualidade exigidos pela sua classe. Ainda, caso o observado no Paraíba do Sul ocorra em muitas massas de águas brasileiras, demonstrará a extrema urgência em alterar princípios que regem os programas de monitoramento hoje em cursos em muitos estados.

Por fim, sabendo-se que o objetivo final da gestão da qualidade é a conservação e proteção dos recursos hídricos brasileiros para as gerações presentes e futuras, conclui-se que há falta de eficiência tanto nas diretrizes tomadas pela Resolução CONAMA 357/05, que necessitam aprimoramento, como no atendimento ao enquadramento, que se mostrou não ser efetivamente aplicado no Rio Paraíba do Sul e que sugere ocorrer o mesmo na maioria dos corpos hídricos brasileiros. Assim, para que se tenha um aperfeiçoamento da gestão hídrica, espera-se que exista um incentivo maior e uma cobrança mais incisiva do governo federal para que todos os governos e/ou órgãos ambientais estaduais, sem exceção, estabeleçam diretrizes mais adequadas regionalmente e, principalmente, aprimorem suas redes de monitoramento hídrico, passando a adotar realmente o enquadramento como ferramenta de planejamento, sem espaço para a extrapolação dos limites pré-estabelecidos ou para a adoção de índices de qualidade permissivos. Também cabe à população acompanhar a qualidade de nossos mananciais, através de ONGs, corroborando o observado pelas agências de monitoramento oficiais, mas também para cobrar mudanças de rumo sempre que se fizerem necessárias, visando atingir sustentabilidade em médio e longo prazo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Achary, V.M.M. et al., 2008. Aluminium induced oxidative stress and DNA damage in root cells of *Allium cepa* L. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, New York, v.70, p.300-310

Amaro, C.A., 2009. Proposta de um índice para avaliação de conformidade da qualidade dos corpos hídricos ao enquadramento. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009

Araújo, S.A.M., 2014. Desenvolvimento e validação de um método analítico (SPE-HPLC) para determinação de compostos emergentes em águas superficiais. Tese (Doutorado em Engenharia Civil - Saneamento Ambiental). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014

ANA, 2017. Agência Nacional de Águas, 2017. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: relatório pleno. Brasília, DF: ANA, 2017. 169p.

ANA, 2019. Agência Nacional de Águas. Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil. Brasília, DF, 2019. 110p. Disponível em: <<http://conjuntura.ana.gov.br/static/media/conjuntura-completo.bb39ac07.pdf>>. Acesso em 15 fev. 2020.

ANA, 2020. Agência Nacional de Águas. Indicadores de Qualidade - Índice de qualidade das águas (IQA). Brasília, DF. Disponível em: <http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx#_ftn9>. Acesso em 09 jan. 2020

Barros, C.M. et al., 2015. Análise comparativa entre os sistemas de gestão da água: Brasil, Estados Unidos, Alemanha, África do Sul. Universidade de São Paulo, 2015.

Beló, A., Mathias, A. L., Gontarski, C.A.U. Comparison of the physical, chemical and biological parameter magnitudes and cyanobacterial bloom in the Alagados reservoir of Ponta Grossa - PR. *Revista Ambiente e Água*, v.9, n.3, p.445-458, 2014.

Boyacioglu, H., 2010. Utilization of the water quality index method as a classification tool. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 167, n. 4, p. 115-124, 2010

Braga, P.F. et al., 2008. Pacto federativo e gestão de águas. *Estudos Avançados*, 2008, São Paulo, v.22, n.63, 2008.

BRASIL, 1986. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução No. 20, de 8 de junho de 1986. *Diário Oficial da União*. Brasília, DF: SEMA. 14 p. 1986.

BRASIL, 1997. Lei Federal nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997. Diário Oficial da União, Brasília, DF, de 9 de janeiro de 1997.

BRASIL, 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução No. 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União. Brasília, DF: SEMA. 27 p. 2005.

Brito, L.T.L., Silva, A. S., Porto, E. R., 2007. Disponibilidade de Água e a Gestão dos Recursos Hídricos. In: Brito, L.T.L., Moura, M.S.B., Gama, G.F.B. (Ed.) Potencialidades da Água de Chuva no Semiárido Brasileiro. Petrolina, PE: Embrapa Semiárido, 2007, pp.15-32

Bueno, A.S., Rodrigues, E.S., Maruyama, L.S., Castro, P.M.G. Evaluation of water quality in fee-fishing ponds located in Guarapiranga's sub basin, Upper Tietê River basin, São Paulo State. Brazilian Journal of Biology, v. 80, n.2, p. 319-329, 2020.

Cardoso-Silva, S., Ferreira, T., Pompeo, M.L.M., 2013. Diretiva Quadro D'Água: uma revisão crítica e a possibilidade de aplicação ao Brasil. Ambient. Soc., São Paulo, v. 16, n. 1, p. 39-58. Disponível em: <https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-753X2013000100004>. Acesso em 20 de mai. 2020.

CBH-PS, 2016a. Comitê das Bacias Hidrográficas do Rio Paraíba do Sul. Revisão e Atualização do Plano de Bacias da UGRHI 02 - Paraíba do Sul - Plano de Bacia. São Paulo, 2016a.

CBH-PS, 2016b. Comitê das Bacias Hidrográficas do Rio Paraíba do Sul. Revisão e Atualização do Plano de Bacias da UGRHI 02 - Paraíba do Sul - Relatório de Situação. São Paulo, 2016b.

CBH-PS, 2017. Relatório de Situação da UGRHI 02 - Ano base: 2016. São Paulo, 2017.

CCME, 2011. Canadian Council of Ministers Of The Environment. Canadian Environmental Quality Guidelines: Introduction, 2011. Updated. In: CCME. Canadian environmental quality guidelines, Winnipeg. 1999.

CCME, 2001. Canadian Council of Ministers Of The Environment. Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Introduction. - revisada - Ottawa, CA. 2001.

CCME, 2003. Canadian Council of Ministers Of The Environment. Guidance on the Site-Specific Application of Water Quality Guidelines in Canada: Procedures for Deriving Numerical Water Quality Objectives. In: CCME. Canadian Environmental. Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Site-Specific Guidance, Winnipeg. 2003.

CCME, 2006. Canadian Council of Ministers Of The Environment. Developing Biocriteria as a Water Quality Assessment Tool in Canada: Scoping Assessment, North Vancouver, 2006.

CCME, 2007. Canadian Council of Ministers of the Environment. A Protocol for the Derivation of Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. In: CCME. Canadian Environmental Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Protocol, Winnipeg. 2007.

CCME, 2014. Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian Environmental Quality Guidelines, 2014. Disponível em: <https://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/>. Acesso em 20 jan. 2020

CCME, 2017. Canadian Council of Ministers of the Environment. Water Quality Index: User's Manual 2017 Update. In: Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. 2017

CCME, 2020. Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Factsheets: Fichas técnicas das substâncias consideradas nocivas. Canadá, CA. Disponível em: <<http://ceqg-rcqe.ccme.ca/en/index.html#void>>. Acesso em: 16 fev. 2020.

CEIVAP, 2011. Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. Estudos para identificação, localização e quantificação das causas da proliferação de plantas aquáticas, principalmente macrófitas, ao longo da calha do rio Paraíba do Sul, inclusive em braços mortos, reservatórios e afluentes, 2011.

CETESB, 2017. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2016. São Paulo: 2017.

CETESB, 2017a. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatórios de Qualidade de Águas Interiores do Estado de São Paulo (2009-2017). 2017a. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em 29 ago. 2018

CETESB, 2017b. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório de Qualidade de Águas Interiores do Estado de São Paulo - APÊNDICE D, 2017b. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em 06 mar. 2020

CIS, 2003. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document N° 10. River and Lakes Guidance on Typology, Reference Conditions and Classification Systems. 94p.

Corrêa, M.A., 2007. Desenvolvimento de indicadores de sustentabilidade para gestão de recursos hídricos na UGRHI Tietê-Jacaré (SP). 2007. 233f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, 2007.

Cunha, D.G.F., Calijuri, M. C., Lamparelli, M. C., Menegon, N. Resolução CONAMA 357/2005: Análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do Estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005-2009). Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 19, n. 2, p. 159-168, 2013.

Damo, R., Icka, P. 2013. Evaluation of water quality index for drinking water. Polish Journal of Environmental Studies, v. 22, n. 4, 1045-1051, 2013.

Demanboro, A.C., 2015. Gestão ambiental e sustentabilidade na macrometrópole paulista - Bacia do Rio Paraíba do Sul. Soc. nat., Uberlândia, v. 27, n. 3, p. 515-529, Dez. 2015.

Diniz, L.T., 2006. Efetivação das Metas de Qualidade de Águas Superficiais no Brasil. 2006. 159f. Tese (Mestrado Ciência Ambiental), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006

Dutra, A.S.F., Navoni, J.A., Amaral, V.S., 2019. Percepção do Risco Ambiental de uma População Exposta a Atividade de Mineração no Semiárido Nordestino. Revista Educação Ambiental em Ação. No. 67. Disponível em: <http://www.revistaeea.org/artigo.php?idartigo=3600>. Acesso em 20 mai. 2020.

EC, 2000. European Commission. Directive 2000D 60D EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. Oficial Journal 22 December 2000 L 327D 1. European Commission, Brussels.

EMBRAPA, 2018. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Contaminantes emergentes podem ser uma ameaça na água para consumo humano. Notícias. Estudos socioeconômicos e ambientais. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/32796742/contaminantes-emergentes-podem-ser-uma-ameaca-na-agua-para-consumo-humano>>. Acesso em 20 mai. 2020.

Faria, L.C., Júnior, F.C.A., Tonello, K.C., Valente, R.O.A. Reflexos das alterações no Código Florestal Brasileiro em Áreas de Preservação Permanentes de duas propriedades rurais em Itu e Sarapuí, SP. Revista Ambiente e Água, v.9, n.3, p. 445-458, 2014.

Fernandes, N., Scalize, P., 2015. Comparação entre dois métodos para determinação da qualidade da água tratada. Ciência & Engenharia, Uberlândia. v. 24, p. 85-93, 2015.

Ferreira, K.C.D. et al., 2015. Adaptação do índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation ao semiárido brasileiro. Revista Ciência Agronômica, Fortaleza, CE, 2015.

Fusconi, A. et al., 2006. Effects of cadmium on meristem activity and nucleus ploidy in roots of Pisum sativum L. cv. Frisson seedlings. Environmental and Experimental Botany, Elmsford, v.58, p.253–260.

Gomes, J.L., Barbieri, J., 2004. Gerenciamento de recursos hídricos no Brasil e no Estado de São Paulo: um novo modelo de política pública. Cad. EBAPE.BR, Rio de Janeiro , v. 2, n. 3, p. 01-21, Dez. 2004.

Granziera, M.L.M., 2001. Direito de Águas: disciplina jurídica de águas doces. Atlas. São Paulo. 245 p.

Guerra, R.C., 2009. Estudo do lodo gerado em reator biológico, pelo tratamento da água de produção do petróleo, no Terminal Marítimo Almirante Barroso, município de São Sebastião, SP. visando sua disposição final. 126p. Tese (Doutorado em Microbiologia Aplicada) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro/SP.

IBAMA, 2018. Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Relatórios de comercialização de agrotóxicos, 2018. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/relatorios/quimicos-e-biologicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>>. Acesso em 20 jan. 2020

Jeronimo, C.E. de M., Souza, F.R.S. Determinação do índice de qualidade da água da lagoa de Extremoz, RN: Série temporal e correlação a índices pluviométricos. Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental, v. 10, n.10, p. 2219-2232, 2013. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/reget/article/view/7888/0>>. Acesso em: 20 mai. 2020.

Krewski, D., et al., 2007. Human health risk assessment for aluminium, aluminium oxide, and aluminium hydroxide. Journal of toxicology and environmental health, Washington, v.10, p.1–269.

Kummerer, K., 2011. Emerging Contaminants. Treatise on Water Science. PETER, W. Oxford: Elsevier: 69-87 p. 2011.

Kuster, M. et al., 2008. Analysis and occurrence of pharmaceuticals, estrogens, progestogens and polar pesticides in sewage treatment plant effluents, river water and drinking water in the Llobregat river basin (Barcelona, Spain). Journal of Hydrology, v. 358, p. 112 - 123, 2008.

Lacerda, C.S., Cândido, G.A., 2013. Modelos de indicadores de sustentabilidade para gestão de recursos hídricos. In: Lira, W.S.; Cândido, G.A., orgs. Gestão sustentável dos recursos naturais: uma abordagem participativa [online]. Campina Grande: EDUEPB, 2013, pp. 13-30. ISBN 9788578792824.

Laura, A.A., 2004. Um método de modelagem de um sistema de indicadores de sustentabilidade para gestão de recursos hídricos – MISGERH: o caso da bacia dos Sinos. 2004. 506 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004

Leite, G.S., Afonso, R.J.C.F., Aquino, S. F. 2010. Caracterização de contaminantes presentes em sistemas de tratamento de esgotos, por cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas tandem em alta resolução. Química nova, v. 33, n. 3, p. 734-738, 2010.

Libanio, M., 2016. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. Campinas, SP: Editora Átomo, 2016. 638p. 4ª edição.

Lima, R.S., Alves, J.P.H. Avaliação da qualidade da água dos reservatórios localizados nas bacias hidrográficas dos rios Piauí-Real, utilizando o índice de qualidade da água (IQA). Scientia Plena, v. 13, n. 10, p. 1-10, 2017.

Lippi, A.M.F. et al., 2014. Características físico-químicas e toxicológicas do Clomazona. RevInter - Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade, v. 7, n. 1, p. 24-39, 2014.

Lopes, A.K.K.C. 2018. Diagnóstico acerca da eficiência brasileira na gestão de qualidade dos recursos hídricos: uma revisão sobre a aplicação da ferramenta legislativa de enquadramento dos corpos d'água segundo seus usos preponderantes. 2018. 125f. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) – Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo, Lorena.

Martins, M.F; Candido, G.A., 2010 Indicadores de Desenvolvimento Sustentável para Localidades: uma proposta metodológica de construção e análise. In: CANDIDO, G.A. Desenvolvimento Sustentável e Sistemas de Indicadores de Sustentabilidade: formas de aplicação em contextos geográficos diversos e contingências específicas. Campina Grande – PB: Ed. UFCG, 2010. Cap. 1.

Mechi, A., Sanches, D.L. 2010. Impactos ambientais da mineração no Estado de São Paulo. Estud. av., São Paulo, v. 24, n. 68, p. 209-220.

MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2018. Vigilância em saúde: Agrotóxicos. Disponível em: <http://portalms.saude.gov.br/vigilancia-em-saude/vigilanciaambiental/vigipeq/contaminantes-quimicos/agrotoxicos>. Acesso em 20 de out. 2018.

Miranda, G. M.; Braga, R., 2011 Indicadores de desempenho na gestão dos recursos hídricos nos municípios das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá. Revista GEONORDESTE, Sergipe, Ano XXII, n. 2, p. 96-113, 2011.

MMA; IBAMA, 2004. Avaliação dos valores máximos estabelecidos para os parâmetros das classes de águas. MMA e IBAMA, Brasília, Jun. 2004.

Peake, B.M., Braund, R., 2009. Environmental Aspects of the Disposal of Pharmaceuticals in New Zealand. Chemistry in New Zealand, v. 73, n. 2, p. 58-63, 2009.

Pereira, B.R.F. 2019. Mineração de scheelita no Semiárido Potiguar: avaliação da qualidade e percepção ambiental em áreas degradadas por esta atividade antrópica. 79 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). PRODEMA/UFRN, Natal, 2019

Pizella, D., 2006. Análise da sustentabilidade ambiental do sistema de classificação das águas doces superficiais. 2006. 172 f. Tese (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental). USP, São Carlos, 2006

Rickwood, C.J., Carr, G.M., 2009. Development and sensitivity analysis of a global drinking water quality index. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 156, n. 1-4, p. 73-90, 2009.

Rodríguez-Olarte, D., Barrios, M., Caputo, L., Fierro, P., Jiménez-Prado, P., Navarro, E., Macchi, P., Mojica, J.I., Molinero, J., Montoya, J.V., Pantoja, A., Pompêo, M., Ríos-Touma, B., Teixeira de Mello, F., Tobón, F., Torremorell, A., Villalba, A., Villamarín, C. 2020. Criterios para la evaluación de estresores y parámetros en la estimación del estado ecológico de ríos en Suramérica. Serie Publicaciones Especiales. Museo de Ciencias Naturales. Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado (UCLA). Barquisimeto, Lara. Venezuela. 68 pp.

Samardakiewicz, S., Woźny, A. 2005. Cell division in *Lemna minor* roots treated with lead. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v.83, p.289–295.

Santos, M.L.V., Santos, E. N., Filho, J. T. S. 2015. O Rio Paraíba do Sul e o abastecimento no estado do Rio de Janeiro. *Semioses*, Rio de Janeiro, v. 9, n. 1, p. 36-42, jan./jun. 2015.

SAVEH, Sistema de Autoavaliação da Eficiência Hídrica, 2016. A disponibilidade de água no mundo e no Brasil. 2016. Disponível em: <<https://saveh.com.br/artigos/a-disponibilidade-de-agua-no-mundo-e-no-brasil/>>. Acesso em 26 abr. 2018.

Schiesari, L., Grillitsch, B., 2011. Pesticides meet megadiversity in the expansion of biofuel crops. *Front Ecol Environ* 9: 215–21, 2011

SEMAD., 2008. Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Glossário de Termos Relacionados à Gestão de Recursos Hídricos. In: Publicação específica para a I Oficina do Sistema Estadual de Informações sobre Recursos Hídricos. Disponível em: <<http://www.conhecer.org.br/download/GESTAO%20HIDRICA/leitura%20anexa%202.pdf>>. Acesso em 20 mai. 2020

Setti, A.A. et al., 2000. Introdução ao Gerenciamento de Recursos Hídricos. 2a edição. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica, Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas, 2000. 207p.

Silva, B.S.F. et al., 2016. Características físico-químicas e toxicológicas do Espinosade. Limeira: UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS – FACULDADE DE TECNOLOGIA, 2016.

Silva, D.C.V.R. 2013. Toxicidade da água e sedimento dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, na Região Metropolitana de São Paulo. 141 p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia. São Paulo.

Silva, J.F.A., Pereira, R. G. 2019. Panorama global da distribuição e uso de água doce. Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais, v.10, n.3, p.263-280, 2019. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2019.003.0023>

Silva, J.S. 2008. Análise Das Diretrizes Do Plano Nacional De Recursos Hídricos No Contexto Internacional De Governança Da Água. 2008. Dissertação de TCC -

Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2008.

Silva, S.C., Mariani, C.F., Pompêo, M., 2015. Análise crítica da resolução CONAMA N° 357 à luz da Diretiva Quadro da Água da União Europeia: estudo de caso (Represa do Guarapiranga - São Paulo, Brasil). In: Marcelo Pompêo, M., MoschiniCarlos, V., Nishimura, P.Y., Silva, S.C., Doval, J.C.L. Ecologia de reservatórios e interfaces. São Paulo, SP: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015, p. 367 - 375.

Souza, E. G., Studart, T.M.C., Pinheiro, M.I.T., Campos, J.N.B. Segurança hídrica no reservatório Castanhão-CE: Aplicação da matriz de sistematização institucional. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 22, n. 5, p.877-887, 2017.

Souza, R. R., 2011. Desenvolvimento e validação de metodologia analítica para determinação de disruptores endócrinos resultantes de atividades antrópicas nas águas da região do rio Paraíba do Sul, SP. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, 2011.

Tundisi, J.G. (Coord.), 2014. Recursos hídricos no Brasil: problemas, desafios e estratégias para o futuro. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 2014, 76 p.

USEPA, 2015. United States Environmental Protection Agency. Title 40: Protection of Environment - PART 131: Water Quality Standards, Subpart B: Establishment of Water Quality Standards, §131.10: Designation of uses, 2015.

USEPA, 2016. United States Environmental Protection Agency. Priorities for Water Quality Standards and Criteria Programs - FY 2017-2018, 2016.

USEPA, 2018a. United States Environmental Protection Agency. Summary of the Clean Water Act, 2018a

USEPA, 2018c. United States Environmental Protection Agency. Water quality standards: basic information. 2018c.

Vasconcellos, M.C., Pagliuso, D., Sotomaior, V.S., 2012. Fitorremediação: Uma proposta de descontaminação do solo. Estudos de Biologia Ambiente e Diversidade.vol. 34, n 83, p. 261-267, jul/dez.

Waldman, M., 2016. Recursos hídricos e rede urbana mundial: dimensões globais da escassez (Anais). Anais do XIII Encontro Nacional de Geógrafos, João Pessoa (PB), Editora Kotev, 2016.

WWAP, World Water Assessment Programme, 2018. Relatório Mundial das Nações Unidas sobre desenvolvimento dos Recursos Hídricos 2018: resumo

executivo. Colômbia: UNESCO, 2018. 12 p.

Zeidemann, V.K., 2001. O Rio das Águas Negras, p.62-87. In: Oliveira, A.A., Daly, D. (Eds.). Florestas do Rio Negro. Companhia das Letras, São Paulo. 344p.