

## As estratégias de “modernização” da gestão da água

O tradicional paradigma de aumento contínuo da oferta de água e priorização de obras estruturais recebeu fortes críticas na Espanha a partir dos anos 1990. Seja devido ao amadurecimento de setores da sociedade, com o surgimento de movimentos como a *Nueva Cultura del Agua*, seja devido às pressões nacionais e internacionais derivadas da necessidade de atendimento da Diretiva Quadro da Água, o país chegou ao século XXI com o desafio de transformar e modernizar seu sistema de gestão. Neste capítulo, são apresentados os principais eixos destas tendências que têm embasado os processos decisórios. O texto busca apresentar, igualmente, a contextualização de cada um dos princípios e as críticas a eles direcionadas.

### 1 O planejamento como pilar da gestão da água

Após séculos de intensificação das pressões sobre os sistemas hídricos do país, o planejamento é considerado atualmente a espinha dorsal do sistema de gestão da água na Espanha. É nos planos de bacia, ou melhor, nos planos de gestão das Regiões Hidrográficas (assim denominados a partir da Diretiva Quadro da Água), que a gestão da água se concretiza na Espanha. Este aspecto traz uma diferença importante com relação a países que colocam em prática a gestão da água a partir de políticas públicas setoriais que não levam em conta as prioridades regionais definidas a partir de processos participativos e que não se efetivam em documentos norteadores.

O planejamento no contexto da gestão da água, referido na Espanha como *planificación hidrológica*, é um instrumento tradicional no país desde o início do século XX, o qual é conhecido por ser pioneiro na gestão por bacias e na gestão associativa e colegiada. Porém, durante décadas este planejamento priorizou a

criação de cenários futuros e estratégias de investimentos e ações que fomentavam as políticas hidráulicas tradicionais voltadas ao aumento da oferta de água e a artificialização dos sistemas hídricos. Era praticamente um planejamento de obras para aumentar a oferta e atender as demandas. Esta lógica ainda encontra campo fértil em certos setores políticos do país, mas está muito mais atenuada a partir das obrigações impostas pela Diretiva Quadro da Água. O planejamento moderno é visto como um processo que deve conciliar o aumento da oferta, com outras questões de relevância atual como a gestão das demandas, a obtenção do bom estado ecológico, quantitativo e químico das *masas de agua* e a gestão da água integrada ao contexto da proteção dos ecossistemas aquáticos.

Um dos reflexos da Diretiva foi o fomento a processos de planejamento mais participativos e multidisciplinares, dadas as exigências mais ambientais e menos técnicas, como o foco no estado ecológico dos ecossistemas aquáticos. Até 1994, quando a primeira versão do *Plan Hidrológico Nacional* foi reprovada, engenheiros civis tinham a liderança intelectual e a capacidade técnica para conceber e executar os planos de bacia. Porém, a partir de então, diversas outras categorias de profissionais e campos científicos passaram a ter participação ativa nestes processos e, até mesmo, protagonismo, como os hidrogeólogos, agrônomos, químicos, ecólogos, economistas e cientistas sociais (GARRIDO; LLAMAS, 2009).

A Constituição de 1978 referendou o planejamento como fundamento da gestão ambiental ao afirmar que cabe ao poder público velar pela utilização racional dos recursos naturais, visando proteger e melhorar a qualidade de vida e defender e restaurar o meio ambiente com base na solidariedade coletiva (MELGAREJO MORENO, 2002). Na Lei da Água de 1985, o planejamento adquiriu *status* de instrumento legal para a gestão do *domínio público hidráulico*. A lei chamou a atenção para a importância do planejamento na gestão da água em nível de bacias hidrográficas (o que já ocorria, tradicionalmente, nos planos de bacia) e em nível nacional. O planejamento responderia aos objetivos gerais expressos no Artigo 38 da Lei (AEBOE, 1985b):

La planificación hidrológica tendrá por objetivos generales conseguir la mejor satisfacción de las demandas de agua y equilibrar y armonizar el desarrollo regional y sectorial, incrementando las disponibilidades del recurso, protegiendo su calidad, economizando su empleo y racionalizando sus usos en armonía con el medio ambiente y los demás recursos naturales.

Deste modo, o Estado se viu pressionado a elaborar o futuro *Plan Hidrológico Nacional*, que seria publicado no ano 2000. A legislação já se adaptava às exigências da Diretiva Quadro da Água, cujos princípios também exigem a gestão da água com base no planejamento. Entretanto, Arrojo (2003) critica a noção de

planejamento assumida na Lei da Água, argumentando que foi adotado um conceito de bacias como sistemas de exploração e produção, e não em uma perspectiva ecológica de gestão de ecossistemas. Mesmo considerando os avanços da lei quanto às novas perspectivas ambientais, o autor critica a busca de expansão dos sistemas de produção agrícola com base na interconexão hidrológica entre bacias via canais de transposição, princípio este que embasaria o espírito subjacente da Lei da Água, conforme o autor.

Para atender as exigências legais, os tradicionalmente denominados planos de bacia (*planes de cuenca*) foram, recentemente, substituídos pelos planos hidrológicos de bacia (*planes hidrológicos de cuenca*), cujo âmbito territorial migra das bacias para as Regiões Hidrográficas (*demarcaciones hidrográficas*). O *Texto Refundido de la Ley de Aguas* e o *Reglamento de la Planificación Hidrológica* definem os conteúdos necessários nos novos planos (Sánchez Fabre e Ollero, 2010). Mesmo reforçando que a bacia hidrográfica continua sendo a unidade básica de gestão da água, a Diretiva Quadro da Água chama a atenção para o fato da lógica das Regiões Hidrográficas exigir que os planos devam passar a incorporar, de modo integrado, a gestão das águas superficiais, subterrâneas e costeiras. Uma Região Hidrográfica pode incluir uma ou mais bacias hidrográficas vizinhas, mas o aparato gestor não deve perder de vista os demais sistemas hídricos associados. Porém, na Espanha, os planos desenvolvidos pelos organismos de bacia continuam com a tradição de priorizar as águas superficiais. Em sua essência, os planos de gestão das Regiões Hidrográficas continuam, portanto, com a lógica da abordagem de gestão de bacias e não de Regiões Hidrográficas como determina a DQA.

Por uma lógica de hierarquia, os planos de gestão das Regiões Hidrográficas devem adaptar-se às exigências do *Plan Hidrológico Nacional*, que visa, entre outras coisas, coordenar todos os planos regionais. Tanto o *Plan* como os planos de gestão das Regiões Hidrográficas são instrumentos de planejamento das intenções e ações previstas para aplicação em escalas multitemporais. Os planos permitem o estabelecimento de objetivos, metas e cenários de investimentos e ações. Porém, conforme lembram Esteban e Naredo (2004), a lógica defendida pela Diretiva Quadro de planejamento hidrológico ao mínimo custo ainda não tem sido bem aplicada na Espanha.

Sob o panorama das importantes contribuições aportadas pelo *Libro Blanco del Agua en España* e sob as diretrizes vigentes da Diretiva Quadro da Água, o *Plan Hidrológico Nacional* (PHN) vigente, modificado em 2005 pelo *Ministerio del Medio Ambiente*, resultou de um processo de amadurecimento que buscou levar em conta as várias críticas recebidas em sua versão inicial em 2001. A principal delas referia-se à transposição do rio Ebro prevista, revogada em 2005. O eixo principal do PHN 2000 era a busca do equilíbrio das disponibilidades hídricas na Espanha a partir de obras de transferências de água entre bacias.

O *Plan Hidrológico Nacional* tem, entre as suas funções, a coordenação e aprovação prévia dos planos hidrológicos das Regiões Hidrográficas e a previsão e garantia de manutenção da disponibilidade hídrica para atender as demandas nas diferentes bacias hidrográficas do país (AEBOE, 2001a). Apesar de ser um instrumento legal soberano em nível nacional, a sua adoção para a solução de problemas e conflitos somente deve ocorrer, segundo o princípio de subsidiariedade, após recorrer-se aos organismos de bacia e às deliberações dos planos das *demarcaciones hidrográficas*.

Conforme determina o PHN, as comunidades autônomas devem buscar atender as demandas regionais, equilibrar e harmonizar os interesses setoriais, econômicos e territoriais, proteger a qualidade das águas, evitar desperdícios e a superexploração de águas superficiais e subterrâneas, bem como racionalizar os usos da água sob a perspectiva ecológica conforme dita a DMA 2000.

Mesmo ainda passível de críticas por parte da sociedade espanhola, o PHN vigente avançou rumo ao atendimento das diretrizes da Diretiva Quadro. A busca de melhoria das condições ecológicas dos sistemas aquáticos permeia, pelo menos em termos teóricos, as propostas de planejamento, enquanto as políticas voltadas à construção de obras hidráulicas perderam força. O processo de alteração do PHN em 2004 também foi elogiado quanto ao processo participativo de discussão e formatação de sua estrutura e das propostas. Ainda assim, muitos alegam que as alternativas de gestão tidas como mais modernas no PHN e em vários planos de Regiões Hidrográficas continuam alimentando a lógica do aumento infinito da oferta de água para atender a demandas pouco planejadas e descontroladas.

Estevan e Naredo (2004) são ainda mais incisivos nas críticas ao PHN, questionando a sua relevância e afirmando que o plano serve para alimentar um “*un paternalismo hidráulico trasnochado*” e incompatível com a Diretiva Quadro da Água (p. 39). Em um claro posicionamento a favor da descentralização da gestão no âmbito das bacias, os autores questionam:

En el marco de una gestión del agua descentralizada y moderna, ¿para qué se necesita un PHN, si no es para reforzar la posición de la tecnocracia hidráulica y de los grupos interesados en promover obras y otorgar concesiones con el apoyo del Estado? Todos los problemas del agua se pueden resolver dentro de cada cuenca, o mediante la colaboración entre territorios a través de nuevas agencias de cuenca democráticas y representativas. La Ley del PHN 2000 debería ser abolida y la figura del PHN debería ser eliminada de la legislación vigente (p. 40).

Os planos de gestão das Regiões Hidrográficas são elaborados pelos organismos gestores das Regiões Hidrográficas *intercomunitárias* (*confederaciones hidro-*

gráficas) e *intracomunitárias*. Segundo a Diretiva Quadro da Água, as Regiões Hidrográficas internacionais devem ser geridas sob o princípio da unidade territorial. Deste modo, os planos devem ser elaborados de modo coordenado entre as *confederaciones hidrográficas intercomunitárias* e os respectivos países envolvidos, em uma lógica de gestão conjunta, ainda que cada país possa elaborar inicialmente a sua parte em separado para posteriormente buscar a integração. A Espanha possui 42% de seu território com bacias internacionais compartilhadas com Portugal (BARREIRA, 2008).

Os primeiros *Planes de Cuenca*, cujos limites territoriais foram definidos por real decreto, foram aprovados no período entre 1998 e 2001, justamente na fase de transição da aplicação da Diretiva. Portanto, os primeiros planos de bacia ficaram prontos antes mesmo do *Plan Hidrológico Nacional* de 2000. Entretanto, a Diretiva Quadro da Água determinou que os planos e programas de gestão voltados a atingir o bom estado das massas de água deveriam estar aprovados em 2009, com revisões a cada seis anos. O *Texto Refundido de la Ley de Aguas* seguiu o disposto na Diretiva, determinando que os planos em vigor na Espanha deveriam ser revisados até 31 de dezembro de 2009 para incorporar os princípios da DQA, passando a ser revisados a cada seis anos. Esta data marcaria o início do então denominado *1º ciclo de planificación hidrológica* (2009 a 2015).

Em 2007, foi aprovado o *Reglamento de la Planificación Hidrológica* (RPH) pelo Real Decreto n. 907 de 6 de julho, que especificou os conteúdos necessários nos novos planos hidrológicos, bem como os procedimentos para a sua elaboração. A *Instrucción de Planificación Hidrológica* (IPH), aprovada em 2008 pela *Orden Ministerial ARM n.2656*, de 10 de setembro de 2008, buscou auxiliar o processo estabelecendo critérios técnicos para a padronização e sistematização dos planos hidrológicos que seriam elaborados segundo a RPH. Deste modo, ficou determinado que o processo de gestão-planejamento em nível de bacias e Regiões Hidrográficas deveria incorporar alguns documentos preliminares.

Conforme Gómez-Limón e Martín-Ortega (2011), o primeiro destes documentos é o *Estudio general sobre la demarcación hidrográfica*, apresentando a caracterização geral da Região Hidrográfica, um resumo das pressões e impactos das atividades humanas no estado das águas e uma análise econômica dos usos da água. O segundo documento inicial é o *Programa, calendario y fórmulas de consulta*, apresentando prazos, cronograma e metas do processo de elaboração, aprovação e revisão dos planos. Finalmente, deve ser elaborado o *Proyecto de participación pública*, explicitando a organização e os procedimentos para a efetivação da participação pública no processo de planejamento. Estes documentos foram elaborados e disponibilizados publicamente em 2007 pelo Ministério do Meio Ambiente, ficando submetidos à consulta pública, via internet, durante um período de seis meses.

A legislação estabeleceu que a etapa seguinte de planejamento deveria consistir da elaboração, por cada organismo de bacia, dos documentos denominados *Esquemas Provisionales de Temas Importantes* (EPTI). A concepção destes documentos representaria uma etapa intermediária entre a caracterização das Regiões Hidrográficas (*estudio general*) e a elaboração dos projetos dos planos propriamente ditos (*Proyecto del Plan Hidrológico - PPH*) e teriam o objetivo principal de apresentar os temas prioritários a serem tratados nos futuros planos. Particularmente, os EPTI devem apresentar as principais pressões e impactos nas massas de água e as possíveis alternativas de ação para se atingir os objetivos ambientais (GÓMES-LIMÓN; MARTIN-ORTEGA, 2011).

A definição das pressões consideradas significativas nos planos de bacia é, para OPPA (2015), pouco clara e não há transparência na divulgação dos critérios. A conexão entre pressões e impactos também é muito difusa ou deficiente em muitos planos, com destaque para as pressões de origem agrícola e as das transposições nas bacias cedentes. Deste modo, a busca de soluções torna-se comprometida se as causas dos impactos são desconhecidas ou pouco abordadas. No caso específico das transferências hídricas entre bacias, o *Observatorio* aponta que é incompreensível que a transposição Tajo-Segura, que condiciona de modo generalizado o quadro de gestão da água na *Demarcación Hidrográfica del Tajo*, não apareça nos tópicos de temas importantes e análise das pressões e impactos do plano de bacia.

A maioria das Regiões Hidrográficas finalizou os seus respectivos EPTI em meados de 2008, os quais também foram submetidos à consulta pública, via internet, durante seis meses. Os documentos finais, resultantes da incorporação das sugestões e observações recebidas, foram aprovados em meados de 2010 e denominados de *Esquemas de Temas Importantes* (ETI).

Entretanto, o 1º ciclo de *planificación hidrológica* (2009-2015) foi marcado por consideráveis atrasos no cumprimento dos prazos estabelecidos pela Diretiva Quadro da Água, limitando a sua efetivação e obtenção de resultados. Como exemplo dos históricos atrasos, o Tribunal de Justiça da União Europeia condenou a Espanha em 2010 por incumprimento da obrigação de criação dos *comités de autoridades competentes* nas Regiões Hidrográficas, cujo prazo limite era o ano de 2002. A *Junta de Andalucía* criou a *Comisión de Autoridades Competentes* para as três Regiões Hidrográficas sob sua competência somente em 2012, ou seja, dois anos depois (OPPA, 2015).

A etapa final de elaboração dos planos das Regiões Hidrográficas (*Proyecto del Plan Hidrológico - PPH*) pela maioria dos organismos de bacia também sofreu um significativo atraso em relação ao prazo estabelecido pela Diretiva Quadro da Água (que seria 31 de dezembro de 2009). Após passarem pela análise dos *consejos del agua* das respectivas Regiões Hidrográficas, os planos revisados

foram levados ao *Ministerio de Medio Ambiente*, o qual submeteu à aprovação do governo via Real Decreto somente em 2014 (CHJ, 2014b). A aprovação dos planos do 2º ciclo, referente ao período 2015-2021, ocorreu em janeiro de 2016 e implicou a revisão, atualização e substituição dos planos anteriores. Neste caso, por meio do Real Decreto n. 01, de 8 de janeiro de 2016 (AEBOE, 2016), o governo aprovou a revisão dos planos das Regiões Hidrográficas do *Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura e Júcar*, e da parte espanhola das Regiões Hidrográficas do *Cantábrico Oriental, Miño-Sil, Duero, Tajo, Guadiana e Ebro*. Por sua vez, o Real Decreto n. 01, de 08 de janeiro de 2016 aprovou os planos das Regiões Hidrográficas de *Galicia-Costa*, das *Cuencas Mediterráneas Andaluzas*, de *Guadalete y Barbate*, e *Tinto, Odiel y Piedras*. Os planos e seus programas de medidas deverão ser revisados a cada seis anos após a sua aprovação, conforme estabelecido na Diretiva Quadro da Água.

Portanto, somente recentemente o aparato de gestão da água na Espanha conta com um quadro diagnóstico das massas de água do país que permita a avaliação do cumprimento das metas da Diretiva: a obtenção do “bom estado ecológico” e químico das *masas de agua* superficiais e do bom estado quantitativo e químico das águas subterrâneas até 2015. Exemplo de plano elaborado para este 2º ciclo é o *Plan de Gestión del Distrito de Cuenca Fluvial de Cataluña* (ACA, 2015), no qual a *Agencia Catalana de l’Aigua* define objetivos, metas e prioridades de ação. Segundo Del Moral e Zapata (2016), a *Agencia Calana de l’Aigua* e a *Agencia Vasca del Agua* (URA) foram pioneiras na implementação da Diretiva, com

cuadros profesionales multidisciplinares, procesos de participación pública avanzados y plurales, incorporación de nuevos actores a los procesos de toma de decisión, y establecimiento de objetivos ambiciosos en cuanto a recuperación del buen estado de los ecosistemas (p. 14).

O denominado *Texto refundido de la legislación en materia de aguas de Cataluña*, aprovado em 2003, regula as competências do planejamento hidrológico na região. Segundo suas normas, cabe ao organismo de bacia (*Agencia Catalana de l’Aigua*) elaborar e revisar os planos de bacia no âmbito do *Distrito de Cuenca Fluvial de Cataluña*, enquanto a aprovação dos planos é de competência do governo da comunidade autônoma (*Generalitat de Catalunya*). O mencionado *Texto Refundido* também determina que o planejamento hidrológico na Catalunha é integrado pelos seguintes instrumentos de gestão: plano de gestão do *distrito de cuenca fluvial de Cataluña*, programa de medidas, programas de controle e monitoramento, e planos e programas específicos.

Mesmo com suas especificidades, os objetivos definidos no plano do *Distrito de Cuenca Fluvial de Cataluña* é ilustrativo das intenções gerais presentes nos

planos de bacia nas *demarcaciones hidrográficas* da Espanha, neste 2º ciclo de *planificación hidrológica*. O Artigo 19 determina que o planejamento hidrológico deve buscar atender os seguintes objetivos (ACA, 2015):

- 1) Garantir a suficiência e a sustentabilidade de todos os usos da água.
- 2) Assegurar o equilíbrio e a harmonização do desenvolvimento regional.
- 3) Garantir uma gestão equilibrada e integrada do domínio público hidráulico que assegure a proteção e coordenação das instituições envolvidas.
- 4) Economizar e racionalizar a utilização dos recursos hídricos, e controlar os diversos usos em função da qualidade requerida.
- 5) Garantir a manutenção das vazões ecológicas.
- 6) Alcançar o bom estado das águas superficiais mediante a prevenção da degradação de sua qualidade ecológica, e dar um enfoque combinado entre o tratamento da contaminação e a recuperação das águas contaminadas.
- 7) Alcançar o bom estado das águas subterrâneas, mediante a prevenção da degradação da sua qualidade, a partir de um enfoque combinado entre o tratamento da contaminação, a garantia do equilíbrio entre a captação e a recarga dessas águas e a recuperação das águas contaminadas.
- 8) Garantir a conservação e a manutenção da rede fluvial e das áreas úmidas e lacustres, assim como dos ecossistemas associados ao meio hídrico.
- 9) Garantir o suficiente abastecimento de água superficial ou subterrânea em bom estado, mediante o uso sustentável, equilibrado e equitativo.
- 10) Recuperar os custos dos serviços relacionados com a água, incluindo os ambientais, estes últimos com a finalidade de alcançar ou garantir o bom estado das *masas de agua*.
- 11) Contribuir para minimizar os efeitos das inundações e estiagens.

Apesar dos planos atenderem ao princípio de incorporação do planejamento na gestão da água, defendido pela Diretiva Quadro, os planos de bacia espanhóis continuam recebendo críticas. Para vários autores, os planos de bacia sempre foram instrumentos de continuidade das velhas políticas de obras hidráulicas que visam ao aumento da oferta para o atendimento de demandas consideradas crescentes. Para Estevan e Naredo (2004), os planos de bacia passaram a ser, na lógica das políticas de aumento da oferta de água, instrumentos pelos quais os grandes usuários solicitam obras ao Estado para o atendimento de suas demandas, sem a preocupação do pagamento dos custos financeiros, sociais e ecológicos associados.

Informações do próprio Ministério do Meio Ambiente expõem que, na realidade, em muitos casos as demandas agrícolas não correspondem aos consumos reais previstos nos planos de bacia. Na bacia do rio Tajo, por exemplo, várias zonas irrigadas extraem cerca de 20% mais água do que os volumes que foram previstos e registrados oficialmente (MINISTÉRIO DE MEDIO AMBIENTE Y

MEDIO RURAL Y MARINO; AGENCIA DE ECOLOGÍA URBANA DE BARCELONA, 2009). Este desequilíbrio é reforçado pelas centenas de poços que extraem águas subterrâneas de modo ilegal, não podendo ser contemplados nos cenários de planejamento das demandas hídricas dos planos de bacia. Neste sentido, o instrumento do planejamento concretizado pelos planos de bacia é comprometido pelo panorama plurianual previsto em termos de balanços entre disponibilidades e demandas hídricas.

Hernández-Mora (2016) destaca dados oficiais que mostram que o planejamento hidrológico na Espanha apresenta, trinta anos depois da promulgação da Diretiva Quadro da Água, fortes fragilidades quanto ao cumprimento dos objetivos ambientais. Nos Programas de Medidas dos planos das Regiões Hidrográficas aprovados entre 2011 e 2014 para o 1º Ciclo de planejamento (2009-2015), somente 46% dos investimentos previstos para o período entre 2009 e 2027 referem-se ao cumprimento de medidas ambientais previstas na Diretiva, enquanto 42% referem-se a medidas de construção de infraestrutura para o aumento da oferta de água (que podem atingir de 70 a 90% em certos casos) e 12% a medidas de gestão de eventos extremos e melhora da governança e da geração de conhecimento. Destes 46%, a quase totalidade dos investimentos referem-se a medidas no campo do saneamento ou à modernização dos sistemas de irrigação para o aumento da eficiência e redução das perdas de água. A autora também destaca que a situação quase não mudou no 2º Ciclo (2015-2021).

Outra crítica ao planejamento hidrológico refere-se ao principal critério adotado pelos organismos de bacia para calcular o “estado quantitativo” das Regiões Hidrográficas. O critério mais tradicional é a relação captações/recursos hídricos disponíveis, fugindo do disposto na Diretiva Quadro da Água que sugere a evolução das vazões (dinâmica fluvial) e dos níveis piezométricos (OPPA, 2015).

Na lógica de planejamento voltado ao aumento da oferta de água, alguns planos também são criticados por tratarem os eventos de secas e inundações como eventos extremos, excepcionais, não previsíveis. Nos contextos mediterrâneos, os ciclos de estiagens (secas) e inundações deveriam ser vistos como naturais e previsíveis, sendo paradoxal que se pense o contrário. Porém, muitas propostas de intervenções visam justamente combater os efeitos e não aplicar princípios de precaução e prevenção de riscos. A gestão dos eventos deveria ser atrelada à gestão de riscos, os quais deveriam ser contemplados nas políticas de gestão do uso do solo e de ordenamento territorial. Com as exigências da Diretiva Quadro da Água, os planos começaram a buscar alternativas de proposição de instrumentos de gestão dos eventos de estiagens e inundações em uma lógica territorial, mas poucos avanços concretos estão operacionalizados. Em algumas regiões, os planos tentam adequar-se às diretrizes de planos e programas de gestão e prevenção de riscos, como é o caso do *Plan de Prevención de avenidas e inundaciones em cauces*

*urbanos* na Andaluzía, do *Plan gobal frente a inundaciones em la Ribera del Júcar* e do *Plan de Acción Territorial de carácter sectorial para la prevención del riesgo de inundaciones* na *Comunidad Valenciana* (OLCINA CANTOS, 2004).

Com relação aos métodos de cálculo adotados nos planos de bacia para estimativas de disponibilidades hídricas, as críticas recaem na comum adoção de séries históricas muito longas, as quais não contemplam as recentes mudanças e efeitos dos usos crescentes da água e das alterações nos regimes pluviométricos. Muitos planos de bacia realizaram balanços hídricos adotando dados das décadas de 1960 e 1970, as quais apresentaram médias pluviométricas superiores às atuais. Como resultado, são apresentados cenários futuros de vazões fluviais e disponibilidades hídricas que são superestimados e não correspondem à realidade de gradual redução dos aportes hídricos nas últimas décadas. Igualmente, os volumes a serem objeto de concessões e os caudais ecológicos também ficam superestimados, potencializando as situações de tensões e conflitos (MINISTÉRIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO; AGENCIA DE ECOLOGÍA URBANA DE BARCELONA, 2009).

Também há críticas direcionadas ao cálculo das demandas de água. Em vários casos os planos de bacia assumem longos cenários de demandas com crescimento constante, exigindo medidas estruturais para garantir o atendimento em qualquer horizonte previsível. Como resultado, a sequência típica do planejamento e da gestão vigente nas bacias envolve a previsível sequência de avaliação da disponibilidade hídrica, projeção de recursos financeiros existentes e necessários, balanços recursos-demandas em longo prazo, avaliação de déficits e seleção de ações para combater os déficits calculados (ESTEVAN; NAREDO, 2004).

Esta crítica resulta do fato de que, tradicionalmente, a gestão da água na Espanha estima as demandas futuras por meio de projeções tendenciais de população para as demandas domésticas e de planejamento de novas zonas irrigáveis para as demandas agrícolas. Conforme destaca a Junta de Andalucía (1993), este modelo gera horizontes mecânicos e não faz uso do potencial estratégico do planejamento. Neste sentido, os planos de bacia estabeleceriam cenários de demandas crescentes e buscariam atender estas demandas com a previsão de construção de grandes obras como represas, transposições, desvios de cursos d'água e plantas dessalinizadoras de águas marinhas. Esta lógica de planejamento e gestão não priorizaria a melhoria do estado ecológico dos corpos d'água, conforme estabelecem as diretrizes da Diretiva Quadro. Os planos de bacia seriam vistos, à luz da *Nueva Cultura del Agua*, como um acordo de distribuição de recursos hídricos atuais e futuros entre usuários do setor econômico, contrastando com a figura desejada pela Diretiva de planos de gestão com enfoque ambiental e territorial.

Segundo Estevan & Naredo (2004), para os defensores desta lógica de gestão dos planos de bacia, incluindo o próprio aparato da administração pública, a Dire-

tiva Quadro peca ao ser insensível às especificidades de cada país da União Europeia. Os autores lembram que os defensores das políticas hidráulicas espanholas usam, por vezes, como subterfúgio para referir-se à Diretiva e defender suas ideias uma suposta “*orientação qualitativa, supuestamente centroeuropea, frente a los problemas de la escasez cuantitativa típicamente mediterráneos*” (p. 77).

Em geral há um certo consenso na literatura espanhola quanto à lentidão na incorporação das diretrizes da Diretiva Quadro nos processos de gestão da água. Conforme Gomes (2015), uma das possíveis causas deste atraso é o próprio panorama hídrico do país, especialmente de regiões como a Andaluzia, marcado pelas dificuldades de atendimento das demandas que são agravadas em períodos de estiagem. Este desequilíbrio entre disponibilidade e demanda de água leva o aparato gestor a criar constantes projetos de obras hidráulicas para o aumento da oferta. Como vários destes projetos afetam bacias intercomunitárias, fortes debates e tensões são gerados entre comunidades autônomas do país. Citando Delgado Piqueras (2008), Gomes (2015) concorda que

Es paradójico que España, que cuenta con una larga tradición de regulación y de gestión públicas del agua, con planes hidrológicos en vigor y una Administración hidráulica desconcentrada por cuencas hidrográficas, esté siendo incapaz de cumplir, a diferencia de la inmensa mayoría de países europeos, donde todo ello era desconocido (Gomes, 2015, p. 433).

No processo de evolução dos planos de bacia e adequação à DQA, todos os *consejos de agua* dos organismos de bacia das *demarcaciones hidrográficas* devem informar os denominados *Esquemas de Temas Importantes* (ETI). No 1º *Ciclo de Planificación Hidrológica*, os ETI foram elaborados de modo acelerado e acabaram, em sua maioria, sendo quase idênticos aos dos planos anteriores (OPPA, 2015). Os atrasos na elaboração destes documentos pelos organismos de bacia e o conseqüente incumprimento dos prazos estabelecidos pela Diretiva Quadro da Água levaram a um quadro de elaboração de propostas já formatadas.

Em 2014, todos os *Consejos de Agua* das *demarcaciones hidrográficas* da Espanha tinham informado seus respectivos ETI para o 2º *Ciclo de Planificación Hidrológica* (2015-2021). Os ETI são considerados extremamente importantes para o planejamento dos processos de gestão da água no país, já que sistematizam as prioridades de ação nos cenários plurianuais. Com a sua aprovação, tornou-se possível a revisão dos antigos planos hidrológicos das *demarcaciones hidrográficas* espanholas para o horizonte temporal 2016-2021. Como exemplo, a *Confederación Hidrográfica del Júcar* estabeleceu, em seu *Esquema Profesional de Temas Importantes del Segundo Ciclo de Planificación Hidrológica 2015-2021* (CHJ, 2014), as prioridades de melhora da qualidade das *masas de*

*agua*, melhora das condições hidromorfológicas das águas superficiais, medidas de gestão da demanda, medidas de incremento da disponibilidade de recursos hídricos, incluindo recursos convencionais e não convencionais como dessalinização e reutilização, gestão de riscos de inundação e medidas complementares de governança, políticas de preços e auxílio ao setor agrícola.

A Lei da Água prevê que a elaboração dos planos de gestão das *demarcaciones hidrográficas* deve ser um processo participativo e englobar, de modo coordenado, representantes dos diferentes setores envolvidos e afetados em cada recorte territorial, incluindo usuários, associações sindicais e grupos ambientalistas. Neste sentido, os organismos de bacia possuem diferentes colegiados decisórios participativos nos quais os usuários da água e a sociedade civil organizada podem estar representados. A Diretiva Quadro, em sintonia com o Convênio de Aarhus de 1998 e com a Diretiva Europeia n. 4 de 2003 (que garante o acesso público à informação ambiental), determina que os planos de gestão de bacia devem atender, no mínimo, o acesso público à informação relativa a todo o processo de gestão da água, a difusão de informação ambiental e a participação ativa da sociedade na elaboração dos planos.

Entretanto, as garantias legais e a instalação de órgãos colegiados nos organismos de bacia não significam, necessariamente, eficiência e qualidade nos processos de incorporação da participação pública no planejamento. Muitos planos elaborados no 2º *Ciclo de Planificación Hidrológica* (2015-2021) pecam, segundo OPPA (2015), pela baixa qualidade dos processos participativos, principalmente quanto à sua efetividade na concepção das decisões tomadas e das ações empreendidas quanto aos temas prioritários de gestão. A participação pode ocorrer seguindo o disposto e o exigido nos documentos legais, mas sua efetividade é baixa na definição ou transformação dos processos decisórios.

A lógica de planejamento assumida no país a partir do século XX é criticada por Estevan e Naredo (2004) em função do seu alinhamento com as políticas de aumento da oferta de água. Nesta linha, o planejamento tradicional vem sendo aplicado a partir da busca de atendimento de demandas crescentes, para então prever os investimentos necessários sem a recuperação completa de custos e impactos financeiros, sociais e ecológicos. Para os citados autores, o Estado espanhol vem tentando evitar ou frear as mudanças exigidas com a Diretiva Quadro a partir da defesa do papel tradicional dos planos de bacia, entendidos como “*un acuerdo de reparto de los recursos entre los usuarios económicos del agua, frente al concepto de plan de gestión ambiental y territorial preconizado por la Directiva*” (p. 23). Nesta visão, os planos das Regiões Hidrográficas atenderiam fielmente ao ciclo histórico das políticas hidráulicas, constituindo-se em programas de desenvolvimento hidráulico projetados para atender aos aumentos das demandas mediante mudanças estruturais no sistema de oferta.

De qualquer maneira, o planejamento, por meio do plano nacional e dos planos de gestão das Regiões Hidrográficas, é um instrumento que, cada vez mais, se consolida como um dos pilares da identidade da experiência espanhola de gestão da água.

## 2 Recursos hídricos não convencionais

A Diretiva Quadro da Água reforçou o movimento crítico ao modelo de desenvolvimento realizado às custas da perda do patrimônio ambiental. O próprio *Libro Blanco del Agua en España* (MIMAN, 2000a) já trazia um reconhecimento sobre as limitações dos modelos tradicionais de gestão e defendia a sua formulação rumo a propostas mais alinhadas com as novas tendências sociais, econômicas e ambientais. Com a Diretiva, ganhou força a defesa de ideias como valorização dos ecossistemas, conservação do patrimônio natural, gestão territorial e gestão das demandas de água em substituição à lógica de aumento contínuo da oferta.

Desde então, a Espanha se viu pressionada a adequar o seu quadro legal e suas práticas de intervenção a uma nova lógica de gestão focada no estado ecológico e na qualidade dos ecossistemas aquáticos. Porém, o país não tinha tradição e experiência neste sentido, o que intensificou as dificuldades e resistências e aumentou a lentidão do processo de adequação. Como afirma Estevan (2008a), a cultura do aumento da oferta permanece, ainda atualmente, arraigada nos setores político, técnico e mediático, suscitando muitos conflitos intra e interinstitucionais, além de críticas advindas de diferentes setores da sociedade. Deste modo,

el clima mediático, técnico y político que domina en España el debate sobre el agua, es muy difícil que el conocimiento y la capacidad de valoración de los objetivos y exigencias de la Directiva lleguen sin distorsiones, no ya a amplios estratos de la población, sino ni siquiera a segmentos significativos de los estamentos técnicos y políticos responsables de la gestión del agua (p. 24).

Uma significativa parte das críticas ao paradigma do aumento contínuo da oferta da água na Espanha apontou a gestão das demandas como alternativa mais moderna e alinhada com a Diretiva Quadro da Água. As abordagens de gestão da demanda focam, frequentemente, nas técnicas de busca de eficiência no uso da água e na aplicação de instrumentos econômicos. No caso das águas urbanas, as políticas de gestão da demanda na Espanha ocorrem basicamente nos seguintes contextos (MARCH; SAURÍ, 2010): contexto dos avanços tecnológicos com instrumentos de melhora da eficiência e economia da água nas redes de dis-

tribuição, residências e indústrias; contexto econômico com políticas tarifárias que incorporam todos os custos do ciclo hidrológico urbano; contexto das ações de conscientização cidadã visando melhorar os hábitos de consumo da água; e em menor proporção as políticas de reuso da água e aproveitamento das águas pluviais. No caso do setor agrícola, têm sido enfatizadas as técnicas de irrigação mais eficientes, como o gotejamento e a redução de perdas ao longo dos sistemas de irrigação.

Algumas das principais soluções recentemente apontadas como alternativas para a interrupção das antigas abordagens de políticas hidráulicas tradicionais envolvem o fomento a recursos não convencionais (MARCH *et al.*, 2015). Porém, muitas destas estratégias são criticadas pelo seu enfoque igualmente alinhado com a busca do aumento da oferta de água. Esta lógica estaria presente no *Libro Blanco del Agua en España* de 2000, que estabeleceu a necessidade de se universalizar o abastecimento de água no país com o auxílio dos recursos não convencionais. A garantia de abastecimento público no documento não contemplaria a gestão das demandas e medidas importantes, como a redução das perdas ao longo dos sistemas de distribuição (CABRERA, 2008).

Uma das soluções mais defendidas na Espanha como alternativa aos criticados barramentos e transposições fluviais é a dessalinização de águas marinhas e de águas salobras de aquíferos afetados por intrusões marinhas. As águas dessalinizadas se tornaram os principais recursos hídricos não convencionais utilizados no atendimento das demandas na Espanha. A Lei n. 46, de 13 de dezembro de 1999, que modificou a Lei da Água de 1985, ressaltou a importância da dessalinização como solução alternativa para aumentar a produção de água visando combater problemas de escassez como os vividos com “*la experiencia de la intensísima sequía padecida por nuestro país en los primeros años de la década final de este siglo*” (AEBOE, 1999, p. 43100).

As primeiras plantas dessalinizadoras de águas marinhas na Espanha foram construídas em Sevilha, em 1959, e nas Ilhas Canárias, particularmente na Ilha de Lanzarote, em 1965, e em Ceuta, em 1969. Nesta última, foi construída com recursos públicos a primeira planta destinada à dessalinização para abastecimento público, mas deficiências no planejamento arquitetônico e os elevados custos energéticos envolvidos levaram ao fracasso da experiência (OLCINA CANTOS; RICO AMORÓS, 1999; OLCINA CANTOS; MANTERO, 2010).

A estratégia de dessalinização como alternativa para o aumento da oferta de água na Espanha ganhou impulso após eventos de estiagens mais severas que afetaram o país nos anos 1980 e 1990. O período 1992-1996 foi particularmente marcado por uma forte estiagem, sendo 1995 um dos anos mais secos da história do Sudeste espanhol (OLCINA CANTOS; RICO AMORÓS, 1999). Várias cidades espanholas sofreram restrições e cortes de água. Em uma estratégia de urgência,

em 1995, foi lançado o *Plan Metasequía*, um marco na adoção oficial da dessalinização como solução para a mitigação de quadros de escassez hídrica conjuntural ou estrutural (OLCINA CANTOS, 2002). O plano contemplava a construção de uma série de plantas dessalinizadoras no sul da Espanha e nas Ilhas Baleares, sob a justificativa de que “*el agravamiento de las situaciones de escasez de recursos hace prever que estas actividades de desalación experimentarán un desarrollo notable en el futuro*” (OLCINA CANTOS; MANTERO, 2010, p. 135). Esta denominação, *Plan Metasequía*, foi, para Martínez Gil (2007), uma estratégia para esconder uma “sutil perversidade” associada à noção de ir “*más allá de la sequía*” (p. 233), como se as estiagens não fossem fenômenos naturais. Deste modo, buscava-se esconder os problemas de gestão e de utilização descontrolada das águas.

Também em 1995, o *Plan de Aprovechamiento y Distribución de Aguas Depuradas y Salinas* (PAYDES), lançado pela *Consellería de Agricultura de la Generalitat Valenciana*, determinou a expansão do uso de águas dessalinizadas para a irrigação na *comarca del Bajo Segura*, Sudeste mediterrâneo espanhol (RICO AMORÓS, 2002). A técnica foi aplicada com destaque nas águas salobras de aquíferos da região de Alicante. Como resultado do PAYDES, a província de Alicante tornou-se a primeira do país em utilização de água dessalinizada na irrigação (OLCINA CANTOS; RICO AMORÓS, 1999).

O Programa A.G.U.A (*Actuaciones para la Gestión y la Utilización del Agua*), lançado em 2005 pelo *Ministerio del Medio Ambiente*, foi um marco no fomento à dessalinização na Espanha. O programa foi enfático ao apontar a dessalinização como alternativa mais eficiente e adequada para o país, no lugar das represas e transposições entre bacias. Em contraposição ao slogan hegemônico “água para todos”, utilizado pelos discursos das tradicionais e históricas políticas estruturalistas, o governo do PSOE passou a adotar o slogan “água para sempre”, relacionado aos infundáveis recursos hídricos oceânicos para a dessalinização (GARCÍA; BARITREA, 2013). Por meio de mais de uma centena de ações, o A.G.U.A previa o aporte de cerca de 1.063 hm<sup>3</sup> de água para as bacias mediterrâneas, valor que superava ligeiramente os volumes então previstos pelo *Plan Hidrológico Nacional 2000* na transposição do rio Ebro (MATEU BELLÉS; CAMARASA-BELMONTE, 2008).

Desta forma, a dessalinização surgia e era proposta como alternativa mais adequada e menos impactante ambientalmente do que as transposições e os barramentos, com o potencial de equilibrar a disponibilidade hídrica entre as bacias do país e gerar menos tensões e conflitos sociais. O programa foi defendido enfaticamente por alguns especialistas, como Estevan (2008b, p. 1):

La realidad es que, desde el punto de vista de la disponibilidad y la calidad, el Programa AGUA ha dejado resuelta o en vías de solución inmediata la

cuestión del agua en la costa mediterránea al menos para más de una década, y puede que indefinidamente. Antes de que acabe 2010 habrá agua en oferta incluso en exceso en todo el litoral mediterráneo, tanto desalada como desalobrada y reutilizada, y tanto para usos urbanos como agrarios.

Entretanto, o programa recebeu críticas de outros especialistas por continuar a fomentar estratégias de aumento da oferta. Para os defensores das transposições, o A.G.U.A também não conseguiria atender as demandas de água em quantidade e qualidade, como ocorreria com as transferências antes previstas. Como já mencionado, o programa veio tentar substituir as estratégias previstas no *Plan Hidrológico Nacional 2000*, o qual foi revogado em função das críticas recebidas pelas políticas de obras hidráulicas e particularmente pela transposição do rio Ebro.

Ao longo do tempo, a força dos discursos em prol da dessalinização foi sendo moderada e ponderada na Espanha. Autores alinhados ou não com a *Nueva Cultura del Agua* trazem opinião crítica à dessalinização como alternativa prioritária das políticas públicas. Morillas Gómez (2013), por exemplo, afirma que a dessalinização deve ser vista como um complemento de qualquer plano hidrológico, “mas não como a sua coluna vertebral”, já que é um processo tradicionalmente caro e que consome muita energia. Este fato é considerado ainda mais grave na Espanha, um país que possui cerca de “81% de dependência energética” nas palavras do autor, o que torna a dessalinização inviável para a agricultura e implica custos econômicos pesados para os usuários urbanos.

Gil Olcina e Rico Amorós (2015) também criticam o fato da política anti-transposições do governo que assumiu o Ministério de Meio Ambiente em 2004 ter se baseado na dessalinização como única alternativa para o aumento da disponibilidade hídrica em bacias com escassez. Para eles,

el programa A.G.U.A. evidencia una notoria improvisación técnica, que se ha hecho patente en aspectos tan básicos como la falta de concreción en la ubicación de las desalinizadoras previstas, sus rasgos de diseño, las áreas de uso beneficiadas, las condiciones de financiación o, el coste final del agua producida (p. 251).

Portanto, a partir de meados dos anos 2000, os debates alinhados com estratégias de aumento da oferta de água na Espanha estiveram polarizados entre os discursos favoráveis às transposições (“*protrasvase*”) e os discursos favoráveis à dessalinização (“*prodesalación*”), ambos, ao final, inseridos na lógica economista de visão da água como recurso (ARAGÓN GARCÍA; FRUTOS BALIBREA, 2013). Em nenhuma das abordagens o viés de gestão da água com enfoque ambien-

tal, ecológico e harmonizado com a Diretiva Quadro da Água recebeu o mesmo protagonismo prático que apresentava em termos teóricos.

Atualmente a Espanha tornou-se pioneira, na Europa, em termos de dessalinização. Mesmo que as águas dessalinizadas respondam por um pequeno percentual do total de água utilizado no país (entre 3 e 5%), a Espanha encabeça o continente em volume de recursos hídricos gerados, sendo o quarto país do mundo em capacidade de produção, atrás da Arábia Saudita, dos Estados Unidos e dos Emirados Árabes (OLCINA CANTOS; MANTERO, 2010). A maior parte do parque dessalinizador concentra-se no litoral mediterrâneo, principalmente *Andalucía, Cataluña, Murcia e Comunidad Valenciana*, e nos arquipélagos das ilhas Canárias e Baleares. Em 2009, as plantas dessalinizadoras produziam cerca de 700 hm<sup>3</sup> de recursos por ano, sendo que cerca de 95% do total destina-se ao abastecimento das grandes aglomerações urbanas e turísticas do litoral mediterrâneo e das ilhas Baleares e Canárias (OLCINA CANTOS *et al.*, 2015). O restante destina-se a usos industriais e agrícolas. As águas marinhas dessalinizadas são a principal fonte de abastecimento doméstico nas ilhas de Fuerteventura, Lanzarote, Gran Canaria, Ibiza e Formentera, e também tem um peso importante em Ceuta e Melilla. Nestes casos, o termo “recursos não convencionais” perde o sentido, já que são, efetivamente, os principais recursos de abastecimento. No total do país, cerca de 13% dos recursos hídricos utilizados para abastecimento urbano provinham da dessalinização em 2010, mas já havia perspectivas de aumento para 20% em 2015 (OLCINA CANTOS; MANTERO, 2010).

Contando com uma fonte inesgotável de água marinha, a dessalinização foi proposta como alternativa para minimizar os “problemas” do clima mediterrâneo, acentuados em períodos de estiagem. Dois dos mais importantes sistemas de abastecimento urbano do país contam, em parte, com águas dessalinizadas: a *Mancomunidad de los Canales del Taibilla*, uma empresa pública que abastece 79 municípios das províncias de Murcia, Alicante e Albacete, e o sistema *Aigües Ter-Llobregat*, atendendo parte das demandas de Barcelona e de outros 84 municípios da sua área metropolitana (ESTEVAN, 2008). A dessalinizadora *El Prat de Llobregat*, inaugurada em 2009, fornece cerca de 60 hm<sup>3</sup> de água por ano à Área Metropolitana de Barcelona (MARCH; SAURÍ, 2010).

Um dos principais argumentos dos defensores da dessalinização é, justamente, o fato do manancial oceânico não estar sujeito aos ciclos e riscos das estiagens que afetam a Espanha, representando uma reserva hídrica inesgotável (ESTEVAN, 2011). Em termos legais, os recursos provenientes da dessalinização estão inseridos no Domínio Público Hidráulico, sendo, portanto, públicos. Porém, conforme a Lei n. 46 de 1999, que modificou a Lei da Água de 1985, se as águas marinhas dessalinizadas não entrarem em contato com o meio hidrológico terrestre, ficam pertencendo ao agente dessalinizador.

Muitos críticos apontam que a lógica do aumento contínuo da oferta de água permanece no seio das políticas indutoras da dessalinização. Sem a concomitância de políticas de gestão da demanda e de gestão territorial integrada, a dessalinização teria a mesma lógica de intervenção das políticas hidráulicas tradicionais. Além desta crítica transversal, a dessalinização é vista com desconfiança por muitos especialistas em função de outros aspectos que merecem ser destacados.

Primeiramente, assim como as obras de transposição e barramentos, as dessalinizadoras também exigem vultuosos investimentos tecnológicos e financeiros. Conforme March (2014) e March *et al.* (2015), as relações de poder configuradas pelo controle da água disponibilizada pelas dessalinizadoras não são alteradas significativamente em relação às obras tradicionais, podendo abrir caminho para a privatização dos sistemas. Outra crítica frequente é que houve sérios problemas de planejamento nas estratégias e políticas de dessalinização quanto a deficiências de localização dos empreendimentos e de projetos arquitetônicos, com falhas e inadequações às demandas (OLCINA CANTOS; RICO AMORÓS, 1999; ESTEVAN; NAREDO, 2004). Algumas plantas teriam sido superdimensionadas para os recursos que são gerados, e várias apresentariam problemas técnicos que comprometem o seu bom funcionamento.

Também é comumente mencionado o fato de a dessalinização poder gerar impactos ambientais devido às emissões de CO<sub>2</sub> e aos rejeitos salinos (*salmueras*) resultantes do processo, os quais são muitas vezes dispostos inadequadamente. Quando úmidas, as salmouras podem gerar fluxos de água salobra que podem infiltrar nos aquíferos ou escoar para os sistemas hídricos superficiais, contaminando-os e levando à sua salinização. Estevan e Prat (2006) mencionam, neste sentido, o problema dos resíduos salinos acumulados na bacia do rio Llobregat, o que compromete a qualidade das águas de abastecimento para a região de Barcelona e encarece a sua potabilização. Rico Amorós (2002) também chama a atenção para os riscos de contaminação das áreas litorâneas com ocorrência da “*posidonia oceánica*” (uma planta fanerógama), na região mediterrânea de Alicante. Em muitas zonas litorâneas, esta planta já desapareceu completamente em função de taxas elevadas de salinidade e turbidez, já que é uma espécie que necessita de muita luz (ESTEVAN, 2008). Neste sentido, pesquisas vêm sendo realizadas no país, inclusive pelo *Ministerio del Medio Ambiente*, para o desenvolvimento de técnicas de controle, difusão e dispersão de salmouras para a minimização dos seus impactos.

Uma das críticas mais mencionadas na literatura e nos discursos dos críticos à dessalinização refere-se aos custos dos recursos gerados, os quais podem desmotivar ou inviabilizar a sua utilização. As exigências energéticas encarecem o processo de dessalinização e, portanto, os custos estimados são mais elevados em função da energia demandada. Neste sentido, as tarifas e taxas aos consumido-

res desestimulam os irrigantes e são elevadas para certas camadas da população urbana, podendo configurar um quadro de escassez socioeconômica (MARCH, 2015; MARCH *et al.*, 2015). No caso do setor agrícola, a maioria dos irrigantes não quer pagar os custos da água dessalinizada, preferindo as águas subterrâneas ou os recursos hídricos não convencionais, particularmente os efluentes tratados passíveis de reutilização. Portanto, apesar das vantagens em relação às alternativas estruturais tradicionais, a dessalinização é vista, por vários especialistas, como pouco eficiente em termos econômicos e energéticos (ESTEVAN; PRAT, 2006).

O Programa A.G.U.A. previu um custo de cerca de 0,5 €/m<sup>3</sup> para a água dessalinizada, enquanto a água subterrânea custa cerca de 0,1 a 0,2 €/m<sup>3</sup>, quadro que certamente pode determinar as escolhas dos usuários agrícolas (MADURGA, 2005). O *Plan Hidrológico Nacional* trouxe cálculos que mostraram que a água dessalinizada apresentaria o dobro dos custos de águas de transferências entre bacias, além de impactos ambientais mais problemáticos. March *et al.* (2015) mencionam que um exemplo ilustrativo do aumento do preço da água a partir da dessalinização refere-se à *Mancunidad de los Canales del Taibilla*, a empresa pública que gera os recursos hídricos que são distribuídos a cerca de dois milhões de habitantes das províncias de Alicante e Murcia. A empresa diversificou suas fontes de abastecimento com investimentos em dessalinização nas últimas décadas, mas, paralelamente, o preço da água subiu de 0,31 €/m<sup>3</sup> em 2005, para 0,43 €/m<sup>3</sup> em 2007, 0,544 em 2009 e 0,643 em 2013. Mesmo sabendo-se que este aumento não ocorreu exclusivamente em função da dessalinização, é interessante frisar a elevação de mais de 100% dos custos em um período de apenas 8 anos.

Porém, Olcina Cantos (2002) ressalta que a grande difusão da dessalinização na Espanha tem relação justamente com a redução dos custos de operação dos sistemas de osmose inversa, que representam cerca de 90% dos procedimentos aplicados no país, com a redução dos custos de manutenção das plantas dessalinizadoras e com a redução de custos energéticos. Olcina Cantos *et al.* (2015) afirmam que, apesar dos custos da água dessalinizada continuarem a ser um motivo de preocupação na Espanha, o desenvolvimento tecnológico levou à sua queda, passando de 0,893 o m<sup>3</sup> em 1995 para 0,397 em 2010, enquanto a necessidade energética passou de mais de 20 kwh/m<sup>3</sup> na década de 1970 para 3 -3,5 kwh/m<sup>3</sup> em 2010.

A questão referente aos custos da água dessalinizada parece ser, neste tema, a que envolve mais debates e menos consensos. Enquanto alguns especialistas alertam para os custos cada vez mais elevados dos recursos hídricos gerados, principalmente em função da energia demandada, outros alegam que a dessalinização ainda é a alternativa mais barata, principalmente se for aplicado o princípio da recuperação de custos exigido pela Diretiva Quadro da Água e pela própria legislação espanhola. De fato, o custo da água dessalinizada foi a principal justifi-

cativa alegada pelos irrigantes para priorizarem a utilização da água subterrânea na costa mediterrânea nas últimas décadas. Os fortes investimentos estatais em plantas de dessalinização impulsionados a partir dos anos 2000 tiveram como um dos objetivos reduzir as históricas pressões de superexploração dos aquíferos mediterrâneos, mas o quadro foi pouco alterado porque é mais barato captar água subterrânea do que pagar por água dessalinizada, mesmo que esta esteja parcialmente subvencionada pelo Estado.

Os investimentos na dessalinização também visaram atender o aumento das demandas previsto devido ao forte “boom” imobiliário na costa mediterrânea. Este processo foi mais intenso entre 1997 e 2007 e pensava-se que a “bolha imobiliária” duraria muito tempo. Porém, a crise econômica iniciada em 2008 rompeu com este cenário e freou a expansão urbana na zona litorânea (BURRUEL DE ORUETA, 2008; 2014). Na costa da região de Valencia e Alicante, por exemplo, muitos condomínios e resorts foram paralisados ou abandonados e, como consequência, muitas dessalinizadoras se tornaram obsoletas. Deste modo, há uma subutilização da infraestrutura de dessalinização na costa mediterrânea, com muitas usinas paradas ou funcionando abaixo de seus limites mínimos de rentabilidade e de justificativa operacional.

Como lembra La Calle (2015), se houvesse a aplicação do princípio de recuperação de custos nos processos de captação de águas subterrâneas, contemplando-se os custos financeiros, ambientais e da água como recurso, a dessalinização seria a alternativa mais barata e seria priorizada pelos usuários. Como não é esta a realidade, as externalidades negativas da superexploração dos aquíferos são pagas por toda a sociedade, pela geração atual e pelas gerações futuras. Esta seria uma estratégia importante para o atendimento das exigências da Diretiva Quadro da Água quanto à obtenção do bom estado quantitativo das massas de água subterrâneas, controlando-se as pressões sobre os aquíferos.

A questão dos custos da água dessalinizada continua sendo foco de divergências. Pressionados pela forte estiagem que atingiu a Espanha nos anos 2000, o governo da Catalunha empreendeu uma série de estudos detalhados sobre os custos das alternativas para abastecimento de água da região de Barcelona. Comparando as três soluções que são tradicionalmente discutidas no país, chegou-se à conclusão de que a transposição do Ebro, em uma rede de 212 km de canais, resultaria em água com um custo de 0,78 a 0,90 euro por metro cúbico, com variações dependentes das condições anuais, enquanto a água de transposição do rio Ródano (320 km de canais) seria oferecida a 0,85 euro por metro cúbico e a água de dessalinização a menos de 0,60 euro por metro cúbico (Estevan, 2008). Estes estudos reforçaram as iniciativas de investimentos em programas de dessalinização na Catalunha a partir dos anos 2000, chegando-se a uma capacidade atual superior a 200 hm<sup>3</sup>/ano, ou seja, um volume de recursos hídricos maior do

que seria aportado pelo ramal norte da transposição do Ebro. Salientando as vantagens da água dessalinizada, Estevan (op. cit.) também afirma que o custo para o setor de irrigação costuma baixar de cerca de 0,50 €/m<sup>3</sup> para 0,30 €/m<sup>3</sup> com as subvenções europeias e nacionais. Sem estas subvenções, a água do Ebro poderia atingir valores superiores a 1 €/m<sup>3</sup>. Deste modo, “*a ese precio no es difícil adivinar que los agricultores no comprarían ni un solo metro cúbico*” de água de transposição. O autor conclui dizendo que, com as vantagens econômicas e ambientais da água dessalinizada, os críticos deverão

seguir aumentando el tono de las joyas dialécticas que nos vemos obligados a escuchar día tras día para vergüenza propia y ajena, como la de que las desaladoras son las nucleares del mar o la de la terrorífica muerte que le espera al Mediterráneo por las salmueras de las desaladoras (ESTEVAN, 2008; s.p.).

Em outra publicação, Estevan (2008b) alerta que o pior cenário possível seria aquele em que, sob condições de baixas demandas e desequilíbrios financeiros, o sistema de dessalinização acabasse promovendo o consumo nos moldes comerciais e mercantilistas, ou seja, fora do âmbito institucional ou privado. “*En tal caso se cerraría el círculo de una nueva política de oferta, versión siglo XXI, que no se diferenciaría de la que prevaleció en el siglo anterior más que en el tipo de tecnología utilizada*” (p. 40).

Além das águas geradas pela dessalinização, os recursos hídricos “não convencionais” que emergem como alternativas mais valorizadas atualmente na Espanha envolvem as águas residuais (efluentes tratados), as “*aguas grises*” (águas resultantes de usos domésticos) e as águas pluviais. Estes recursos possuem vantagens econômicas, com mais baixo custo e exigindo poucos investimentos, e também benefícios ambientais, já que geram externalidades negativas bastante inferiores às das estratégias hidráulicas tradicionais. Neste sentido, os recursos não convencionais são frequentemente vistos como importantes soluções para a complementação das reservas hídricas no país, principalmente em períodos de menor disponibilidade, como as estiagens.

O marco político-administrativo da reutilização de efluentes residuais tratados na Espanha parte da Diretiva Europeia n. 271, de 12 de maio de 1991, referente ao tratamento das águas residuais urbanas, e da própria Diretiva Quadro da Água. Conforme lembram Pérez Morales *et al.* (2014), a transposição da Diretiva n. 271 para o Direito espanhol foi iniciada com o *Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales* 1995-2006, em que se buscou propor alternativas para os grandes custos econômicos que implicaria a aplicação das normas europeias. O *Texto Refundido de la Ley de Aguas* de 2001 também propôs o

aumento da disponibilidade hídrica na Espanha por meio da reutilização, visando atender a usos menos exigentes em termos de qualidade. O *Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales 2001-2006*, aprovado em 2001 pela *Secretaria General de Medio Ambiente*, considerava que a opção de reuso mais sustentável e adequada era na reciclagem de nutrientes e matéria orgânica para aplicação como adubo nos solos. Já em 2007, o *Consejo de Ministros* aprovou as bases do novo *Plan Nacional de Calidad de las Aguas: Saneamiento y Depuración 2007-2015*, o qual visou contribuir para que o país alcançasse as metas da Diretiva Quadro em 2015. Pérez Morales *et al.* (op. cit.) mencionam que somente as comunidades autônomas de Murcia, La Rioja, Navarra e Madrid tinham cumprido com as exigências do Plano em 2012.

Pesquisa realizada por March *et al.* (2015) na província de Alicante em 2012, a partir de 450 entrevistas, demonstrou que a opção para o aumento da disponibilidade de recursos hídricos regionais mais valorizada, em caso de necessidade, foi o aproveitamento de águas pluviais, seguida do aumento dos aportes da transposição Tajo-Segura, a realização da transposição do Ebro, a reutilização de águas residuais tratadas e, finalmente, o aumento da capacidade de dessalinização. O próprio *Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura 2015-2021* (CHS, 2016) propõe, como alternativa de atendimento ao déficit de 300 hm<sup>3</sup>/ano entre disponibilidades e demandas, previsto na bacia em 2015, que sejam intensificadas as políticas de modernização da irrigação e os investimentos nas estratégias de recursos não convencionais, com destaque para a reutilização de efluentes tratados. O Plano leva em conta a ineficiência das políticas de dessalinização devido aos custos mais elevados dos recursos gerados do que no caso das águas subterrâneas.

Olcina Cantos (2002) destaca várias iniciativas de reuso de águas residuais na Espanha no início dos anos 2000, incluindo a limpeza de ruas e a irrigação de jardins, parques públicos e campos de golfe, mas salienta que os volumes ainda eram pequenos relativamente ao total de efluentes gerados. Em 2007, cerca de 75% das águas tratadas e reutilizadas na Espanha atendiam o setor de irrigação, seguido de usos recreativos e campos de golfe (12%), serviços urbanos (6%), usos ecológicos e recarga de aquíferos (4%) e usos industriais com 3% (MIMAN, 2007a). A resistência cultural e a falta de confiança de irrigantes e usuários domésticos nas águas tratadas são importantes desafios a serem vencidos. Para isto, a melhoria da eficiência dos sistemas de tratamento é fundamental para a melhora da qualidade dos efluentes tratados passíveis de reutilização.

Rico Amorós (2002) afirma que a *Demarcación Hidrográfica del Júcar*, particularmente na *Comunidad Valenciana*, ocupa lugar de destaque no país em termos de utilização de águas residuais, cuja expansão teve relação com o combate às pressões de superexporação dos aquíferos nas áreas de Vinalopó e Alicante.

Desde o final dos anos 1960, negociações informais entre cidades turísticas e irrigantes já ocorriam na região, em parte devido à falta de um aparato legal que regulamentasse o setor. Pérez Morales *et al.* (2014) informam que, desde os anos 1980, a província de Alicante tornou-se pioneira no país na aplicação de águas residuais na irrigação de parreiras na região do Medio Vinalopó, a partir do seu bombeamento para vencer desníveis de mais de 400 metros. Em 1995, a *Consellería de Agricultura de la Generalitat Valenciana* lançou o *Plan de Aprovechamiento y Distribución de Aguas Depuradas y Salinas* (PAYDES), favorecendo a construção de diversas plantas de tratamento de efluentes nos anos 1990. A partir de 1996, o *Consortio de Aguas de la Marina Baja*, a empresa responsável pelo abastecimento de água da região, fomentou um mercado de intercâmbio de recursos hídricos não convencionais entre os núcleos urbanos e os irrigantes. Porém, o impulso mais importante para o tratamento das águas residuais ocorreu com a execução do *Plan Director de Saneamiento y Depuración de la Comunidad Valenciana*, cuja primeira fase foi aplicada entre 1992 e 1996.

Conforme o trabalho de Rico *et al.* (2013), atualmente os agricultores da região negociam principalmente a aquisição de efluentes tratados das cidades de Benidorm, Villajoyosa e Altea. A planta de Benidorm produz cerca de 4 hm<sup>3</sup>/ano de efluentes tratados destinados a usos agrícolas, os quais são transferidos para a comunidade de irrigantes do Canal Bajo del Algar e aplicados prioritariamente na irrigação de cerca de 2.400 hectares de pomares de frutas. Os efluentes tratados de Benidorm não cumprem as exigências legais requeridas para a irrigação devido aos elevados valores de condutividade e coliformes. Porém, os irrigantes investem no tratamento complementar e na infraestrutura necessária para transportar os efluentes tratados até as áreas irrigadas. A proporção de efluentes tratados na irrigação da região tende a aumentar nos anos de estiagem, quando há a redução dos recursos hídricos convencionais. Cerca de 40% da área irrigada na região da Marina Baja é palco da aplicação conjunta de recursos hídricos convencionais e não convencionais.

Ainda conforme Rico *et al.* (op. cit.), o Consortio recebe dos irrigantes, em contrapartida, cerca de 15 hm<sup>3</sup>/ano de água bruta e limpa do aquífero Algar, o que representa quase 1/3 da água distribuída na área atendida. Não há estabelecimento de preços dos efluentes e da água bruta nas negociações. Porém, o Consortio recebe também uma compensação financeira de 1,2 milhões de euros/ano por parte das comunidades de irrigantes, o que equivale a cerca de 15% dos recursos do Consortio, enquanto os irrigantes recebem benefícios em infraestrutura, pagamento de tarifas elétricas relativas à captação da água do aquífero ou modernização dos sistemas de irrigação.

O valor recebido pelo Consortio é repassado aos consumidores nas contas de água dos núcleos turísticos, mas os impactos financeiros são pouco significa-

tivos. Dos 0,36 euros/m<sup>3</sup> pagos em 2012 pelos usuários domésticos na região, somente 0,05 referiam-se aos acordos com as comunidades de irrigantes. Ainda que os impactos financeiros para os usuários domésticos sejam pouco notados, os benefícios dos intercâmbios entre centros urbanos e irrigantes são inegáveis quanto ao aumento das reservas hídricas, à flexibilização das fontes de recursos e à possibilidade de combinação entre recursos superficiais e subterrâneos no abastecimento doméstico. Neste sentido, Rico Amorós (2002) aponta dois desafios para a consolidação da estratégia de reuso de efluentes tratados na região: a introdução de sistemas de tratamento mais avançados que gerem águas em condições ótimas de reutilização e o desenvolvimento dos mecanismos de solidariedade entre usuários urbanos e agrícolas, permitindo a troca de efluentes por águas tratadas e a redução dos custos finais de distribuição. O aprimoramento legal dos acordos, com maiores garantias de cumprimento das contrapartidas, também deve ser buscado visando reduzir as tensões entre o Consorcio e as comunidades de irrigantes, já que, em várias situações, há reclamações de não cumprimento das contrapartidas prometidas.

Pérez Morales *et al.* (2014) destacam que a *Demarcación Hidrográfica del Segura* também é uma das mais destacadas do país quanto às iniciativas de utilização de águas residuais e efluentes tratados. Assim como na vizinha *Demarcación Hidrográfica del Júcar*, os rigores climáticos do Sudeste mediterrâneo também favorecem a reutilização na bacia do rio Segura. O *Plan de Saneamiento y Depuración de la Región de Murcia* (2001-2010) contribuiu para a expansão do tratamento de águas e efluentes na região. A *Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia* (CARM) publicou uma norma em 2008 visando facilitar o reuso de recursos disponibilizados pela *Confederación Hidrográfica del Segura* para as comunidades de irrigantes. Por meio desta normativa, ficou estabelecida a possibilidade de financiamento de até 70% dos investimentos necessários às obras de armazenamento e distribuição das águas aos irrigantes a partir das estações de tratamento. Cerca de 50 a 75% das águas residuais reutilizadas na *Confederación Hidrográfica del Segura* são aplicadas em perímetros de irrigação, sendo que, destes, 76% localizam-se na região de Murcia, 19% na província de Alicante (Vega Baja), 4% em Albacete e 1% em Almería, conforme dados das concessões de águas tratadas para irrigação na *Demarcación Hidrográfica del Segura* em 2013 (PÉREZ MORALES *et al.*, op. cit.).

Alguns discursos defendem que a adoção de programas de reutilização sistemática de efluentes na Espanha pode contribuir para o freio nas políticas de obras hidráulicas para o aumento da oferta. Porém, alguns críticos alertam para as falsas expectativas que, podem ser criadas em torno do tema. Coch (2006) lembra que, em várias bacias hidrográficas, a melhoria da eficiência dos usos da água existentes implicaria a redução dos fluxos residuais reutilizados a jusante. O

quadro torna-se, portanto, paradoxal para o sistema de gestão: para que alguns usos continuem contando com águas residuais, a eficiência dos usos de montante não pode ser melhorada para que mais escoamento superficial e mais efluentes não reutilizados possam fluir para jusante.

Em alguns casos, os recursos não convencionais servem para a recarga artificial de aquíferos, particularmente os efluentes domésticos tratados. Esta estratégia visa, principalmente, ao aumento das reservas hídricas para abastecimento urbano. Conforme Molinero *et al.* (2011), as primeiras experiências de recarga artificial na Espanha foram empreendidas nos anos 1940. As mais importantes concentram-se na Catalunha, com destaque para a Área Metropolitana de Barcelona. No delta do rio Llobregat ocorreram ações de recarga do aquífero para frear a intrusão salina, mas a falta de recursos financeiros paralisou estas iniciativas nos últimos anos. Outras experiências pontuais ocorrem em Palma de Mallorca e Granada, com efluentes domésticos tratados, e Gran Canaria, com recarga de águas pluviais. Também está em processo de estudos a realização de recarga de aquíferos da região de Madrid por meio de injeção de água potável em poços.

Atualmente, os recursos não convencionais adquiriram importância crescente em certas regiões da Espanha (como as ilhas Canárias, ilhas Baleares e o Sudeste mediterrâneo), perdendo, em certos casos, o seu caráter de águas complementares em prol de um protagonismo para a satisfação das demandas. Em várias ilhas espanholas, as águas dessalinizadas tornaram-se a principal fonte de abastecimento doméstico (OLCINA CANTOS, 2002). Empreendimentos industriais também apresentam iniciativas de utilização de águas dessalinizadas, cada vez mais comuns no país.

Para Estevan e Prat (2006), em sistemas urbanos maduros de sociedades desenvolvidas, a gestão da água não pode ser embasada no aumento contínuo da oferta sob falsos cenários de demandas crescentes. Abordando as alternativas de gestão da água na Catalunha, sob o ponto de vista da *Nueva Cultura del Agua*, os autores propõem, para a Área Metropolitana de Barcelona, o emprego de processos de gestão baseados no monitoramento contínuo dos consumos em tempo real, com mecanismos de alarme prévio e reação rápida quando verificadas tendências de mudanças. A garantia do abastecimento e a melhoria da qualidade da água são vistas como desafios que podem ser enfrentados com a reutilização de águas tratadas, a correção da salinidade da água, a dessalinização de águas marinhas, iniciativas para a economia da água e o aumento da eficiência de usos domésticos e industriais, entre outros.

Entretanto, percebe-se que as preocupações e investimentos em novas alternativas de obtenção de recursos hídricos ainda não atendem de modo adequado os princípios da Diretiva Quadro da Água. As obras de regulação de rios, as transferências de água entre bacias, a dessalinização e a reutilização de águas usadas

continuam mantendo a lógica da gestão da oferta via busca de fontes alternativas de mananciais e recursos (CABRERA, 2008). O foco continua sendo prioritariamente a disponibilização de mais água.

No caso das águas urbanas, a gestão das demandas vem ocorrendo na Espanha em três eixos: o tecnológico, com a aplicação de instrumentos voltados à melhoria da eficiência e economia de água nas redes, residências e indústrias, o econômico, com políticas tarifárias que incorporem os custos do ciclo hidrológico urbano, e o de conscientização social, voltado à melhoria dos hábitos de consumo de água (March e Saurí, 2010). O campo da aplicação dos instrumentos econômicos é onde mais se tem avançado no país, com o aumento de tarifas de água e saneamento, que buscam a recuperação total dos custos de operação e manutenção dos sistemas.

Conforme alerta o *Livro Verde de Medio Ambiente Urbano*, acaba sendo um paradoxo que em sociedades desenvolvidas, como a espanhola, as políticas hidráulicas tradicionais de aumento da oferta de água não apenas contribuam para aumentar as garantias de atendimento das demandas, mas também para deteriorá-las. As soluções baseadas em grandes obras atraem fortes resistências sociais, geram elevados custos econômicos e ambientais e envolvem, muitas vezes, longos períodos de tempo para a sua implementação. Por outro lado, as soluções não estruturais, de caráter local, ficam relegadas a segundo plano nos processos de gestão, sem força para competirem com as estratégias tradicionais. Em suma,

los macroproyectos hidráulicos son cada vez menos viables desde los puntos de vista social, ambiental, presupuestario y político, pero actúan como inhibidores de otras posibles soluciones aparentemente menos ambiciosas, que sin embargo pueden ser realmente más viables y eficientes (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO; AGENCIA DE ECOLOGÍA URBANA DE BARCELONA, p. 53).

### **3 O princípio da recuperação de custos**

Os instrumentos econômico-financeiros têm sido aplicados nos setores de abastecimento de água e saneamento, há várias décadas e em muitos países, com as funções de fomentar uma maior eficiência na utilização dos recursos hídricos, recuperar custos e gerar recursos para investimentos nos processos de gestão-administração, construção e manutenção de infraestruturas, bem como proteção/recuperação da qualidade ambiental de sistemas hídricos. Deste modo, os investimentos também podem viabilizar uma maior segurança na garantia de fornecimento de serviços, reduzindo a vulnerabilidade social. No Brasil, a lógica de

estímulo à utilização racional da água e geração de receitas para investimentos nas bacias hidrográficas está presente nos objetivos da cobrança pelo uso da água, a qual possui inspiração na experiência francesa e é um dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos (MAGALHÃES Jr., 2007).

Na Europa, a Diretiva Quadro estabelece explicitamente que os processos de gestão da água devem ser pautados pela recuperação de custos, envolvendo os processos de gestão, planejamento, prestação de serviços e proteção da água e dos ecossistemas aquáticos. A consideração da análise econômica como uma estratégia para a melhora e conservação do estado ecológico dos sistemas aquáticos representou um dos pontos mais destacados da Diretiva. Isto não deve ser confundido com a consideração da água como um bem comercial, pois a Diretiva estabelece claramente que “a água não é um bem comercial como os demais, mas sim um patrimônio que deve ser protegido”. O Artigo 9 diz que

Os Estados-Membros terão em conta o princípio da amortização dos custos dos serviços hídricos, mesmo em termos ambientais e de recursos, tomando em consideração a análise económica efectuada de acordo com o anexo III e, sobretudo, segundo o princípio do poluidor-pagador (PARLAMENTO EUROPEU; CONSELHO DA UNIÃO EUROPEIA, 2000; Art. 9º, p. 12).

Portanto, o princípio de recuperação de custos deve considerar não somente os custos financeiros dos serviços prestados, mas também os custos ambientais e os custos de utilização dos recursos hídricos. Os custos ambientais estão relacionados às externalidades geradas nos processos de produção de água e de lançamentos de efluentes, quando afetam os ecossistemas ou outros usuários. Já os custos referentes aos recursos referem-se ao valor associado à escassez da água (CHJ, 2015c).

Ao contrário do que se diz frequentemente, a Diretiva não estabelece que haja a recuperação total dos custos dos serviços da água (*full-cost recovery*), mas sim que haja transparência quanto aos custos e receitas destes serviços, e que haja incentivos econômicos para a prevenção da poluição e para o fomento ao uso eficiente da água (CHJ, 2015c). O Artigo 9.1 explicita que esta lógica de recuperação de custos deve abranger, pelo menos, os usuários domésticos, industriais e agrícolas.

A Diretiva deixa claro que um sistema de gestão eficiente deve estar baseado na recuperação dos custos de gestão, prestação de serviços e recuperação da qualidade ecológica dos ecossistemas hídricos. No ano de 2010, os estados membros já deveriam assegurar que os preços da água incorporassem incentivos para o seu uso eficiente e uma contribuição adequada dos diferentes usuários para os custos dos serviços, conforme exigência da Diretiva. Entretanto, na revisão dos planos

do 2º ciclo de planejamento das Regiões Hidrográficas, a Comunidade Europeia identificou a ausência de uma política de recuperação de custos em harmonia com a Diretiva Quadro, particularmente a ausência de metodologias de cálculo e recuperação de custos ambientais e de custos de utilização dos recursos hídricos (HERNÁNDEZ-MORA, 2016). Portanto, recentemente a Comissão Europeia solicitou que a Espanha providenciasse, até dezembro de 2016, um plano de recuperação de custos para atender as premissas do “*Acuerdo de Asociación de España con la Unión Europea*” (FNCA, 2016b). Neste acordo, que condiciona a utilização dos fundos comunitários durante o período entre 2014 e 2020, a União Europeia exige que os planos das Regiões Hidrográficas referentes ao 2º ciclo apresentem uma estimativa do grau de recuperação de custos, incluindo os ambientais e os de utilização dos recursos hídricos.

Na Espanha há uma gama de diferentes posições com respeito à aplicação do princípio de recuperação de custos, desde os que defendem a não obrigatoriedade de implementação de tarifas de água até os que são favoráveis à aplicação do princípio de recuperação total de custos a todos os setores usuários. O próprio governo espanhol ofereceu notável resistência à aceitação do princípio usuário-poluidor-pagador, conseguindo a modificação da redação inicial do Artigo 9 da Diretiva Quadro e a inserção de um adendo que diz que “*los Estados miembros podrán tener en cuenta los efectos sociales, ambientales y económicos de la recuperación (integral de costes) y las condiciones geográficas o climáticas de las regiones afectadas*”. Este adendo permite aos países membros que relativizem a aplicação da cobrança pelos usos da água sob certas alegações e justificativas convenientes. Para Llamas (2004), esta resistência é explicada em grande parte pela cultura das subvenções da água na Espanha. Porém, “*esa cultura puede tener su justificación en la situación tecnológica y social de hace cien o incluso cincuenta años, pero no ahora*” (p. 248).

Conforme Gómez-Limón e Martín-Ortega (2011), na busca da incorporação do princípio da recuperação de custos para atender as exigências da Diretiva e da *Instrucción de Planificación Hidrológica* (IPH), aprovada em 2008 pela *Orden Ministerial* ARM n. 2656 de 10 de setembro de 2008, a maioria dos organismos de bacia considera somente os custos financeiros associados aos serviços de abastecimento de água, ignorando os custos ambientais e os dos recursos hídricos. Como a IPH prescreve a inclusão dos custos ambientais somente quando seja possível a sua valoração em termos monetários, muitas justificativas da ausência do cálculo destes custos nos planos de bacia giram em torno das próprias dificuldades técnicas para quantificar e valorar estes custos. Deste modo, somente os custos financeiros tendem a ser contemplados.

Neste cenário, não há na Espanha nenhuma figura tributária voltada à recuperação das externalidades ambientais negativas. La Calle (2015) afirma que a recuperação de custos ambientais não é contemplada em nenhum caso conhecido

de utilização de águas dos ecossistemas nacionais, enquanto os custos da poluição são apenas parcialmente recuperados nos casos dos lançamentos pontuais. No panorama da poluição difusa, também não se verifica recuperação de custos. O único setor em que se verificaria um grau razoável de recuperação de custos seria o de manutenção/funcionamento das obras hidráulicas.

Em 2007 o próprio Ministério do Meio Ambiente afirmava que não ocorre uma recuperação total de custos nos serviços de água na Espanha, havendo importantes subvenções públicas que cobrem as diferenças (MIMAN, 2007c). Os cálculos mostravam valores de recuperação de custos entre 57 e 95% para os serviços de água urbanos e entre 85 e 99% para a irrigação, mas o Ministério reconhecia que estes números se restringiam aos custos financeiros, no caso dos serviços urbanos, e não contemplavam os “*millonarios planes de financiación de programas tales como el Plan Nacional de Regadío que se encontraban en fase de inicio cuando se elaboraron los informes*” (p. 15).

O panorama de não incorporação dos custos ambientais e dos recursos hídricos nos processos de disponibilização de água para usos traz externalidades negativas para o Estado e para a sociedade em vários sentidos. Um deles é a subutilização das águas de dessalinização na costa mediterrânea, fruto de pesados investimentos estatais a partir dos anos 2000 que visavam aumentar a disponibilidade hídrica e reduzir as conhecidas pressões de superexploração dos aquíferos regionais. Como lembra La Calle (2015), mesmo subvencionada quase pela metade, a água dessalinizada apresenta um custo significativamente superior para os irrigantes em relação à água dos aquíferos, o que mantém o quadro de superexploração, já que não é aplicada a recuperação de custos ambientais na utilização da água subterrânea. Como resultado, muitas plantas de dessalinização estão ociosas ou funcionando abaixo dos limites aceitáveis de rentabilidade, e a degradação dos aquíferos pelo setor agrícola permanece como um desafio importante para o sistema gestor.

A Lei da Água de 1985 determina a recuperação de custos na Espanha, mas enquanto países como Brasil e França também aplicam o instrumento da cobrança pelo uso da água como recurso, o qual é diferente da cobrança pela prestação de serviços, na Espanha somente esta última é aplicada. A cobrança na Espanha refere-se à prestação dos serviços pelo Estado ou por empresas privadas para viabilizar a captação, o armazenamento, o tratamento e a distribuição da água aos usuários, além da coleta e tratamento de esgotos. No caso dos usuários urbanos, os recursos visam financiar a construção e manutenção da infraestrutura necessária para os sistemas de abastecimento e tratamento dos efluentes domésticos e industriais. Porém, o pagamento das tarifas não é, geralmente, suficiente para custear toda a infraestrutura necessária, o que justifica fortes investimentos subsidiados pelo poder público (Estado, *comunidades autónomas* ou municípios)

ou pela União Europeia. Por outro lado, a água continua sendo concebida, nesta lógica, como bem de domínio público gratuito (Coch, 2006), já que a Lei da Água não contempla a cobrança pela utilização dos recursos hídricos. Os usuários urbanos não pagam pelo recurso, pelos custos ambientais e tampouco pelos custos de oportunidade (MOLINERO *et al.*, 2011).

O princípio de recuperação de custos estabelecido na Diretiva Quadro determina a consideração de todos os custos relacionados com a gestão e a proteção da água e dos ecossistemas aquáticos. Isto implica a consideração dos custos ecológicos, o que não é tradição na Espanha. Sem a cobrança da água como recurso, a Espanha se comporta como um país que continua considerando a água como um recurso abundante. Neste sentido, Martínez Gil (1997) afirma que, em um país com uma lógica de aumento contínuo da oferta de água para atendimento das demandas crescentes, enquanto não for contemplada a disponibilidade de pagamento dos beneficiários, “*no estaremos hablando de tales demandas, sino de apetencias*” (p. 47). O autor frisa que demandas não são necessariamente necessidades sociais, podendo ser anseios que comprometem a realidade coletiva.

Conforme lembra Gomes (2015), a cobrança pela prestação de serviços na Espanha vem sendo regulamentada pela Lei da Água e também por uma série de outros documentos legais relativos à recuperação de custos de obras como transposições e sistemas de saneamento, nos quais se realiza a regulação das taxas e tarifas aos usuários, sempre em cumprimento à *Ley General Tributaria* de 2003. A Lei 11/2012 (AEBOE, 2012a) modificou o *Texto Refundido de la Ley de Aguas* (TRLA), abrindo a possibilidade, sob a égide do argumento das medidas urgentes, de que a administração pública hidráulica possa estabelecer exceções ao princípio de recuperação de custos para certos usos. Um exemplo clássico seria o caso de intervenções necessárias e urgentes para solucionar problemas de secas e inundações. Conforme alerta Gomes (2015), cabe questionar se esta cláusula de exceção não corre o risco de ser adotada de forma abusiva.

Assim como no Brasil, na Espanha o poder público local (*ayuntamientos*) tem a titularidade para a prestação dos serviços de água e saneamento em nível domiciliar (gestão “*en baja*”). A gestão é considerada direta quando o município exerce estas funções de modo independente via órgãos municipais, entidades públicas supramunicipais (associações de municípios conhecidas como *mancomunidades*), organismos autônomos locais ou empresas públicas. Nestes casos, não é raro que as comunidades autônomas auxiliem as entidades locais nos processos de gestão, particularmente em termos financeiros.

Porém, como no Brasil, os serviços podem ser delegados a terceiros, ou seja, prestados por meios de gestão indireta. Conforme lembra Matés (2016), o Estado, percebendo o desafio da incapacidade econômica e gerencial dos municípios, promoveu mudanças na legislação do setor no século XIX para permitir a gestão

indireta por meio de concessões administrativas, sem a perda da titularidade dos serviços. Entre 1840 e 1880, as concessões podiam ter duração indeterminada. Com a Lei da Água de 1879, foi estabelecida a duração máxima de 99 anos, critério que foi adotado por muitas prefeituras. Porém, no início do século XX, passou a ser frequente a adoção de concessões com duração mais curta, entre 20 e 75 anos, o que já expressava, segundo Matés (op. cit.), a intenção de muitos municípios de retomar a gestão dos serviços desde 1900.

De fato, muitos municípios contrataram empresas concessionárias, mas recuperaram a gestão dos serviços nas décadas seguintes. Antes de 1900, quase todas as maiores cidades da Espanha possuíam uma rede de abastecimento de água gerida por uma empresa privada, fato motivado pela estabilidade e segurança oferecidas pelos longos períodos de concessão. O capital empresarial e estrangeiro havia sido essencial para a modernização e consolidação do setor, mas problemas de eficiência e qualidade dos serviços, em parte relacionados com a estrutura monopolística vigente, motivaram críticas e mudanças. A partir de 1920, e com mais ênfase a partir dos anos 1940, muitas empresas também foram abandonando a prestação dos serviços devido ao maior rigor das políticas reguladoras, e diversos municípios, principalmente os de menor população, foram retomando a gestão direta. O período entre 1939 e 1984 foi particularmente marcado por um forte processo de municipalização das empresas de abastecimento, tanto devido a razões sociais como a políticas.

A partir de 1985, entretanto, o país assistiu a um novo crescimento da participação privada na gestão dos serviços, justificada por razões de eficiência e impulsionada por instituições financeiras internacionais. Contribuiu para este novo quadro a aprovação da Lei “7/1985 *Reguladora de las Bases del Régimen Local*”, que, junto com a Lei “57/2003 *de medidas para la modernización del gobierno local*”, forma o marco legal regulador do modo de gestão dos serviços municipais na Espanha (RUIZ-VILLAVARDE, 2013). No artigo 25 da lei de 1985, ficou definido que os municípios podem promover quaisquer atividades ou prestação de serviços públicos que atendam as necessidades ou anseios da sociedade e que devem assumir, obrigatoriamente, a competência do setor de abastecimento de água. Neste contexto, os municípios podem escolher as formas jurídicas e operacionais de gestão. Os dois mencionados documentos legais, bem como o Real Decreto 2/2000, “*por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Contratos de las Administraciones Públicas*”, estabelecem as diversas formas jurídicas possíveis para a prestação dos serviços municipais, incluindo a gestão indireta na qual o poder público local contrata empresas públicas, privadas ou mistas para assumirem, total ou parcialmente, o setor (RUIZ-VILLAVARDE, op. cit.).

Portanto, a partir da segunda metade do século XX, uma nova onda de abertura à gestão indireta do ciclo urbano da água passou a ocorrer na Espanha, seguindo os ares de políticas de liberação econômica e privatização. Esta tendência durou até cerca do ano 2000, quando políticos, gestores e acadêmicos somaram vozes na intensificação da defesa dos serviços públicos. A gestão indireta pode adotar diferentes formas legais, como “*concesión, gestión interesada, concierto, arrendamiento o sociedad mercantil*” de capital misto ou privado (CHJ, 2015c). Legalmente, os municípios podem privatizar somente a gestão dos serviços, pois as infraestruturas permanecem sendo propriedade pública. A concessão é a forma de gestão indireta mais comum na Espanha. Neste caso, um operador privado, contratado a partir de concurso público, encarrega-se da construção e da renovação das infraestruturas, bem como da gestão dos serviços por períodos geralmente estabelecidos entre 20 e 30 anos. Na concessão, o período dos contratos não pode ultrapassar 50 anos. Já no “*arrendamiento*”, um tipo de concessão na qual não há investimentos em novas infraestruturas mas apenas a exploração dos serviços, o período máximo é de 25 anos. No caso da “*gestión interesada*”, os titulares dos serviços realizam os investimentos necessários, mas empresas privadas ou de capital misto geram os serviços em troca de remuneração dos titulares deles, sob condições de cumprimento de metas e objetivos (CHJ, 2015c).

Compete a cada município (*ayuntamiento*) decidir a forma de gestão que será aplicada. Como exemplo, as *corporaciones locales* podem cobrar uma taxa de manutenção de redes de esgotos sem que realizem o tratamento deles. Neste caso, os municípios cobram um valor nas faturas particulares fixando uma cota individual de contribuição, adotando como parâmetro ordinário o volume de água consumida para os usuários domésticos e industriais, valor este ponderado pelas características específicas de cada uso (GOMES, 2015). Nos casos de gestão direta, os municípios podem aplicar taxas pela prestação de serviços, enquanto na gestão indireta as empresas podem aplicar tarifas. As taxas visam à recuperação de custos, sendo aprovadas no âmbito municipal. As tarifas não são aplicadas, necessariamente, sob o viés da recuperação de custos e devem também ser aprovadas pela *Comisión de Precios*, dependente das respectivas comunidades autônomas. Para a configuração das infraestruturas necessárias, o abastecimento de água “*en baja*” conta com fluxos públicos de financiamento oriundos das comunidades autônomas (*Fondos de las Administraciones autonómicas*), da *Dirección General del Agu* e do *Ministerio de Hacienda y Administraciones Públicas*, recursos provenientes de empresas mistas e privadas do setor de água e saneamento, e recursos de fundos europeus (CHJ, 2015c).

Na Espanha, cerca de 50% dos serviços de água são geridos por entidades públicas (gestão direta), mas esta proporção é muito variável ao longo do país,

podendo cair para cerca de 10% na Comunidade Valenciana (FNCA, 2016a). Há uma tendência de o abastecimento de água em municípios com menos de 100.000 habitantes ser executado por empresas privadas, enquanto nos municípios e aglomerações urbanas mais populosas o abastecimento de água e os serviços de saneamento tendem a ser realizados por entidades públicas como consórcios, *mancomunidades* ou empresas mistas (RICO AMORÓS, 2004).

O curto ciclo de fomento à privatização, entre 1985 e 2000, foi seguido por um ciclo de reversão desta tendência entre 2001 e 2008. A privatização dos serviços passou a ser intensamente questionada por setores da sociedade defensores dos serviços públicos (FNCA, 2016c). Surgiram novas alternativas de gestão mais atrativas para o poder público municipal, como a associação de municípios em “*mancomunidades*” para a otimização dos investimentos e infraestruturas. A propalada maior eficiência da gestão privada também não foi confirmada de modo sistemático no setor de água e saneamento (RUIZ-VILLAVERDE, 2013). Entretanto, o contexto europeu de políticas de austeridade econômica impostas após a crise financeira internacional iniciada em 2008 favoreceu a promoção de um novo ciclo de privatização nos países mais afetados, mesmo com a forte oposição de setores da sociedade (FNCA, 2016c). A fragilização financeira e a busca de meios alternativos de financiamento também contribuíram para que muitos municípios buscassem o auxílio do setor privado. É interessante lembrar, por outro lado, que este quadro difere da tendência simultânea à remunicipalização em várias cidades do mundo como Paris, Berlim, Buenos Aires, Bogotá e diversas outras cidades da França e dos Estados Unidos, o que demonstra que os problemas de gestão e os graus de impactos da crise econômica influenciaram de modo bastante distinto os cenários do setor em nível internacional.

A privatização da gestão e da operação dos serviços é um dos temas fortemente debatidos atualmente no país e é uma tendência cíclica em muitos países do mundo. Para Cabrera (2008, p. 11), este quadro não é “*nada extraño pues las dos opciones, gestión pública o gestión privada, tienen sus ventajas e inconvenientes*”. Porém, o autor expressa seu estranhamento pela ausência de um sistema de regulação destes processos de privatização. “*De hecho cada ayuntamiento procede como mejor le parece y algunos hasta privatizan el servicio un plazo de cuatro años, breve periodo que no permite ninguna actuación significativa*” (p. 11).

Naredo (2008) afirma que, caso fosse possível haver continuamente um contexto de livre competição entre serviços e sistemas públicos e privados que motivasse maior eficiência de serviços e custos mais justos, os municípios poderiam adotar os modelos de gestão que lhes conviessem a períodos mais curtos de vigência de contratos. Porém, o setor de abastecimento de água exige importantes investimentos para a construção e manutenção da infraestrutura, a qual é

geralmente viabilizada com recursos públicos. Ademais, não é lógico nem viável economicamente que empresas invistam em custosas redes e sistemas alternativos que podem ficar obsoletos à espera de utilização. Portanto, o autor afirma que, em muitas situações, os municípios se veem diante da alternativa de subcontratar empresas privadas para a gestão total ou parcial dos sistemas ou até vender partes dos sistemas ao setor privado, o que é muitas vezes realizado a preços bem inferiores aos custos de reposição. Nestes casos, podem configurar-se monopólios privados apenas regulados pela legislação vigente quanto ao cumprimento de certas obrigações financeiras, sociais e ambientais, situação a que Naredo se refere como o “paradoxo de que os mercados de água não são livres”. Para o autor, os preços da água adquirem “*la naturaleza de tarifas fijadas administrativamente, condicionadas por la inercia de esquemas legales históricos, y no de precios competitivos*” (NAREDO, 2008, p. 2).

Alguns argumentos emergem frequentemente nos discursos favoráveis à privatização dos serviços públicos no mundo: o setor privado é capaz de realizar os investimentos necessários que a administração pública carece, o livre mercado promove a competição e melhores níveis de eficiência, os serviços privados apresentam maior transparência e os usuários tendem a exercer um maior controle dos serviços devido ao seu papel de clientes (ARROJO; LA-ROCA, 2015). Os discursos contrários alegam falhas nestes argumentos e a não garantia de que sejam verdadeiros e efetivos. A *Fundación Nueva Cultura del Agua* alerta que a gestão por empresas mistas ou privadas tende a não garantir a aplicação do princípio do direito humano à água, o qual é visto como incompatível com uma lógica empresarial e de mercado (FNCA, 2016a). As taxas e tarifas de água devem assegurar a sustentabilidade econômica dos serviços de gestão, operação e manutenção, dentro da lógica de recuperação de custos, mas também devem gerar fundos para a garantia do direito humano à água em casos justificados.

Neste sentido, em 21 de abril de 2016, um conjunto de entidades da sociedade civil apresentou, no *Congreso de los Diputados*, uma lista de prioridades de gestão da água na qual está presente a solicitação de incorporar explicitamente a garantia do direito humano à água e ao saneamento na legislação espanhola, especificamente na Lei da Água. As entidades alegaram que este princípio não está garantido de modo claro nos documentos legais, o que agrava a situação de acesso aos serviços básicos de certos setores sociais desfavorecidos e mais vulneráveis economicamente (FNCA, 2016b). O documento apresentado propõe que todos os cidadãos tenham a garantia de uma vida digna com o auxílio do atendimento pelos serviços essenciais, sem riscos de cortes pelo não pagamento por parte dos setores desfavorecidos.

Outras críticas aos serviços privados são a menor transparência com relação à gestão pública, o não fomento à participação cidadã nos processos de gestão e

os custos mais elevados (cerca de 25%) em relação aos serviços geridos pelo poder público. A *Fundación Nueva Cultura del Agua* defende os processos de remunicipalização dos serviços a partir de maior vontade política e de maior apoio entre as instâncias de poder público, particularmente entidades supramunicipais, para facilitar a transição. Igualmente, a FNCA defende que

es necesario avanzar en la aplicación de criterios comunes desde el interés público, para lo que se propone establecer un organismo que regule la actividad de los operadores que participan en la gestión indirecta de los servicios (FNCA, 2016a, p. 4).

Porém, as vantagens da gestão pública são defendidas em conexão com a incorporação de critérios de eficácia, eficiência e transparência, entre outros condicionantes, visando “*superar la anorexia de lo público para fortalecer los recursos destinados a la gestión del agua urbana*” (FNCA, 2016a, p. 3). Como declarado nas conclusões do encontro denominado “*La Recuperación de la Gestión Pública del Agua – Oportunidad y Condiciones de Viabilidad*”, realizado na cidade de Alzira, em 27 de maio de 2016, a gestão pública não garante serviços de qualidade, sendo imprescindível a incorporação da democratização, da transparência e da participação como eixos básicos da gestão da água e, ao mesmo tempo, como fatores diferenciadores da gestão privada (FNCA, 2016b). Nas conclusões do “*IX Congreso Ibérico de Gestión y Planificación del Agua*”, realizado em Valencia entre 7 e 9 de setembro de 2016, a *Fundación Nueva Cultura del Agua* foi novamente enfática ao afirmar que “*lo “público” no es de forma automática más transparente, democrático, accesible y equitativo; estas cualidades dependen de cómo se institucionalice su gestión y acceso*” (FNCA, 2016c, p. 2). Buscou-se chamar atenção, nestes eventos, para o fato de que os serviços públicos somente podem cumprir o seu papel e adquirir protagonismo frente aos serviços privados se atenderem a princípios básicos de gestão, evitando-se os discursos vazios de defesa do “público pelo público” sem argumentos lógicos.

Outros desafios a serem enfrentados nos processos de remunicipalização envolvem os longos direitos de concessão repassados pelas administrações públicas locais ao setor privado (muitos chegando a 50 anos), cuja devolução implica a hipoteca das possibilidades de reversão da concessão, a falta ou escassez de recursos humanos suficientemente preparados e capacitados e as dificuldades de controle público da gestão privatizada da água, já que, em muitos casos, os municípios não contam com informações detalhadas dos serviços. A *Fundación Nueva Cultura del Agua* defende que a remunicipalização abriria novas possibilidades para

garantizar el derecho humano al agua, establecer otros criterios de interés público y facilitar la participación ciudadana, además de mejorar los derechos sociales de los trabajadores y permitir que los ingresos se reinviertan en el mantenimiento y mejora de los servicios de agua urbana (FNCA, 2016b, p. 2).

Seja sob a gestão pública ou sob a gestão indireta, para Cabrera (2008) “*en España los sistemas de distribución de agua no gozan, en término medio, de buena salud*” (p. 2). O autor afirma que no caso da gestão pública há falta de recursos humanos especializados e no caso da gestão privada a falta de eficiência e a degradação e insuficiência dos sistemas ao longo do tempo são problemas constantes. Há também um desconhecimento técnico dos sistemas quanto aos volumes fornecidos, volumes perdidos, rendimentos hidráulicos, consumos per capita e por municípios e estado das redes e infraestrutura em geral, prejudicando a avaliação da eficiência dos processos de gestão. Estas lacunas são mais graves nas cidades médias e pequenas.

Traço comum em muitos países, o poder público municipal tem preocupações frequentemente restritas aos períodos de governo e está limitado ao objetivo de que “*el agua llegue al grifo del abonado en las mejores condiciones y al menor coste posible. Ahí acaban sus inquietudes*” (CABRERA, 2008, p. 3). Deste modo, questões como conservação e recuperação das infraestruturas, gestão das demandas e geração de bases de informações e dados sobre os sistemas ficam em segundo plano. A modernização dos sistemas é, antes de tudo, uma questão de vontade política, principalmente nos municípios menores.

A rejeição ao setor privado e as deficiências do setor público têm levado certos setores sociais a proporem uma terceira via de prestação de serviços de água e saneamento baseada na atuação efetiva da sociedade civil. Neste caso, modelos associativos e colaborativos poderiam ocupar os “vazios de governabilidade” deixados pelo setor público e atender os interesses coletivos com mais justiça do que as lógicas de mercado (FNCA, 2016c).

Por outro lado, têm se verificado melhoras em certos indicadores dos serviços urbanos de água na Espanha. March e Saurí (2010) destacam que nos últimos anos vêm ocorrendo avanços substanciais na eficiência das redes de abastecimento de água. Em Madrid e Barcelona, a eficiência está acima de 80%, ou seja, as perdas de água ficam em torno de 20% entre a captação e o usuário (MARCH; SAURÍ, 2010). Conforme o *Libro Verde de Medio Ambiente Urbano*, atualmente os rendimentos superiores a 80% são comuns na Espanha, sendo uma minoria os que apresentam valores inferiores a 60%, “*situación que era muy frecuente hace diez o quince años*” (MINISTÉRIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO; AGENCIA DE ECOLOGÍA URBANA DE BARCELONA, 2009, p.

58). Junto com as políticas tarifárias (instrumentos econômicos) e a conscientização da população (economia e uso racional da água), as melhorias tecnológicas da infraestrutura de águas urbanas é uma das estratégias de gestão das demandas mais enfatizadas na Espanha.

Cabrera (2008) critica particularmente a lógica dos cortes de água nos momentos de crise de abastecimento. Os cortes não implicam redução da demanda, dado que os usuários tentam armazenar água nos períodos de fornecimento. Quando ocorre, a economia de água deve-se, geralmente, à sensibilidade e à consciência de cidadãos diante de quadros de estiagens. Deste modo, os gestores dos serviços defendem suas ações de cortes de água sob o argumento das secas e estiagens, passando uma imagem de que o problema nunca está no aparato de gestão e sim no quadro natural. O usuário desconhece os verdadeiros problemas de gestão e de infraestrutura e recebe os cortes como única solução possível nestes períodos naturalmente “desfavoráveis”.

Es, pues, una medida inevitable, la única respuesta posible a la sequía que se padece. La administración del agua no tiene, por supuesto, ninguna culpa y los cortes son poco menos que la consecuencia de maldición divina, la sequía. Mientras, nadie explica que su origen es de este mundo, la deficiente gestión de la red (CABRERA, 2008, p. 4).

Cabrera (op. cit.) lembra ainda que a interrupção do abastecimento de água tem implicações técnicas que são esquecidas. Os sistemas de baixo rendimento tendem a ser justamente os que mais economizam água nas situações de cortes. Sob situações de menor pressão, os volumes de perdas por vazamentos ao longo das redes tendem a diminuir. Em certos pontos das redes, podem surgir depressões com a entrada de ar e refluxo de água contaminada, fazendo com que, na restituição do serviço, a água chegue aos usuários turva e insalubre. Em muitos casos, a desconfiança do cidadão em relação à água que sai das torneiras leva ao consumo de água engarrafada. Este é outro aspecto crescente na Espanha. Cada vez mais se consome água engarrafada por desconfiança da água fornecida via rede, o que alimenta uma indústria ávida por vender um produto vital e que é geradora de importantes quantidades de resíduos nem sempre reciclados. Este cenário faz com que o gasto médio do espanhol com água engarrafada já seja similar ao gasto com tarifas de água via rede.

Na Espanha, a cobrança pelos serviços prestados no setor de água e saneamento é compartilhada entre os três níveis da administração pública: Estado, comunidades autônomas e municípios. Em termos gerais, a cobrança pela prestação de serviços funciona com base em taxas, tarifas e nos tributos denominados *canones*. O denominado *Canon de ocupación*, ou *Canon de Utilización de los Bienes del*

*Domínio Público Hidráulico*, equivale à cobrança que o Estado faz pelo uso ou ocupação de bens de seu domínio, como calhas fluviais e margens, aos usuários com autorização ou concessão. Foi aprovado em 1986 pelo *Reglamento del Dominio Público Hidráulico* (RDPH), complementando o disposto na Lei da Água, e regulamentado pelo *Texto Refundido de la Ley de Aguas*. Os valores devem ser aplicados na recuperação e proteção dos bens do *Domínio Público Hidráulico*. Em relação ao pagamento do RDPH, Gómez Mendoza e Del Moral (1995) afirmam que “*están excluidos los concesionarios de aprovechamientos hidráulicos y tiene muy escasa importancia económica* (p. 368).

Por sua vez, municípios, associações supramunicipais (consórcios ou *mancomunidades*<sup>1</sup>) ou empresas concessionárias aplicam taxas e tarifas por serviços de água (tratamento e distribuição) e esgotos (coleta e tratamento). Em todos os casos, estes instrumentos econômico-financeiros visam à recuperação de custos da infraestrutura necessária (construção e manutenção) para o setor. Em geral, a cobrança envolve um valor fixo por tipo de serviço e um valor variável de acordo com o consumo e que é estratificado em faixas progressivas.

No que se refere ao abastecimento de água, os denominados serviços de *gestión en alta* envolvem as fases de captação, armazenamento e distribuição de água bruta para as comunidades locais. Estão a cargo dos organismos estatais de bacia: as *confederaciones hidrográficas*, no caso das *demarcaciones hidrográficas intercomunitárias*, e as agências de água das comunidades autônomas, no caso das *demarcaciones hidrográficas intracomunitárias*. Os organismos de bacia podem exercer suas competências de modo direto ou delegar a totalidade ou parte da gestão dos serviços a terceiros (instituições ou empresas públicas, mistas ou privadas). As fontes de financiamento para os serviços “*en alta*” provêm de fundos próprios dos organismos de bacia (vinculados à *Ley de Presupuestos Generales del Estado*), de fundos estatais da *Dirección general del Agua*, de fundos de *Sociedades Estatales de Aguas* e de fundos europeus, estes responsáveis por grande parte dos recursos para investimentos na construção de infraestruturas geridas pelos organismos de bacia (CHJ, 2015c).

Em termos de gestão “*en alta*”, os organismos de bacia intra e intercomunitários aplicam o *canon de agua*, uma taxa visando à recuperação de custos dos serviços de água e a proteção e melhoria das condições do domínio público hidráulico. O *canon de agua* pode incorporar várias taxas diferenciadas, como o *canon de regulación*, aplicado nos beneficiários das obras de regulação de águas

---

1 As *mancomunidades* são entidades espanholas constituídas por associações de municípios, contíguos ou não, criadas com a finalidade de executar serviços que são de competência municipal conforme a legislação. Os municípios podem delegar, total ou parcialmente, a execução de funções como a gestão dos serviços de água e saneamento.

superficiais ou subterrâneas financiadas total ou parcialmente pelo Estado e que visa compensar os custos de investimentos, manutenção e exploração destas obras (CHJ, 2015c). Os organismos de bacia também podem aplicar a *Tarifa de Utilización de Agua* (TUA), igualmente aplicada aos beneficiários de obras hidráulicas financiadas total ou parcialmente pelo Estado e que busca a recuperação de custos dos processos de construção, operação, conservação e recuperação da infraestrutura de água.

O *canon de agua* visa, portanto, recuperar os custos de viabilização das obras de captação, armazenamento (*embalses*) e distribuição da água para os sistemas a cargo das comunidades locais. É o caso da Catalunha, na qual a *Agencia Catalana de l'Aigua* aplica o *canon de agua* desde 2000 para recuperar os custos dos serviços prestados, a saber (ACA, 2016a, p. 7):

- *Los gastos de inversión y de explotación de los sistemas de saneamiento (colectores y estaciones depuradoras), de los embalses y del resto de infraestructuras de producción y transporte del agua.*
- *La prevención en origen de la contaminación, la implantación y mantenimiento de los caudales ecológicos y la restauración ambiental de los ecosistemas fluviales degradados.*
- *La recuperación de los acuíferos contaminados, las obras de instalación de infraestructuras de abastecimiento en alta en municipios, y las instalaciones de reutilización de agua.*
- *Los gastos que genera la planificación hidrológica mediante los programas de medidas, la tarea de inspección, y las tareas de control del buen estado de las aguas litorales y continentales para uso de baño y aquéllas programadas dentro del PSiC, así como los costes vinculados a la gestión de los organismos hidráulicos.*

Já os gestores dos serviços “*en baja*”, municípios, *mancomunidades* ou organismos concessionários, também podem cobrar taxas e tarifas de água para recuperar os custos dos serviços de tratamento e distribuição da água diretamente aos usuários (*tarifa del servicio de suministro urbano*). Na Catalunha, por exemplo, as taxas e tarifas são calculadas a partir de três variáveis: quota fixa do serviço e/ou valores mínimos de consumo; valor variável em função do consumo e quota fixa para a conservação do sistema (contadores, redes, conexões etc.).

No caso dos usos industriais, a taxa correspondente ao *canon de agua* é cobrada pelos organismos de bacia e pelos gestores locais a partir da soma de um valor geral dependente do tipo de uso e de um valor específico dependente do grau de contaminação das águas. Entretanto, grande parte dos usuários dos setores

hidroelétrico e agrícola não é cobrada e continua sendo bastante resistente aos processos de recuperação de custos. No *Proyecto de Decreto por el cual se aprueba el Plan de gestión del distrito de cuenca fluvial de Cataluña para el período 2016 – 2021*, a isenção de pagamento ao setor agrícola fica explicitada, com a especificação de alguns casos de exceção (ACA, 2016a, p. 9):

Resto exento de pago del canon del agua el consumo de agua para el uso agrícola, a menos que haya contaminación de carácter especial en naturaleza o cantidad por adobos, pesticidas o materia orgánica, comprobado por los servicios de inspección de la administración competente.

Na Espanha, é comum referir-se ao saneamento de modo separado dos serviços de água. O saneamento envolveria, portanto, os serviços de esgotamento sanitário (coleta e tratamento) e resíduos sólidos. As comunidades autônomas têm a competência do tratamento de esgotos, o que vem sendo realizado com importante auxílio financeiro da Comunidade Europeia. Para buscar a recuperação dos custos de investimentos no setor, algumas comunidades autônomas implantaram um *canon de saneamiento* ou *de depuración*, enquanto outras cobram esta taxa mesmo não havendo o tratamento de efluentes (COCH, 2006). Este *canon* visa gerar recursos para cobrir os custos de prestação dos serviços de tratamento de efluentes para os usuários conectados às redes. Já algumas comunidades autônomas, como a Catalunha, englobam os serviços de água e saneamento em um único *canon de agua* cobrado no recibo de água potável emitido por municípios ou empresas concessionárias.

Os organismos de bacia e algumas *corporaciones locales* (municípios ou empresas de saneamento concessionárias que prestam os serviços de coleta e tratamento de esgotos) também aplicam um denominado *canon de control de vertidos*. Esta taxa ou tarifa busca recuperar os custos do controle administrativo dos lançamentos no *Domínio Público Hidráulico*, da proteção e recuperação ambiental dos corpos d'água receptores e dos sistemas associados. São considerados, para fins de cobrança, todos os lançamentos e não somente os autorizados via concessão. Os valores cobrados são determinados em função dos volumes lançados, do grau de contaminação dos efluentes e da qualidade ambiental do meio receptor (GOMES, 2015). Por outro lado, este *canon* independe das demais taxas ou tarifas estabelecidas pelas comunidades autônomas ou *corporaciones locales* para o financiamento das obras de saneamento (CHJ, 2015c). Nos serviços de saneamento “*en baja*”, também pode-se cobrar uma *tasa de ancantarillado*, que se refere ao serviço de coleta de efluentes urbanos.

Neste sentido, a compreensão das taxas e tarifas de água e saneamento, para o cidadão comum, é um desafio frequentemente complexo na Espanha. Conforme

a FNCA (2016), o país necessita urgentemente de um diagnóstico detalhado e compreensível sobre todos os parâmetros incorporados nas tarifas, tornando-os mais claros para a sociedade e para os usuários. Na busca de maior transparência social, a *Fundación* propõe

eliminar del recibo los conceptos ajenos a los servicios del agua y llevar a cabo una reforma profunda de las tarifas o tasas en relación con su estructura, coste total y tipo de conceptos que debe cubrir. Entre otros objetivos, dichas tarifas o tasas deben garantizar la sostenibilidad económica de unos servicios de calidad incorporando criterios sociales y ambientales, poniendo en relación dichas tasas o tarifas con la calidad del agua y de la gestión realizada (p. 4).

Em termos de cobrança dos serviços de água e saneamento, cabe salientarmos que, além do sistema de tarifas graduadas em função do volume utilizado, os operadores na Espanha também podem modular os valores cobrados em função de isenções ou bonificações aplicadas para acomodar os valores à capacidade de pagamento dos usuários. Setores da sociedade têm salientado a necessidade da reforma do sistema de tarifas para estabelecer processos mais eficientes de recuperação progressiva de custos que penalizem os consumos mais elevados (FNCA, 2016a).

Em Barcelona, por exemplo, o sistema tarifário permite que o usuário escolha o sistema de cálculo dos valores a serem pagos em função de faixas de consumo. Dependendo de variáveis como características das moradias, número de habitante, e estilos de vida, o usuário pode escolher a faixa de consumo e, conseqüentemente, de tarifas que mais lhe convêm. Na aplicação do *canon de agua* aos usuários domésticos, por exemplo, a *Agencia Catalana de l’Aigua* adota 4 faixas de consumo mensal por residência no caso de haver leituras de água: até 9 m<sup>3</sup>, de 10 a 15 m<sup>3</sup>, de 16 a 18 m<sup>3</sup> e acima de 18 m<sup>3</sup>. O mínimo considerado para tarifação é de 6 m<sup>3</sup>/consumidor/mês. Os valores destas faixas são calculados de acordo com a referência padrão de 100 litros/pessoa/dia, o que resulta na média de 9 m<sup>3</sup>/mês para uma residência de até 3 moradores. Abaixo deste valor aplica-se, portanto, a primeira faixa de consumo que tem caráter “social”, visando “*facilitar el acceso al agua a todos los ciudadanos a un coste más asequible*” (ACA, 2016a, p. 8).

Para dar uma ideia dos valores pagos na Catalunha em função das faixas de consumo e dos tipos de usuários, podem ser citados os dados do *Observatorio del precio del agua en Cataluña del 2012*, presentes na Tabela 1.

**Tabela 1** Valores médios cobrados na Catalunha por serviços de abastecimento de água “*en baja*” em 2012

| <b>Tipo de usuário</b> | <b>Faixas de consumo m<sup>3</sup>/mês</b> | <b>Valores (Euros m<sup>3</sup>/mês)</b> |
|------------------------|--|--|
| Doméstico              | Até 6                                      | 1,318 (valor final)                      |
|                        | 10   | 1,104                                    |
|                        | 12   | 1,030                                    |
|                        | 20   | 1,107                                    |
| Comercial              | 50   | 1,226                                    |
| Industrial             | 1.000                                      | 1,233                                    |

Fonte: ACA (2016a)

Se, por um lado, a estratificação de pagamento por faixas de consumo é vista como uma estratégia de incorporação de critérios sociais na fixação dos valores a serem pagos pelos usuários domésticos, já que envolve a capacidade de pagamento individual, por outro não deixa de manter a lógica do princípio de cobertura de custos. As taxas de água e saneamento estão muito mais atreladas ao princípio de cobertura de custos do que ao princípio de capacidade econômica de pagamento, pois os balanços finais no conjunto de contribuintes visam à recuperação de custos dos serviços (GOMES, 2015).

Assim como ocorre na França, a opção de estabelecer um volume mínimo vital gratuito para os cidadãos, independentemente de sua capacidade de pagamento, não é bem vista pelo sistema que administra os serviços de água na Espanha em função de tender a trazer prejuízos financeiros para as entidades gestoras e possibilidades de aumento das tarifas (FNCA, 2016b). Neste sentido, a prefeitura de Córdoba é vista como um exemplo de boas alternativas de aplicação de tarifas sociais de água e saneamento. O município busca facilitar o acesso aos serviços evitando exigências tradicionais como títulos de propriedade ou comprovantes de aluguel. Ao mesmo tempo, empreende esforços para identificar os cidadãos com precariedade econômica, casos nos quais a entidade prestadora dos serviços assume os custos nas situações de não pagamento de tarifas para um volume mínimo vital, considerado 3 m<sup>3</sup>/pessoa/mês ou cerca de 100 l/pessoa/dia. A cobertura destes custos é realizada por um fundo específico criado para este fim.

A tributação dos serviços de água e saneamento na Espanha é, portanto, dividida entre as esferas estatal, autonômica e local. Porém, o usuário doméstico ou industrial é mais diretamente afetado pelos instrumentos financeiros redistributivos aplicados em nível local, já que são as instâncias decisórias locais

(*corporaciones locales*) que prestam os serviços de abastecimento de água potável (GOMES, 2015). Tanto no caso dos serviços “*en alta*” como nos serviços “*en baja*”, o poder público vem tradicionalmente, em várias comunidades autônomas, subsidiando e financiando parte dos custos envolvidos, apesar da Diretiva Quadro da Água determinar o princípio da recuperação de custos. As pressões do Parlamento Europeu tendem a reduzir estes subsídios ao longo do tempo em prol da aplicação da Diretiva.

Gómez-Limón e Martín-Ortega (2011) criticam o fato dos critérios de cálculo das taxas de recuperação de custos pelos organismos de bacia considerarem, de modo inadequado, que os custos financeiros dos serviços de água prestados pelos órgãos públicos são inteiramente cobertos a partir do pagamento dos *cánones* e tarifas. Os autores alertam que este critério é ineficaz devido ao fato do método econômico-financeiro estabelecido para os cálculos ignorar as perdas do valor da moeda ao longo do tempo, sendo adotadas taxas de juros muito inferiores aos valores de mercado. Deste modo, os valores estabelecidos acabam encobrindo subvenções públicas aos usuários, ou seja, custos financeiros cobertos pelo Estado, que recaem sobre toda a sociedade e não são recuperados.

Estes “preços políticos” vigentes nos setores de água e saneamento na Espanha são, para Cabrera (2008), entraves importantes para a aplicação do princípio de recuperação de custos. O usuário não tem a noção real do valor da água e muitas tarifas não contemplam as necessidades de manutenção e renovação de infraestruturas, criando cenários que não favorecem o controle de desperdícios e a economia da água. Por isto, o autor salienta que no atual contexto não é coerente dizer que a água é um bem escasso, pois

Se aprecia sólo lo que cuesta y el agua prácticamente se regala. Y aunque es evidente que incrementar el coste de servicios esenciales no es plato de buen gusto, un ciudadano educado entendería fácilmente esa necesidad y lo asumiría de buen grado (p. 15).

Esta lógica de “preços políticos” é, como alerta o autor, alimentada pelo financiamento das grandes obras destes setores pelo Estado (reservatórios, estações de tratamento, dessalinizadoras, redes etc.). Deste modo, os municípios, que possuem as competências de gestão dos serviços de água e saneamento, não se veem pressionados a buscar estratégias de recuperação de custos, já que “*siempre va a haber una administración de rango superior que financiará su renovación... Todo ello genera una dinámica perversa pues obtiene más financiación de las instancias superiores quien peor gestiona*” (CABRERA, 2008, p. 11).

Nesta linha, uma das conclusões do “*Ciclo de Debate: El Uso del Agua en la Economía Española: Situación y Perspectivas*”, realizado em Murcia em 2007,

foi que, na busca de recuperação de custos nos serviços urbanos, os sistemas tarifários devem ser estabelecidos buscando-se a fixação de preços que sirvam de incentivo à economia da água e ao seu uso eficiente (MIMAN, 2007c). Entretanto, deve-se atentar para que as estruturas tarifárias sejam simples e facilmente compreensíveis pelos cidadãos, evitando-se cenários de falta de transparência.

Mesmo com lacunas e deficiências, o aumento das tarifas de água vem sendo adotado na Europa como instrumento de gestão das demandas domésticas, controle do consumo e recuperação de custos na perspectiva da Diretiva Quadro da Água. Na Espanha, a abordagem econômica na gestão das demandas tem enfatizado as políticas tarifárias e os mercados de água para negociações de direitos de uso. Para March e Saurí (2010), é no campo dos instrumentos econômicos que a Espanha mais tem avançado nos últimos anos quanto às tentativas de gestão das demandas de águas urbanas. Sem esquecer-se dos riscos que o aumento das tarifas pode ter nas classes mais desfavorecidas, os autores lembram que os valores aplicados em Madrid e Barcelona vêm se aproximando da aplicação do princípio de recuperação total de custos. O valor médio pago pelos usuários urbanos na Espanha é de 102,06 €/hab/ano, enquanto o usuário agrícola paga 263 €/hab/ano, conforme Morillas Gómez (2013). Conforme dados do INE (2015), o custo unitário da água em 2013 foi de 1,83 euro por metro cúbico, um aumento de 5,8% em relação a 2012. Deste valor, 1,09 euro refere-se ao abastecimento de água e 0,74 ao esgotamento sanitário. Os valores mais elevados ocorriam nas comunidades de Murcia, 2,73 euros por metro cúbico, Cataluña, 2,54, e Ilhas Baleares, 2,21. No outro extremo, estavam as comunidades de Castilla y León (1,00), La Rioja (1,06) e Galícia (1,19). Para Morillas Gómez (op. cit.), os preços dos serviços da água na Espanha são relativamente baixos, quadro para o qual colaboram as subvenções públicas e a carência de manutenção e reposição das infraestruturas de irrigação, processos que certamente elevariam as tarifas.

Deve-se lembrar que durante o período 1991-2002 o consumo bruto de águas urbanas já estava praticamente estabilizado na Espanha, com uma ligeira queda provocada por uma conjunção de fatores (MINISTÉRIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO; AGENCIA DE ECOLOGÍA URBANA DE BARCELONA, 2009): estabilização demográfica, melhoria da eficiência das redes de distribuição e consequente redução das perdas, eletrodomésticos e sistemas sanitários mais eficientes, maior conscientização de parte da população quanto aos usos da água (principalmente a partir da estiagem entre 1992 e 1995), entre outros. Rico et al. (2013) destacam o caso da cidade turística de Benidorm, na província de Alicante, onde a queda significativa dos consumos domésticos nas últimas décadas deve-se a “um dos mais eficientes sistemas de gerenciamento da Espanha mediterrânea”, fato em grande parte relacionado à

configuração urbana compacta da cidade, que facilita a implantação de sistemas concentrados e que minimizam as perdas de água no sistema de distribuição.

Mesmo com as falhas dos sistemas de preços da água como instrumentos de gestão das demandas, é inegável que a elevação das tarifas vem contribuindo para a queda geral dos consumos na Europa (ENVIRONMENT AGENCY, 2008). Esta queda rompe com muitos dos cenários de aumento contínuo das demandas ao longo do tempo que foram defendidos pelas políticas hidráulicas tradicionais para justificar o planejamento de obras. A Espanha ilustra este panorama, pois o consumo doméstico de água baixou de 168 litros/habitante/dia em 2000 para cerca de 154 litros/habitante/dia em 2013 (MORILLAS GÓMEZ, 2013). Estudo de Olcina Cantos *et al.* (2015), realizado na área metropolitana de Barcelona e em Alicante, mostra um significativo aumento das tarifas nas faixas de consumo mais elevadas entre 2007 e 2013 (Tabela 2). As taxas referentes ao esgotamento sanitário foram as maiores responsáveis pelos aumentos das tarifas de água em Alicante. Nesta cidade, o consumo médio residencial passou de 703 litros/residência/dia em 2007 para 434 em 2013, (queda de 62% em seis anos), resultando em 119 l/habitante/dia nesse ano. Este valor está abaixo do consumo médio do país, que foi de 130 l/habitante/dia em 2013 (INE, 2015). Além do aumento das tarifas, outras causas devem ter contribuído para estas tendências, como a crise econômica internacional iniciada em 2008 e que ainda afeta a sociedade espanhola em 2016. Em termos brutos, a *Confederación Hidrográfica del Júcar* estima que as demandas domésticas na Região Hidrográfica homônima, na qual se insere Alicante, passaria de 548,65 hm<sup>3</sup>/ano em 2009, para 563,33 em 2015 e 585,70 em 2027, já incluídas as demandas industriais via rede (CHJ, 2014b).

**Tabela 2** Aumento das tarifas de água em Alicante entre 2007 e 2013

| <b>TARIFA (m<sup>3</sup> por trimestre)</b> | <b>% aumento 2007-2013</b> |
|---|----------------------------|
| 0 a 9                                       | 0,00                       |
| 10 a 30                                     | 23,25                      |
| 31 a 60                                     | 35,38                      |
| 61 ou superior                              | 44,78                      |

Fonte: Olcina Cantos *et al.* (2015)

Já em Barcelona, a queda do consumo urbano é verificada desde 2003, tendo acentuado a partir de 2007 devido à conjunção entre as medidas tomadas pelo governo para enfrentar a estiagem de 2007-2008, os efeitos da crise econômica e a combinação entre queda da renda e aumento dos preços e tributos (OLCINA

CANTOS *et al.*, op. cit.). É relevante apontar que o mencionado trabalho detectou taxas de consumo inferiores a 100 litros/habitante/dia em certos distritos de baixa renda de Barcelona, valor inferior ao mínimo recomendado pela Organização Mundial da Saúde para a satisfação das necessidades humanas. A queda de consumo na *Area Metropolitana de Barcelona* ocorre desde os anos 1990, segundo informações do *Libro Verde de Medio Ambiente Urbano* (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO; AGENCIA DE ECOLOGÍA URBANA DE BARCELONA, 2009). O *Libro* menciona que os volumes hídricos aportados em 2003 pela empresa de abastecimento *Aigües Ter-Llobregat* (ATLL) foram muito similares aos de 1991 (345 e 341 hm<sup>3</sup>, respectivamente).

A existência de taxas de consumo muito baixas em certas zonas de baixa renda da *Area Metropolitana de Barcelona* leva Olcina Cantos *et al.* (2015) a refletirem que certos quadros regionais ou locais do país podem estar chegando a um limite de queda em que a combinação entre diminuição da renda familiar e aumento dos preços e tributos esteja obrigando a uma redução do consumo de água que comprometa até mesmo as necessidades mais básicas da população. Dentre as conclusões do Foro “*La Participación Ciudadana en la Gestión del Agua*”, promovido em 2016 pela *Fundación Nueva Cultura del Agua* (FNCA, 2016a), é mencionado que há, na Espanha, cerca de seis milhões de usuários com problemas econômicos para o pagamento das contas de água. A FNCA chama a atenção para a necessidade de se empreender estudos detalhados para a identificação destas situações nos diferentes territórios e ressalta a importância do reconhecimento legal do direito humano à água para evitar-se situações de injustiças sociais. Também defende a elaboração de tarifas de água facilmente compreensíveis pela população e o estabelecimento de valores justos e éticos. Deste modo, propõe-se

eliminar del recibo los conceptos ajenos a los servicios del agua y llevar a cabo una reforma profunda de las tarifas o tasas en relación con su estructura, coste total y tipo de conceptos que debe cubrir. Entre otros objetivos, dichas tarifas o tasas deben garantizar la sostenibilidad económica de unos servicios de calidad incorporando criterios sociales y ambientales, poniendo en relación dichas tasas o tarifas con la calidad del agua y de la gestión realizada (FNCA, 2016a, p. 3).

O consumo de água dos grandes usuários industriais e comerciais também apresenta queda em Alicante e Barcelona nos últimos anos, porém as causas parecem estar mais relacionadas à adoção de sistemas mais eficientes de uso e gestão da água e aos impactos da crise econômica na queda da atividade produtiva do que à elevação das tarifas. Neste sentido, vários grandes usuários investem na

modernização dos sistemas de distribuição, tratamento e reutilização de efluentes usados (OLCINA CANTOS *et al.*, 2015).

O *Libro Verde de Medio Ambiente Urbano* (op. cit.) menciona outros exemplos de áreas urbanas que apresentaram quedas de consumos nas últimas décadas. Na área atendida pelo *Canal de Isabel II* na Comunidade de Madrid, o volume hídrico bruto derivado para abastecimento em 1991 (590 hm<sup>3</sup>) só foi superado em 2004 (598 hm<sup>3</sup>). Em Sevilha e área metropolitana, os volumes caíram de 149 hm<sup>3</sup> de água bruta em 1991 para 112 hm<sup>3</sup> em 1993, em função de uma forte estiagem, mantendo-se em ligeira queda até 2004 (105 hm<sup>3</sup>). Portanto, o fenômeno da queda dos consumos urbanos apresenta tendência geral no país desde os anos 1990. Porém, como mencionado, a elevação dos custos e tarifas da água não é o único fator a ser levado em conta na explicação deste processo, já que outras causas da conjuntura espanhola nas últimas décadas também contribuíram para a queda dos consumos urbanos. A eficiência da elevação de tarifas como instrumento de controle do consumo da água é, inclusive, questionada em alguns trabalhos. Sánchez García e Blanco Jiménez (2012), por exemplo, realizaram uma pesquisa em sete cidades da Espanha e verificaram reflexos diferentes das tendências de aumento das contas de água nos últimos anos.

Em termos de perspectivas futuras, o *Libro Verde* também aponta que os limites de redução dos consumos urbanos podem estar chegando aos seus limites. As possibilidades de melhoria da eficiência das redes de abastecimento e dos eletrodomésticos, as novas formas de expansão urbana de baixa densidade, a proliferação de equipamentos urbanos de elevado consumo de água associada à indústria do turismo (campos de golfe, parques de atrações temáticas, complexos esportivos etc.) e os próprios limites de redução de consumo residencial para satisfação das necessidades básicas podem frear as tendências de redução dos consumos em um futuro próximo.

No caso dos usuários agrícolas, particularmente os irrigantes, estes gozam de um tratamento diferenciado na legislação espanhola. O tradicional peso político e econômico do setor agrícola exerce uma influência importante na definição de suas obrigações e direitos. A distribuição de água de irrigação é realizada por meio das *comunidades de regantes*, as associações que congregam os usuários irrigantes. Os organismos de bacia inter e intracomunitários repassam a tais *comunidades* beneficiárias os *canones* e taxas envolvidos na disponibilização de água “*en alta*” para irrigação (captação, tratamento, distribuição). As comunidades, por sua vez, repassam para os usuários estes custos e, também, os custos internos (“*en baja*”) de operação e manutenção da infraestrutura. Estes envolvem os serviços de geração dos recursos hídricos, manutenção e gestão de suas redes de distribuição, investimentos realizados e pagamentos de empréstimos aportados por entidades públicas (CHJ, 2014b). Historicamente, o setor agrícola esteve acostumado

e dependente de investimentos diretos e subvenções públicas para a utilização de águas superficiais, seja em investimentos na infraestrutura de irrigação envolvendo a construção, manutenção e modernização de redes de distribuição, seja nos valores cobrados pelo Estado pela água disponibilizada. As vantagens relativas do setor agrícola ocorrem, inclusive, no que se refere ao pagamento de impostos. É o caso do IVA (*Impuesto sobre el Valor Añadido*), um tributo cobrado aos usuários da água e que as *Comunidades de Regantes* não pagam (GOMES, 2015).

As tradicionais subvenções públicas no setor da irrigação são criticadas por setores da sociedade por não favorecerem usos eficientes da água, por esconderem a realidade de escassez de recursos em muitas regiões e por fomentarem o aumento das demandas. Entretanto, a gestão privada da água subterrânea pelos irrigantes, envolvendo a captação, a operação e a manutenção de poços, tende a resultar em maior eficiência e maior recuperação de custos do que no caso das águas superficiais (HERNÁNDEZ-MORA *et al.*, 2007). Esta maior eficiência não significa ausência de problemas para o aparato gestor, pois grande parte dos poços não está cadastrada ou registrada, estando em condições legais desconhecidas. A maior parte dos volumes captados é, deste modo, desconhecida. Porém, o caráter privado da exploração motiva os usuários a se preocuparem com critérios de eficiência e economia da água.

Por outro lado, Molinero *et al.* (2011) alertam que, como os usuários não pagam pelos custos ambientais e de uso dos recursos hídricos subterrâneos, não há relação direta entre escassez de água e custos de utilização, exceto quando a insuficiência de água exige a perfuração de novos poços ou o aprofundamento dos já existentes. Os autores também lembram que na Espanha os custos do consumo de energia de bombeamento de águas subterrâneas têm um impacto geralmente inexpressivo nos usuários agrícolas, não motivando a mudança dos padrões e costumes de captação. Isto é válido, principalmente, para a irrigação de cultivos com valor mais elevado no mercado, como a fruticultura. Se o princípio da recuperação de custos for aplicado de modo coerente com a Diretiva Quadro da Água, certamente muitos cultivos irrigados com água subterrânea nas condições atuais não seriam viáveis. Entretanto, a exploração dos aquíferos é um processo individual, privado e pouco controlado institucionalmente, resultando em um quadro de quase total desconsideração dos valores e custos da água subterrânea. Como consequência, torna-se difícil o cumprimento das exigências da Diretiva e “*resulting in unsustainable extraction regimes in many intensively used aquifers in Spain*” (MOLINERO *et al.*, 2011, p. 9).

Para o OPPA (2015), vários estudos vêm sendo divulgados na Espanha com dados errôneos para justificar projetos de aumento da oferta de água para o setor agrícola e ocultar as “enormes subvenções” concedidas à irrigação com águas superficiais. O *Observatorio* cita o exemplo da *Demarcación Hidrográfica del*

*Ebro*, em que se divulga, erroneamente, que o pagamento de um valor médio de 0,011 €/m<sup>3</sup> para a água de irrigação está sendo suficiente para a recuperação de cerca de 80% dos custos de investimentos. O OPPA afirma que para se atingir este patamar de recuperação de custos seria necessário o pagamento de valores entre 0,15 e 0,25 €/m<sup>3</sup>. O quadro atual estaria apresentando, na realidade, índices de recuperação de menos de 10% se forem corrigidas várias “artimanhas” como prazos inadequados de amortização, subvenções nacionais e europeias a fundo perdido, e o estabelecimento de custos inadequados de manutenção e reposição de infraestruturas de irrigação.

A *Confederación Hidrográfica del Júcar* calculou que, dentre os serviços de água urbanos, a recuperação de custos é maior no setor de abastecimento de água (94%), seguida pela coleta e tratamento de efluentes de redes públicas (83%) e, bem abaixo, a distribuição de água para irrigação (76%). Já os serviços “*en alta*” apresentam um menor nível de recuperação devido, principalmente, à “*limitada capacidad recaudatoria de las figuras tributarias existentes, las exenciones y las inversiones en obras de emergencia*” (CHJ, 2015c, p. 86).

O setor agrícola tampouco paga vários tributos ambientais cobrados pelas comunidades autônomas, como os referentes aos lançamentos de efluentes. Um usuário particular que possua uma concessão do Estado para uso agrícola e que construa, por sua conta, obras de infraestrutura para utilização de águas na irrigação, por exemplo, não paga nenhum valor pela água de domínio público. Deste modo, o princípio da recuperação de custos recai basicamente sobre os usuários domésticos e industriais nos processos redistributivos aplicados pelos gestores dos serviços *en baja* (abastecimento de água potável, coleta e tratamento de esgotos). Como afirma La-Roca (2016), frequentemente os usuários domésticos têm que arcar com os custos relativos à perda de qualidade da água por causas das quais não são responsáveis. É o caso da contaminação dos mananciais de abastecimento por efluentes industriais, nitratos de origem agrícola ou salinização por intrusão marinha em função da superexploração dos aquíferos costeiros pelos empreendimentos turísticos-imobiliários. A poluição dos aquíferos por nitratos ou elevada salinidade eleva os custos de tratamento da água antes da distribuição. A falta de confiança na qualidade da água tem contribuído para o aumento do consumo de água engarrafada na Espanha (MOLINERO *et al.*, 2011).

Este é um dos exemplos em que “*una buena parte de los costes generados por los usos privados del agua son sencillamente socializados*” (LA-ROCA, 2016, p. 74), seja devido à degradação ambiental gerada pelas obras de aumento da oferta de água (como represas), seja indiretamente devido ao financiamento público dos custos das medidas de mitigação ou recuperação dos danos da poluição. Não é de se estranhar que, tradicionalmente, o setor agrícola resista à aplicação do princípio de recuperação de custos, mesmo sendo reconhecidamente o setor que mais

demanda água e o maior responsável pela poluição difusa dos corpos hídricos. Acostumado a um histórico processo de subvenções públicas, o setor agrícola tem sido tradicionalmente resistente à aplicação dos princípios econômicos e ecológicos conformes à Diretiva Quadro da Água.

Como afirma o *Libro Verde de Medio Ambiente Urbano* (MINISTÉRIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO; AGENCIA DE ECOLOGÍA URBANA DE BARCELONA, 2009), os benefícios estatais concedidos ao setor agrícola ao longo do tempo acabaram se voltando contra os usuários urbanos na Espanha. Como já mencionado, as políticas de obras hidráulicas para aumento da oferta de água e os subsídios públicos fomentaram a expansão de áreas de irrigação extensiva em várias regiões, com cultivos a baixo custo de produção e com baixa rentabilidade. Muitas obras foram construídas com o objetivo de também atender aos usuários urbanos. Porém, com disponibilidade hídrica garantida e custos subvencionados, os campos irrigados avançaram sobre as áreas de “*secano*”, aumentando intensamente a utilização de águas de mananciais de uso coletivo. Ao mesmo tempo, os usos agrícolas intensificaram suas pressões e impactos na qualidade das águas dos mananciais, principalmente por nitratos e fosfatos derivados de agroquímicos. As tensões e os conflitos entre os setores agrícola e de abastecimento público tornaram-se frequentes. Enquanto os valores da água para o setor agrícola ainda são particularmente baixos, nas zonas urbanas os custos de disponibilização de água de qualidade aumentam, impactando as tarifas de água. A exigência de geração de novos mananciais de abastecimento e de intensificação dos processos de tratamento, associados à busca do atendimento do princípio de recuperação de custos, encarecem os processos de disponibilização de água aos usuários domésticos e contribuem para o aumento dos valores das tarifas. Portanto, os benefícios assegurados ao setor de irrigação geram externalidades negativas aos usuários urbanos que, por sua vez, também arcam com os custos financeiros e ambientais de tais benefícios.

Esta tradicional cultura de subvenções públicas no setor da água na Espanha é criticada por muitos autores. Para Llamas (2004), a maior parte das subvenções previstas no *Plan Hidrológico Nacional* merece a qualificação de “subvenções perversas”, por serem prejudiciais para a economia do país e para o ambiente. Referindo-se particularmente aos grandes usuários, Brufao (2008) lembra que o sistema espanhol de gestão da água é marcado por vários casos de subvenção perversa ou gratuidade total, em que não se cobra pela água. Em certas situações a recuperação de custos chega a apenas 3% ou menos, configurando um quadro de 97% de água gratuita. Neste sentido, o autor lembra o princípio econômico bastante conhecido de que tudo o que é gratuito tende a ser menos valorizado e desperdiçado. Portanto, o bordão “água para todos” apregoado nos últimos anos pelo Estado oculta, em grande parte, o viés “subvenção para todos”, pelo

qual uma minoria de poderosos e bem organizados irrigantes quer que toda a sociedade pague as obras hidráulicas que os beneficiem. O autor lembra que a própria União Europeia é igualmente responsável por estes subsídios perversos na *Política Agraria Común*, prejudicando a busca de um processo de gestão da água mais coerente com a Diretiva Quadro da Água. Para Brufao, os casos de “captura do regulador pelos interesses econômicos” permeariam as políticas europeias e nacionais para os setores hidroelétrico, agrícola, imobiliário e de mineração.

Parece claro que, independentemente de pontos de vista ou opiniões, a busca da recuperação de custos na gestão da água na Espanha passa, invariavelmente, pela busca de maior eficiência na prestação dos serviços urbanos, na irrigação e no sistema de gestão como um todo. Cabrera (2008) destaca que os sistemas de água e saneamento na Espanha apresentam, em geral, sérios problemas relacionados à eficiência. Quando são geridos pelo poder público a falta de recursos humanos especializados é um desafio constante. Quando são delegados ao setor privado, a expansão e deterioração dos sistemas não são devidamente contemplados. Como resultado, a infraestrutura se deteriora e não é ampliada adequadamente, gerando cenários futuros insatisfatórios. A busca de eficiência na cadeia de serviços de água e saneamento envolve a busca da redução das perdas de água ao longo dos sistemas de distribuição, aumentando o percentual de água captada e tratada que chega aos usuários. Também envolve a busca de maior qualidade no tratamento dos efluentes, aumentando a eficiência dos processos de tratamento dos parâmetros de poluição.

A busca de eficiência é, em qualquer país, uma dimensão essencial do cumprimento de objetivos e metas estabelecidos nos processos decisórios. Eficiência, neste contexto, aplica-se não somente ao uso da água, mas também a toda a cadeia dos processos de decisão, gestão e operação dos serviços prestados. A eficiência deve atingir, portanto, as instâncias decisórias-institucionais de todos os setores da água. As soluções apontadas envolvem a aplicação de técnicas de irrigação mais eficientes, como o gotejamento e a redução de perdas ao longo dos sistemas de irrigação. No caso das águas urbanas, um dos contextos das políticas de gestão das demandas na Espanha ocorre nos avanços tecnológicos com instrumentos de melhora da eficiência e economia da água nas redes de distribuição, residências e indústrias (MARCH; SAURÍ, 2010).

Como expresso ao longo do texto, a incorporação dos fundamentos econômicos da Diretiva Quadro da Água na legislação e nas práticas de gestão na Espanha apresenta, portanto, deficiências. La Roca (2008) afirma que “*el resultado de nuestro análisis nos lleva a concluir que no se ha asimilado el cambio metodológico que demanda la directiva*” (p. 2). O país ainda não implementa de modo adequado a conexão entre as dimensões ecológica e econômica da água, já que a Diretiva defende uma integração destas esferas em um plano superior ao da economia tra-

dicional. Deste modo, “*la persistencia del enfoque económico estándar en la implementación de la DMA contribuye a erosionar su eficacia, en la medida que sirve a la impugnación de los objetivos de buen estado*” (LA ROCA, op. cit., p. 2).

## 4 Instrumentos de concessão administrativa de direitos de uso da água na Espanha

Como um bem público, assim definido pela Constituição do país e pela legislação do setor, os usos da água devem ser objeto de autorização por parte do Estado. Há três tipos de autorizações contempladas no direito jurídico espanhol, as quais podem ser revistas sob condições de excepcionalidade (Hernández-Mora et al., 2014; Hernández-Mora e Del Moral, 2015). A primeira refere-se às concessões administrativas (outorgas) dadas pelo Estado para os diferentes usos, por um período máximo de 75 anos, passível de renovação. Uma variante desta modalidade são as licenças históricas de uso concedidas pelo Estado a associações de irrigantes, criadas principalmente entre os anos 1940 e 1980, e que se mantêm ao longo do tempo mesmo com a incorporação do domínio público da água na legislação. Neste caso, a utilização e a gestão da água são realizadas por associações de usuários (*comunidades de regantes*) e a maior parte da água usada para irrigação (cerca de 80%) insere-se nesta categoria. Finalmente, há os direitos históricos de usos privados das águas subterrâneas que continuam sendo privadas, dado que existem desde antes da aprovação da Lei da Água de 1985. A quase totalidade dos usos de águas subterrâneas segue este regime privado. Sob certas condições e exigências, a legislação também permite negociações de direitos de uso entre usuários particulares e associações de usuários em uma lógica de “mercados de água”.

A Lei da Água estabeleceu que todas as águas do país, superficiais ou subterrâneas, são de domínio público do Estado, havendo a necessidade de uma concessão administrativa para o seu uso com exceção do mencionado regime anterior de águas subterrâneas particulares. Portanto, a concessão é um instrumento administrativo que permite a utilização particular do *domínio público hidráulico* sob certas condições estabelecidas na legislação, tais como as vazões máximas permitidas, os caudais ecológicos (que não podem ser utilizados) e os prazos de vigência. A legislação pertinente (*Ley de Aguas* de 1985 e o seu *Texto Refundido de la Ley de Aguas* de 2001; *Reglamento del Dominio Público Hidráulico* de 1986) determina que a competência de emissão de concessões para uso da água na Espanha cabe aos organismos de bacia. O *Reglamento del Dominio Público Hidráulico* também determina que os organismos de bacia são os responsáveis pelas concessões de lançamentos de efluentes nos sistemas hídricos quando se

trata de lançamentos diretos de efluentes não tratados nas águas superficiais e de todos os lançamentos (diretos e indiretos) nas águas subterrâneas.

Seguindo o disposto na Lei da Água de 1985, o *Texto Refundido de la Ley de Aguas* de 2001 estabelece, de modo complementar ao previsto nos planos de bacia, que a prioridade de uso que deve ser respeitada no país é o abastecimento público, seguido de irrigação e demais usos agrícolas, usos industriais, aquicultura, usos recreativos e navegação, vindo a seguir os demais usos não mencionados (AEBOE, 2001). Seguindo esta ordem de prioridades, toda concessão pode ser revogada e expropriada em favor de outro uso precedente. O *Texto Refundido* também estabelece a temporalidade das concessões, as quais não podem ter prazo de vigência superior a 75 anos, havendo possibilidades de prorrogações previstas em casos específicos. Neste sentido, Brufao (2008) alerta que a decisão do poder público de outorgar a um particular um bem público durante o máximo de 75 anos se baseia na prática, na mera vontade ou intenção dos gestores que, em dado momento, possuem estas competências. Com as várias aberturas dadas pela legislação, de exceções e prorrogações, os tais 75 anos possíveis podem se converter em situações de uso perpétuo, configurando um quadro de “patrimonialização” de um bem que “*en su día ingenuamente se pensó que era público*” (p. 60).

A legislação permite a revisão das concessões em situações de excepcionalidade, como em estiagens prolongadas ou pressões excessivas sobre os recursos hídricos disponíveis, porém a revisão é comumente vista pelo Estado como um processo desgastante em termos políticos e econômicos (Hernández-Mora e Del Moral, 2015). Como resultado, muitos usuários consideram que as concessões estatais representam, na realidade, direitos perpétuos de propriedade privada da água. Por isto, Arrojo (2006) afirma que esta rigidez do sistema de concessões cria um panorama de direitos solidificados de propriedade particular sobre rios inteiros por parte, principalmente, de irrigantes e do setor elétrico. Isto faz com que, na Espanha, a consideração das águas como bens públicos seja apenas uma formalidade administrativa. A quase inexistência de controle/fiscalização dos espaços de domínio público nas margens dos cursos d’água agrava o quadro de gestão em prol da perspectiva privada.

Entretanto, na prática, os organismos de bacia costumam estabelecer prazos de concessões inferiores ao máximo permitido de 75 anos. Como exemplo, a *Agencia Catalana de l’Aigua* define, no “*Proyecto de Decreto por el cual se aprueba el Plan de gestión del distrito de cuenca fluvial de Cataluña para el período 2016 – 2021*” (ACA, 2016a), que o prazo máximo de concessão das águas em sua área de atuação é de 50 anos para abastecimento municipal e 25 anos para os demais usos. No caso do setor de abastecimento urbano, certamente que os investimentos em infraestrutura e implementação de aparatos de gestão pelos organismos concessionários contribuem para esta perspectiva de prazos mais

extensos, fato que também ocorre no Brasil. Sem garantias destes prazos maiores, as empresas mistas ou privadas não se sentiriam motivadas a assumirem os riscos dos serviços e de não recuperação dos custos investidos.

O fato de as águas na Espanha serem legalmente públicas e o seu uso ser obrigatoriamente sujeito a concessões por parte do Estado traz semelhanças com o sistema brasileiro. No Brasil, a outorga de direitos de uso das águas é um dos instrumentos de gestão previstos na Política Nacional de Recursos Hídricos de 1997. Porém, há uma diferença importante. No Brasil, não há direito adquirido em relação às águas particulares que existiam previamente à Constituição Federal de 1988, na qual foi estabelecida a dominialidade das águas no país. Na Espanha, por outro lado, a Lei da Água de 1985 manteve certos aspectos do sistema de propriedade particular das águas subterrâneas anteriormente vigente.

Aos proprietários foram oferecidas duas opções de escolha a partir de 1985. A primeira foi a manutenção da titularidade privada das águas por tempo indefinido a partir da declaração e inscrição em um *Catalogo de Aguas Privadas*, possibilitando ao Estado a elaboração de um cadastro de usuários para auxiliar no planejamento e gestão. Caso o usuário concordasse, a partir de então, em passar para o Estado o domínio das águas subterrâneas, deveria inscrever-se em um *Registro de Aguas*, mantendo os mesmos direitos e condições de uso durante 50 anos, a partir dos quais teria prioridade no regime de concessões em vigor. Como forma de facilitar e motivar a transição dos proprietários particulares das águas para o regime de concessões, a Lei da Água abriu a possibilidade de que qualquer uso previsto no *Registo* ou no *Catalogo* possa ser transformado em concessão administrativa a qualquer momento.

O Estado definiu um período de três anos (até 1988) para que todos os usuários definissem sua situação legal. Entretanto, 80 a 90% dos poços do país ainda não foram declarados ou registrados, mantendo a sua titularidade privada (Llamas *et al.*, 2015). Ao mesmo tempo, milhares de poços foram perfurados sem o controle do Estado, inclusive após a promulgação da Lei da Água, configurando um verdadeiro quadro de “*insubordinación hidrológica*” (Llamas, 2004). A expressiva falta de dados e de atualização do *Registro de Aguas* e do *Cadastro de Aguas Subterrâneas* criam um cenário de atrasos do aparato de gestão das águas subterrâneas. Grande parte dos poços é desconhecida, e faltam muitos dados de captações e usuários. Outro problema é a falta de experiência e cultura dos organismos de bacia em gerir as águas subterrâneas, já que sempre estiveram mais acostumados a empreender as políticas de obras hidráulicas nos mananciais superficiais (MOLINERO *et al.*, 2011).

Deste modo, o panorama vigente se reflete em um modelo de gestão peculiar na Espanha. A lei de 1985 define que as águas superficiais e subterrâneas são de domínio público, mas a realidade é diferente. As águas superficiais são

geridas pelo poder público via regime de concessões, mas as águas subterrâneas continuam a ser geridas, em grande parte, de modo privado devido aos direitos prévios de titularidade garantidos. Portanto, contrariando a Lei da Água de 1985, grande parte das águas subterrâneas segue sendo gerida como se fosse patrimônio privado devido às disposições transitórias da *Ley de Aguas* de 1985 e às inércias sociais e irresponsabilidade administrativa (Arrojo, 2006).

O deficiente quadro de inventário e registro das águas subterrâneas só agrava este panorama, havendo significativa carência de conhecimento e controle sobre os poços existentes, grande parte dos quais é ilegal. Seguindo este raciocínio, Sahuquillo *et al.* (2008) afirmam que, após mais de vinte anos de promulgação da lei, e mesmo com a concessão de moratórias, a situação das águas subterrâneas na Espanha é de “caos”. Em suas palavras,

no se sabe bien cuantos aprovechamientos hay, y se han realizado miles de perforaciones (quizás la mayoría de ellas) sin permiso ni concesión de los organismos de cuenca, que son los que tienen que aprobarlas. Estos organismos son incapaces de controlarlas y no tienen medios, apoyos, ni directrices adecuadas para hacerlo. También parece que una parte muy importante de propietarios de aguas privadas no se han acogido a la oferta de inscribirse en el Registro y tampoco se inscribieron en el Catalogo (Sahuquillo et al., p. 10).

Os regimes de concessão da água são empregados na gestão da demanda, seja via instrumentos normativos ou instrumentos econômicos. No primeiro caso, os gestores podem adotar estratégias de modificações das concessões fornecidas com o objetivo de liberar recursos hídricos para novas concessões ou para fins ambientais (melhorar o estado ecológico das massas de água). As possibilidades envolvem a revisão das concessões, quando se pode reduzir ou anular os direitos outorgados anteriormente, a expropriação forçada dos direitos concessionais em casos de utilidade pública, ou a não renovação dos direitos de uso quando terminam os prazos de concessão (HERNÁNDEZ-MORA; DEL MORAL, 2016). Estas estratégias não se mostram de fácil aplicação na Espanha, dadas as complicações políticas, econômicas, administrativas e judiciais, terminando por ficarem praticamente restritas à perspectiva teórica. Este quadro motivou a valorização dos instrumentos econômicos voltados para a redução das demandas, como a modernização dos sistemas hidráulicos e a aplicação de tarifas e taxas. A maior parte dos recursos hídricos não utilizados com estas medidas é oriunda do setor agrícola e é empregada no atendimento de novos usos com maior impacto social, principalmente usos urbanos e a proteção/recuperação ambiental das massas de água. Entretanto, a modernização da irrigação foi empregada basicamente para aumentar a superfície irrigada.

Outra alternativa de aquisição de direitos de uso por meio de instrumentos econômicos ocorre por meio dos mercados de direitos de uso de água, os quais são mecanismos descentralizados que possibilitam a transferência voluntária de direitos de uso entre usuários em troca de uma contrapartida econômica (Hernández-Mora e Del Moral, 2016). Há séculos são postos em prática intercâmbios informais de água na Espanha, principalmente nas regiões do Arco Mediterrâneo que apresentam maiores problemas de disponibilidade hídrica e superexploração, porém são iniciativas de pequena escala que envolvem volumes hídricos relativamente pouco elevados. Os acordos de compra e venda, ou mercados informais de água, ocorrem principalmente entre irrigantes, ou entre irrigantes e usuários urbanos, em períodos pontuais de escassez ou elevação de preços da água. Aqueles que vendem ou doam as águas podem receber distintas compensações, como um valor financeiro acordado a cada metro cúbico, investimentos em obras ou mesmo a troca de recursos hídricos por outros de origem ou qualidade diferente (DE STEFANO; HERNÁNDEZ-MORA, 2016).

Entretanto, somente com a Lei n. 46, de 13 de dezembro de 1999 (AEBOE, 1999), que reformou a Lei da Água, é que houve a incorporação oficial do mercado de direito de usos de águas no ordenamento jurídico espanhol, resultando na flexibilização do regime de concessões. O modelo adotado foi baseado nos mercados de água criados na Califórnia em 1991 (SAURÍ; DEL MORAL, 2001). Chamando a atenção para a importância da aplicação correta e rigorosa dos termos, Irujo (2016) alerta que, como na Espanha as águas são bens de domínio público e inalienáveis, a referida lei não se refere a “mercado de água”, mas sim a “mercados de transações de direitos de uso da água”. Não é a água que está sujeita à troca ou venda, mas sim os direitos de uso. Entretanto, a literatura convencionou a generalizar a adoção do termo para quaisquer transações de direitos de uso de água na Espanha.

Portanto, a partir da Lei 46/1999, o Estado, sob o argumento de que o regime de concessões vigente não atendia adequadamente o quadro de demandas agravado pela estiagem do início dos anos 1990, fomentou o mercado de direito de usos de água para que os recursos subutilizados pudessem ser passados para outros usuários e atendessem a usos e demandas mais ativas, urgentes ou prioritárias (PÉREZ GONZÁLEZ, 2006). Conforme a lei, as negociações devem ser realizadas com usuários que já são portadores de concessões e cujos usos são considerados prioritários. Neste sentido, as instituições públicas têm preferência na aquisição de direitos de uso e os organismos de bacia podem proibir negociações se elas são contrárias ao interesse geral. Outro princípio é que os organismos de bacia devem fomentar os mercados de água em períodos de eventos extremos, com “secas” ou estiagens. Quando os intercâmbios ocorrem entre titulares de direitos de bacias distintas, há a necessidade de autorização, por parte do Estado (*Dirección General del Agua*), da utilização da infraestrutura de canais que conectam as bacias.

As primeiras experiências formais de transações de direitos de uso postas em prática no país ocorreram em 2001 (Palomo-Hierro; Gómez-Limón, 2016). Em um panorama nacional de histórica dominação do paradigma de obras hidráulicas para aumento da oferta de água, o Estado visualizou os intercâmbios de água como uma alternativa às transferências hídricas entre bacias, evitando os elevados custos políticos, socioeconômicos e ambientais de tais obras (Hernández-Mora e Del Moral, 2015). Estes custos ficaram claros nas propostas de transposição do rio Ebro no *Plan Hidrológico Nacional 2000*, levando os governos posteriores a abandonarem a ideia sob as fortes pressões sociais organizadas à luz da *Nueva Cultura del Agua*. Além disto, os intercâmbios teriam as vantagens de poder reforçar a dimensão econômica da água na concepção dos usuários, motivar a utilização racional da água como recurso escasso e prevenir situações de restrição de usos em períodos críticos de escassez, nas zonas urbanas próximas a áreas irrigadas.

Com a referida lei foram criadas possibilidades de transações de direito de usos da água por meio de duas figuras jurídicas: os “*Centros de intercambio*” e os “*Contractos de Cesión de derechos de agua*” (Arrojo e La-Roca, 2015). Estes últimos são firmados entre usuários titulares de concessões ou de direitos de uso privado de água. Um usuário cedente pode transferir a outro usuário todos ou parte dos direitos de uso durante certo tempo, com uma correspondente compensação e prévia autorização administrativa do Estado. Este mecanismo foi ativado no país pelo *Real Decreto Ley n. 15*, de 16 de dezembro de 2005, que trata de medidas urgentes para a regulação de transações de direitos de usos (AEBOE, 2005b). A urgência veio justamente devido à forte estiagem que durou entre 2005 e 2010 e que afetou quase toda a Espanha. Os *contratos* permitiram o estabelecimento de um mercado de direitos de uso de águas entre usuários das bacias dos rios atlânticos Guadalquivir e Tajo (bacias cedentes) e as bacias mediterrâneas dos rios Almanzora e Segura, respectivamente. Para Gil Olcina e Rico Amorós (2015), estas experiências envolveram volumes hídricos relativamente baixos, mas, ainda assim, aportaram inegáveis benefícios às mencionadas bacias. No caso das bacias cedentes, parte dos recursos foi investida na modernização dos sistemas de irrigação.

Opinião distinta possuem Hernández-Mora e Del Moral (2016), para os quais o mercado desenvolvido entre usuários das bacias dos rios Tajo e Segura durante a “seca” entre 2005 e 2008, a principal experiência de *Contractos de cesión* já ocorrida no país, somente serviu para intensificar as pressões sobre os ecossistemas locais. A venda de água das cabeceiras do rio Tajo teria beneficiado os usuários cedentes, mas às custas de um agravamento da situação hídrica da bacia que já padecia dos efeitos da estiagem. Os benefícios teriam ocorrido às custas do interesse geral da sociedade, a qual subvenciona as operações. Para os

autores, esta experiência demonstra que, em casos de desigual acesso ao poder e à informação, os mercados reforçam a falta de transparência e intensificam as desigualdades de relações de poder. Em trabalho anterior (Hernández-Mora e Del Moral, 2015) os autores já criticavam o processo de “mercantilização da água” na Espanha nos últimos anos. Este processo estaria se intensificando a partir da gradual substituição das técnicas de alocação da água baseadas nas políticas públicas de concessões, pelos instrumentos de mercado.

Gil Olcina e Rico Amorós (2015) apontam que um dos principais fatores comprometedores da expansão dos *Contractos de cesión* no país foi a ausência de infraestruturas de conexão entre as bacias das regiões mais vulneráveis às estiagens e as das regiões com maior disponibilidade hídrica. Sem uma rede espacialmente bem disseminada, as transações de direitos de uso não puderam ocorrer em várias situações. O mercado de direitos de uso de águas, neste caso, se viu limitado justamente pela falta de estruturas hidráulicas. Para complementar o quadro de subutilização dos *Contractos de cesión*, a estiagem severa do período 2005-2010 limitou de modo acentuado a oferta de vendas de direitos e aumentou intensamente os valores demandados pelas bacias cedentes, em proporção às necessidades urgentes das bacias mais desfavorecidas, refletindo tipicamente as leis de mercado.

Por sua vez, os *Centros de Intercambio de derechos de agua*, criados pelos organismos de bacia, permitem ao Estado realizar ofertas públicas de aquisição de direitos de uso em troca de compensação financeira aos usuários, bem como ofertas de direitos adquiridos em troca de um preço (ARROJO; LA-ROCA, 2015). Os *Centros de Intercambio* têm a função, portanto, de viabilizar a realização de ofertas públicas de aquisição, temporária ou definitiva, de direitos de uso de águas de usuários públicos ou particulares. É, portanto, uma das maneiras de transformação da propriedade particular das águas em propriedade pública (IRUJO, 2016). A aquisição de direitos de uso por parte de usuários é realizada a partir do lançamento de ofertas divulgadas pelos *Centros*.

Os *Centros de Intercambio* foram ativados pelo *Real Decreto Ley*, de 15 de setembro de 2006, que tratava de medidas urgentes para minimizar os efeitos da seca, tendo funcionado nas bacias dos rios Guadiana, Júcar e Segura entre 2006 e 2007 (GIL OLCINA; RICO AMORÓS, 2105). Nestas bacias, o próprio Estado (*administración hidráulica*) adquiriu direitos de uso de irrigantes visando à recuperação de aquíferos superexplorados e à garantia de manutenção de vazões ecológicas, mas as transações foram pouco numerosas e envolveram volumes de água relativamente pequenos. Arrojo e La-Roca (2015) consideram que, destas três experiências citadas, as mais significativas e que conseguiram mais resultados foram as do Alto Guadiana, de aquisição permanente de direitos, e do Alto Júcar, de aquisição temporal de direitos.

Deste modo, as experiências de criação dos *Centros de Intercambio* estão geralmente limitadas a períodos de condições hídricas especiais, quando há uma redução crítica da disponibilidade de água. Principalmente em períodos prolongados de estiagens, os *Centros* são considerados boas alternativas para os intercâmbios entre o campo e a cidade, no sentido de buscar garantir o abastecimento urbano em troca de aquisição de excedentes hídricos da irrigação. O setor agrícola, responsável por cerca de 80% dos usos consultivos da água no país, tem um papel decisivo nos mercados de direitos de uso, já que é a maior fonte potencial de disponibilização de recursos sobranes em períodos de maior necessidade dos usos urbanos e hidroelétricos (Naredo, 2008). Para isto, é necessário que o poder público garanta investimentos em infraestrutura, implemente instrumentos de flexibilização dos intercâmbios, meios de informação e conexão entre usuários ofertantes e demandantes de água, bem como “*marcos de referencia estables, y no... reacciones de última hora en momentos de escasez*” (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO; AGENCIA DE ECOLOGÍA URBANA DE BARCELONA, 2009, p. 57).

Com a existência da possibilidade da manutenção de direitos de usos particulares das águas subterrâneas na legislação espanhola, verdadeiros mercados de negociações de direitos de uso se desenvolveram em certas regiões. Como exemplo, estudo realizado por Aguilera Klink e Sánchez Padrón (2002) mostrava, no início dos anos 2000, que na ilha de Tenerife quase toda a água subterrânea era privada e submetida a um mercado de compra e venda. Motivados pela carência de investimentos públicos, iniciativas privadas agrupadas em *Comunidades de Aguas* realizavam a prospecção de mananciais subterrâneos por meio de poços e galerias. Quando encontrados, há a sua repartição em proporção às inversões particulares. Dentre as conclusões, os autores salientam que os preços deste mercado não refletem, geralmente, a escassez e a qualidade das águas, mas sim acordos entre os agentes intermediários. Deve-se lembrar que as Ilhas Canárias são regidas por outra Ley de Aguas, devido a questões históricas relacionadas ao seu modelo de colonização e ocupação desde o século XV. Neste contexto, o regime de propriedade das águas é privado.

Certamente o tema dos mercados de direitos de uso de águas é passível de polêmicas e calorosos debates, não apenas na Espanha. A ideia de mercado suscita desconfiças a qualquer proposta de abertura no setor de gestão de recursos hídricos, estando frequentemente associada ao criticado contexto da mercantilização da água e privatização dos serviços públicos. Neste sentido, Hernández-Mora e Del Moral (2016, p. 451) afirmam que “*la introducción de los mercados de agua en España no se ha enfrentado a una oposición ideológica sólida*”. Os autores lembram que a aplicação prática de instrumentos de mercado exige um considerável esforço institucional na viabilização de processos de regulação-

desregulação, o que somente é possível a partir da intervenção efetiva do poder público. Também afirmam que, neste contexto, o desenvolvimento institucional dos mercados de direitos de uso da água na Espanha sempre esteve muito influenciado pelas pressões de grupos de poder do Sudeste do país, a região mais seca da Espanha. Estes grupos, consolidados nos setores turístico-residencial e da agricultura de exportação, comprometem a configuração de mercados eficientes de interesse geral.

Naredo (2008) lembra igualmente que a ideia de “*mercado absolutamente libre o descontextualizado no existe*” (p. 14), pois a sua existência depende de um marco institucional sólido e de direitos de propriedade definidos para viabilizar o seu funcionamento. Dado que grande parte do “Domínio Público Hidráulico” permanece particular e que o sistema de concessões é ineficiente e “paternalista”, o autor reforça que o maior problema na Espanha não é a existência de mercados de águas, e sim a sua ausência, o que impede que se efetive um sistema flexível de negociações entre usuários.

Entretanto, a efetivação dos *Centros de Intercambio de derechos* não é um processo simples. Os desafios passam pela definição do quadro de vazões renováveis disponíveis em relação aos direitos de propriedade e do panorama de concessões e dos usos da água, conferindo segurança às negociações. Passam também pela compatibilização do critério de flexibilidade com a regulação do regime de concessões e direitos da água, envolvendo a revisão do instrumento de concessões administrativas, e pela regulação normativa do funcionamento dos Centros a partir de normas bem estabelecidas e fiscalizadas (NAREDO, op. cit.).

Como afirmam vários autores, o mercado de direitos de uso de águas na Espanha ainda apresenta uma implementação bastante limitada, não tendo um desenvolvimento à altura de seu potencial. As razões passam pela quase limitação dos intercâmbios aos períodos extremos de estiagens, quase desaparecendo durante os períodos de maior disponibilidade hídrica. Com exceção de períodos mais críticos, como a “seca” que atingiu o país entre 2005 e 2008, o mercado tem estado praticamente inativo. Outras razões para esta inatividade envolvem a já mencionada necessidade de existência de infraestrutura para transferências de água entre bacias e a resistência cultural de parte dos irrigantes para efetivarem as negociações. Para muitos usuários, negociar direitos de uso representa assumir condições de excesso de água em suas concessões, atraindo a atenção do Estado para a revisão dos seus direitos e a redução dos volumes outorgados. Também há a visão de que o setor agrícola estaria assumindo uma certa fragilidade em relação aos demais usos da água, enfraquecendo o tradicional poder do setor nas políticas públicas (Hernández-Mora e Del Moral, 2015).

Portanto, os organismos públicos responsáveis pela gestão da água na Espanha têm sido criticados por não criarem alternativas para motivar e viabilizar a

operacionalização efetiva de um sistema bem estruturado de mercado de águas. Também é criticada a falta de organização para a geração de bases de informações e a falta de transparência na sua divulgação. Como afirmam Hernández-Mora e Del Moral (2016, p. 23), “*en la actualidad no existen cifras oficiales sobre el número de operaciones, volúmenes transaccionados, precios pagados o agentes intervinientes en estos mercados*”.

O aparente brilho que o mercado de direitos de uso de águas traz aos olhos de muitos não seduz parte dos especialistas em gestão da água na Espanha. Segundo Arrojo e La-Roca (2015), a abertura ao mercado que a reforma da Lei da Água trouxe foi efetivada por argumentações sobre a necessidade de alternativas para uma “*intensíssima sequia*” do início dos anos 1990, conforme diz o Real Decreto n. 46 de 13 de dezembro de 1999. A flexibilização dos regimes de concessão foi defendida sem dar chances a alternativas mais do que conhecidas, como a reutilização de águas usadas e efluentes tratados e a dessalinização. De qualquer modo, o desenvolvimento dos mercados de direitos de uso de águas na Espanha ainda não é uma realidade efetiva, ficando restrito a debates teóricos e poucas iniciativas práticas.

Para alguns autores, as transações de direitos por meio dos *Centros de Intercambio* ou dos *Contractos de cesión* acabam se configurando em instrumentos de exceção à regra geral estabelecida pela Lei da Água, de que “*el agua que se conceda quedará adscrita a los usos indicados en el título concesional, sin que pueda ser aplicada a otros distintos, ni a terrenos diferentes si se tratase de riegos*” (AEBOE, 1999, p. 43104). Quando de sua incorporação na Lei da Água, os defensores dos instrumentos de transações de direitos de uso argumentaram que, por meio do mercado de águas, poder-se-ia evitar a construção de muitas obras hidráulicas. A “*mão invisível*” do mercado conduziria os processos de cessão de águas para atividades mais relevantes economicamente, poupando o Estado de preocupar-se com novas obras para garantir o aumento da oferta hídrica gerado pelo aumento da demanda (GOMES, 2015).

Entretanto, entre os próprios defensores da *Nueva Cultura del Agua*, as opiniões são diferentes quanto aos mercados de água. Autores como Estevan e Naredo (2004) reforçam a importância das negociações de direitos de uso de águas como instrumentos de flexibilização do regime estatal de concessões e de disponibilização de água. Para eles, o Estado deve instalar bancos e mercados da água, rompendo com a rigidez das concessões em longos períodos de tempo que fomentam a ineficiência dos usos. Este modelo tradicional não combate as perdas de água não utilizada e não motiva a prática de iniciativas de economia, sobretudo na irrigação na qual é frequente o pagamento de tarifas por área cultivada e irrigada, e não por volumes de água utilizados.

Cuando la irregularidad es característica de nuestra hidrología, la posibilidad de transferir agua entre concesionarios y usuarios próximos resulta un instrumento de primer orden para asegurar el abastecimiento de los usos prioritarios. Una gestión razonable del agua exige que la Administración favorezca los intercambios voluntarios de agua entre usuarios próximos, frente a los trasvases forzados entre territorios lejanos (ESTEVAN; NAREDO, 2004, p. 39).

Naredo (2008) alerta, entretanto, que, paradoxalmente, os interesses privados dominantes não querem que os mercados de água se desenvolvam na Espanha. A generalização de mercados ou centros de livres intercâmbios de água entre usuários exigiria maior transparência e ordenamento do “obscuro” quadro de disponibilidades, direitos, concessões e usos efetivos da água no país, expondo muitos cenários injustos, mas favoráveis a estes fortes interesses privados. As soluções envolvem a revisão de projeções infundadas de demandas crescentes e o combate do desperdício de água, que promovem o setor empresarial e corporativo associado à construção de obras hidráulicas de aumento da oferta, bem como a revisão do sistema de outorgas de água marcado por superdimensionamento dos usos para irrigação por longos períodos de tempo. Um sistema de informações ambientais atualizado e detalhado é, portanto, essencial para expor os quadros de disponibilidade, demandas e usos da água, contribuindo para que haja maior eficiência e fidelidade do aparato de concessões à realidade hídrica de cada território.

A regulação dos mercados de água é uma das prioridades de gestão demandadas por várias entidades da sociedade civil na Espanha (FNCA, 2016b). Estas entidades criticam as possibilidades de compra e venda de água da bacia do rio Tajo por irrigantes da bacia do rio Segura por meio do aqueduto Tajo-Segura, já que estes processos estabelecem cenários inconformes com os limites legais impostos para proteger as bacias cedentes. Outro exemplo mencionado é a compra de água do *Banco Público de Aguas del Guadiana*, pois a *Confederación Hidrográfica del Guadiana* comprou, em acordo com o *Plan Especial del Alto Guadiana*, direitos de água no valor de 66 milhões de euros, mesmo que um percentual elevado destes direitos não estivesse sendo respeitado há vários anos. Neste sentido, a carta entregue no *Congreso de Diputados* em abril de 2016 propõe, dentre outros, derrogar a norma legal que permite a compra e venda de direitos de concessão entre usuários de distintas *demarcaciones hidrográficas*.

Além do instrumento de concessão de direitos de uso de longo prazo, a Espanha também aplica as autorizações administrativas de tempo limitado para uso do *dominio público hidráulico*, como nos casos de navegação e extração de sedimentos das calhas fluviais. O *Texto Refundido de la Ley de Aguas* de 2001

também determina que o lançamento de efluentes poluidores no ambiente esteja sujeito à necessidade de obtenção de autorização administrativa da autoridade competente sob o princípio de *quien contamina paga*.

Brufao (2008) traz uma visão bastante crítica do sistema de concessões de água na Espanha. Para o autor, a falta de vontade política do Estado bloqueia qualquer tentativa de reforma do aparato legal. Uma concessão pode estender-se temporalmente por períodos que superam um século devido às disposições transitórias de cada reforma legal. O seu conteúdo estaria bloqueado pela consideração da água como bens patrimoniais “irreformables” salvo expropriação, ainda que a jurisprudência vá modificando estes pressupostos em virtude da aplicação das leis ambientais e de espaços protegidos.

Apesar dos avanços inegáveis na aplicação do instrumento das concessões de direito de uso da água na Espanha, em várias regiões continuam importantes desequilíbrios entre os volumes outorgados e os volumes efetivamente utilizados devido a uma lógica pouco respeitosa com a realidade hídrica e o estado ambiental dos ecossistemas. Não são raros os cenários de bacias com volumes hídricos outorgados superiores ao quadro de disponibilidade hídrica existente. Em parte, este problema decorre do panorama generalizado de superdimensionamento consciente das vazões disponíveis, o que resulta, em grande medida, da adoção de longas séries históricas de dados hidrológicos no cálculo das vazões médias anuais, os quais já não correspondem à atual realidade pluviométrica e fluviométrica em várias bacias do país. Estas séries de dados irreais para os cenários atuais são utilizadas há muito tempo para justificar a execução de obras hidráulicas e a concessão de água para os grandes usuários, em muitos casos. Uma grande parte dos planos de bacia adotou séries hidrológicas iniciadas no ano 1940/1941, mas estudos demonstram que nos últimos 25 anos houve mudanças significativas nas precipitações e vazões de diversas bacias espanholas (MIMAN, 2007d). Esta redução foi, inclusive, prevista na *Instrucción de Planificación Hidrológica* de 2008, relativa às diretrizes de revisão dos planos das regiões hidrográficas no horizonte de 2027, estimando-se uma redução das precipitações de 2 a 3% no Norte do país, e de cerca de 11% no Sul (GIL OLCINA *et al.*, 2016). Vários estudos estimam reduções das vazões fluviais como reflexos destas mudanças, principalmente no Arco Mediterrâneo (AYALA-CARCEDO, 1996; SÁNCHEZ NAVARRO; FERNANDES, 2008; DEL MORAL; GIL OLCINA, 2015).

A questão das mudanças das variáveis climáticas nas últimas décadas e os cenários de manutenção e agravamento das tendências nos próximos anos tem sido bastante focado nos estudos e debates concernentes à gestão de recursos hídricos na Espanha. Portanto, as concessões de água para irrigação referem-se, frequentemente, a vazões muito superiores às existentes e às necessidades efetivas dos cultivos a que se destinam. Para agravar, a disponibilização das vazões conce-

didadas é forçada a envolver fluxos muito superiores aos efetivamente outorgados em função das perdas nos sistemas de distribuição e das deficiências nos sistemas de irrigação, ainda que se tenha verificado um importante processo de modernização nos últimos anos (NAREDO, 2008).

A necessidade de revisão do sistema de concessões, a partir de um quadro confiável e atualizado de dados e informações sobre disponibilidades hídricas, demandas e usos efetivos, é lembrada, com frequência, por especialistas. A informação é uma condição essencial para uma adequada gestão da água, e a melhora do sistema de informações depende de vontade política de melhoria do quadro de gestão. Um sistema eficiente e honesto de informações que subsidie a gestão da água é, portanto, dependente de vontade do aparato gestor de não priorizar decisões baseadas na subjetividade hidrológica e de combater a corrupção técnica envolvida na utilização “*acrítica de datos sin certificado de nacimiento estadístico válido, como base común de proyecciones y modelos*” (NAREDO, 2008, p. 21).

A utilização de recursos hídricos realizada de modo ilegal, seja de mananciais superficiais ou de aquíferos, também compromete os cenários de demandas previstos nos planos de bacia, principalmente nas bacias mais problemáticas em termos de disponibilidade, como nas dos rios Júcar, Segura ou Guadiana. Conforme OPPA (2015), os planos de gestão das Regiões Hidrográficas não têm contemplado medidas contundentes para o controle das captações ilegais, nem em espaços protegidos e reconhecidos internacionalmente como o *Parque Nacional de Doñana*, na bacia do rio Guadalquivir. Em certas bacias hidrográficas, como na do rio Segura, prossegue a “*perniciosa política de hechos consumados y amnistía*” aos irrigantes ilegais “*de épocas pasadas*”, permitindo ainda a expansão das áreas irrigadas ilegais e a existência de captações ilegais (OPPA, 2015, p. 7).

Em várias zonas irrigadas, como na bacia do rio Tajo, chega-se a extrair 20% a mais de água do que os volumes outorgados (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO; AGENCIA DE ECOLOGÍA URBANA DE BARCELONA, 2009). A existência de zonas irrigadas não registradas e autorizadas oficialmente, bem como dos respectivos volumes hídricos utilizados, cria desequilíbrios nas projeções e nos balanços hídricos entre disponibilidades e demandas de água nas bacias, reduzindo o potencial que os planos de bacia possuem para contribuir para o ordenamento da ocupação do território. Deste modo, a Espanha oferece quadros de “*derechos sin caudal y extracciones de caudales sin derechos*” (NAREDO, 2008, p. 15).

Para várias entidades da sociedade civil, o sistema de concessões atual, particularmente os das hidroelétricas e do setor agrícola, representa um obstáculo para o alcance e a manutenção do bom estado ecológico das massas de água do país, dadas as elevadas pressões de captação em várias *demarcaciones hidrográficas* (FNCA, 2016b). Estas entidades também reclamam que parte das concessões está super-

dimensionada ou não se ajusta à real disponibilidade de recursos nas bacias, ou, conforme já dito, não leva em conta as mudanças nas condições climáticas nas últimas décadas. Demanda-se com frequência, deste modo, uma reforma do sistema de concessões, revisando os volumes outorgados e os prazos concedidos, bem como levando em conta os recursos realmente existentes. As críticas também se estendem à regulação das concessões das águas minerais e de balneários, as quais contam com um regime jurídico diferente, inspirado na legislação do setor mineral.

## 5 Proteção dos ecossistemas aquáticos

Como lembrou Martínez Gil (2007), pese a todos os elogios e avanços trazidos pela Lei da Água de 1985, uma lacuna ficou claramente evidenciada: não houve referência à gestão de rios e ecossistemas aquáticos, mas somente da água enquanto recurso utilizável: “*El agua es un recurso natural escaso*”. Nesta perspectiva, os cursos d’água são vistos simplesmente como fonte de água para o atendimento das demandas e a viabilização do crescimento econômico. O anteprojeto do *Plan Hidrológico Nacional* de 1993 e o próprio *Plan Hidrológico Nacional 2000* também seguiram esta lógica.

Porém, a filosofia básica da Diretiva Quadro da Água parte de um princípio simples, óbvio, mas incontestável:

dependemos de los ecosistemas acuáticos para procurarnos el agua. En consecuencia, sólo tendremos suministros de agua seguros y saludables si nuestros ecosistemas acuáticos están seguros y saludables (Estevan e Naredo, 2004, p. 72).

Neste sentido, a Diretiva deixa claro que a gestão da água envolve de modo decisivo a gestão dos ecossistemas aquáticos e não apenas da água. O estado quantitativo e qualitativo da água é simplesmente o resultado, a consequência, do que se faz com relação aos sistemas aquáticos. A Diretiva determina que as políticas da água tenham como objetivo central a recuperação do “bom estado ecológico e químico” das massas de água superficiais e do “bom estado quantitativo e químico” das águas subterrâneas até o ano 2015, a partir de critérios a serem definidos por cada instituição de cada país. O critério de recuperação do bom estado ecológico exigido para os ecossistemas com algum grau de alteração deve ser substituído pela busca da manutenção da boa qualidade em se tratando de ecossistemas hídricos que apresentem um nível superior de qualidade ambiental (princípio de *no deterioro*).

Deste modo, a Diretiva traz avanços qualitativos na concepção da gestão da água, fugindo do enfoque centrado na busca do aumento da oferta e priorizando

o alcance e a manutenção do bom estado ecológico dos ecossistemas aquáticos. Este objetivo não está voltado somente ao atendimento de anseios ecológicos, mas também à busca de garantia de disponibilidades hídricas que atendam às necessidades atuais e futuras em quantidade e qualidade. Para fins de gestão, as massas de água são concebidas, no âmbito da Diretiva Quadro, como ecossistemas aquáticos dotados de vida e de funções ecológicas, e não apenas como sistemas hídricos passíveis de apropriação para a satisfação de necessidades e usos humanos. As massas de água são consideradas em um amplo sentido, que engloba, por um lado, as águas subterrâneas, as águas superficiais, as águas de transição e as águas costeiras, e por outro as águas naturais, as muito modificadas e as artificiais.

Os organismos de bacia seguem as categorias de massas de água propostas na Diretiva, mas podem fazer adaptações. Os critérios de identificação, delimitação e diagnóstico também podem seguir instrumentos e critérios próprios desenvolvidos por cada organismo de bacia. Como exemplo, a *Confederación Hidrográfica del Júcar* adota, para identificação e delimitação das massas de água superficiais, critérios definidos em uma *Instrucción de Planificación Hidrológica* (IPH), baseada em um *Documento Técnico de Referencia* denominado “*Identificación y delimitación de Masas de Agua Superficial y Subterránea*” (CHJ, 2014b).

Como já foi dito, a gestão da água na Espanha foi, historicamente, baseada em políticas de obras hidráulicas voltadas ao aumento da oferta de água, à sua regularização ao longo do tempo, à geração de energia e ao controle de riscos de eventos extremos. Obras de represamentos, transposições e canalizações buscaram aumentar a disponibilidade hídrica via armazenamento, regularização de vazões e transferências espaciais de água entre bacias. Por outro lado, barramentos, desvios, cortes de meandros, dragagens e canalizações buscaram combater as inundações periódicas naturais dos cursos d’água que ameaçam a vida, os bens materiais e as atividades econômicas nas planícies. Os rios passam a ser, nesta lógica, os culpados pelas ameaças de inundação das suas próprias planícies e pelos riscos de danos à ocupação irregular das margens, devendo, portanto, perder a sua capacidade de inundação por meio de obras de regularização.

A extensa rede de obras levou a uma mudança quase total dos regimes fluviiais, dos processos hidrogeomorfológicos e biológicos e da morfologia dos cursos d’água no país. Paralelamente, o desenvolvimento das tecnologias de captação e distribuição de água potencializaram a capacidade de extração de águas subterrâneas. Novos protótipos de bombas passaram a ser capazes de explorar os aquíferos a centenas de metros de profundidade, aumentando imensamente as pressões sobre os mananciais subterrâneos (Olcina Cantos, 2002).

A extensa rede de represas e açudes trouxe benefícios e impactos negativos. De um lado, gerou uma importante disponibilidade hídrica regularizada, passível de ser prevista e de atender a usos em períodos de estiagem natural. Por

outro lado, os reservatórios rompem com a conectividade fluvial, interrompendo a circulação natural de fluxos de matéria e energia. Retêm a carga sedimentar de fundo, liberando energia para os fluxos de jusante erodirem leitos e margens, quebram o ritmo periódico de inundações das margens, interrompendo a construção natural das planícies, e rompem as migrações de espécies de peixes e outros organismos aquáticos. Cheias induzidas em períodos críticos a partir da liberação de comportas geram processos de erosão e deposição antes inexistentes. Como resultado, a dinâmica fluvial é modificada, formas erosivas e deposicionais deixam de ser construídas naturalmente, ou surgem onde não deviam, e o quadro biótico é forçado a adaptar-se e acompanhar tais transformações quando é possível.

A lógica que comandou as políticas estruturalistas de obras hidráulicas na Espanha foi influenciada pela visão distorcida do aproveitamento máximo das águas fluviais, vistas como insumo produtivo, como elemento necessário às atividades econômicas, mas não como recurso vital para a manutenção de ecossistemas fluviais. Durante muito tempo a própria literatura espanhola oficial fazia menções ao fato de que toda a água que chega aos oceanos ou a Portugal era vista como perdida ou desperdiçada (Arrojo, 2003).

Assim, as políticas tradicionais de aumento da oferta de água chocam-se diretamente com os princípios da Diretiva Quadro, pois focam a água e não os ecossistemas aquáticos. São políticas que consideram os corpos hídricos como reservas de recursos naturais a serem explorados indefinidamente, justificando novas obras para obtenção de mananciais geralmente mais distantes e com custos crescentes. Deste modo,

el agua debe dejar de ser considerada como un factor productivo, del interés de regantes e hidroeléctricos, para pasar a ser valorada como un activo eco social, clave para diseñar perspectivas de desarrollo sostenible, y por tanto, del interés del conjunto de la ciudadanía (Arrojo, 2003, p. 134).

A filosofia que permeia os princípios de gestão da água na Diretiva Quadro da Água é a defesa da proteção dos ecossistemas aquáticos e não somente da água. Com a Diretiva, as políticas de gestão foram obrigadas a transformar suas lógicas e prioridades para adequar-se às necessidades de busca da melhoria ecológica dos ecossistemas aquáticos. A Diretiva chama a atenção para o fato de a água, em quantidade e qualidade, depender do estado dos ecossistemas nos quais ocorre. Como lembra Arrojo (2003), os sistemas hídricos não são simples depósitos de água, mas ecossistemas vivos. Em termos de qualidade dos ecossistemas, a Diretiva trouxe avanços ao contemplar não somente aspectos físico-químicos de qualidade da água, como também padrões de qualidade para os usos, indicadores hidrológicos (regimes fluviais), biológicos e geomorfológicos (morfologia fluvial e estrutura da vegetação ciliar).

A noção de ecossistemas aquáticos tem um sentido amplo na Diretiva, incluindo as massas de água e seus sistemas associados dos meios subterrâneo e superficial, de origem natural ou artificial. No que se refere às águas superficiais, a Diretiva inclui as águas de transição e costeiras, ao contrário da lógica tradicional de gestão de bacias hidrográficas aplicado historicamente na Espanha. Apesar de as Regiões Hidrográficas serem, conceitualmente, territórios que incluem todas estas esferas hídricas, a Espanha ainda continua, em grande parte, gerindo as águas com foco no recorte das bacias hidrográficas continentais.

Mesmo que estas transformações sejam, em parte, resultantes do próprio amadurecimento da sociedade espanhola e de pressões sociais ao longo do tempo, tem sido lembrado que a modernização do sistema no século XXI é, efetivamente, consequência das diretrizes de gestão exigidas pelo Parlamento Europeu. Os esforços na direção da “modernização ecológica” refletem as pressões da União Europeia em maior grau do que um anseio interno de incorporar a dimensão ambiental nas políticas decisórias (Saurí; Del Moral, 2001).

Segundo Estevan e Naredo (2004), a gestão da água na Espanha responde a conceitos praticamente opostos aos que inspiram a Diretiva. Para os autores, o fato de o sistema nacional de gestão adotar o princípio do planejamento em nível de bacias hidrográficas, conforme dita a Diretiva, é somente um aspecto formal, já que os planos de bacia respondem fielmente ao demandado pelo ciclo histórico de oferta de água para atendimento das demandas. Os planos de bacia ainda são vistos, por grande parte dos defensores da *Nueva Cultura del Agua*, como programas de desenvolvimento hidráulico elaborados para atender ao aumento da demanda a partir de transformações do aparato estrutural de oferta. O planejamento hidráulico tradicional parte do conceito da água como recurso e se preocupa em repartir os recursos hídricos entre os usuários sem o questionamento sobre a relevância ou rentabilidade dos usos da água e com uma preocupação muito tangencial aos efeitos ecológicos desta lógica de atendimento contínuo das demandas (Estevan e Naredo, op. cit.). Esta é uma lógica de gestão praticamente oposta à defendida pela Diretiva, na qual as massas de água são consideradas como ecossistemas aquáticos cujo bom estado ecológico deve ser priorizado nos processos de gestão.

Neste contexto, a Espanha assistiu, em quase todo o seu território, à artificialização dos sistemas aquáticos e a um processo de superexploração de águas fluviais que levou à extinção de muitos cursos d'água perenes ou à transformação de redes perenes em intermitentes. Muitos cursos d'água somente mantêm seus fluxos devido a caudais regularizados por reservatórios, um processo de total artificialização da circulação hidrológica. Em alguns casos de rios urbanos, os fluxos perenes ou temporários somente ocorrem devido aos efluentes tratados.

Em uma perspectiva ecológica que busca combater os históricos processos de negligenciamento dos fluxos necessários para a continuidade da existência

dos eixos hidrográficos, a Diretiva Quadro da Água estabeleceu a exigência de implantação das vazões ecológicas (*caudales ecológicos*), compreendidas como fluxos que não devem ter caráter de uso e sim de restrição de usos para permitir a manutenção das funções vitais dos ambientes aquáticos. Entretanto, os planos de bacia aprovados em 1998 sob as normas da Lei da Água de 1985 e vigentes até que fossem aprovados os novos planos já sob a vigência da Diretiva Quadro da Água não apresentavam um entendimento aprofundado sobre as vazões ecológicas. Não havia um consenso sobre o seu significado, sobre os métodos de cálculo, sobre os objetivos e funções das vazões ecológicas e tampouco sobre a terminologia adequada a ser adotada. Havia referências a “*caudal mínimo medioambiental*”, “*caudal ecológico mínimo*”, “*demanda medioambiental*” ou “*caudal de dilución*”, nestes últimos casos considerando equivocadamente as vazões ecológicas como possibilidades de usos da água (VIDAL-ABRACA *et al.*, 2015). A confusão chegou ao ponto de serem determinadas, em certos planos de bacia, vazões ambientais máximas e não mínimas, como foi o caso do plano da bacia do Júcar.

O conceito de *caudales ecológicos* surgiu pela primeira vez na legislação espanhola no *Reglamento del Dominio Público Hidráulico* de 1986. Entretanto, o marco normativo foi estabelecido pelo *Texto Refundido de la Ley de Aguas* (Real Decreto n. 1, de 20 de julho de 2001), pelo *Plan Hidrológico Nacional* (Ley n. 10, de 05 de julho de 2001), modificado pela Lei n. 11, de 22 de julho de 2005, pelo *Reglamento de Planificación Hidrológica* (RPH), aprovado pelo Real Decreto n. 907 de 06 de julho de 2007, e pela *Instrucción de planificación Hidrológica* (IPH), aprovada pela “*Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre*”, que definem a metodologia de aplicação dos *caudales ecológicos*. A IPH 2008 estabeleceu um protocolo exaustivo para a determinação dos *caudales* em todas as massas de água do país.

O *Plan Hidrológico Nacional* reforçou o caráter de “não uso” dos *caudales ecológicos*, estabelecendo que:

A los efectos de la evaluación de disponibilidades hídricas, los caudales ambientales que se fijan en los Planes Hidrológicos de cuenca, de acuerdo con la Ley de Aguas, tendrán la consideración de una limitación previa a los flujos del sistema de explotación, que operará con carácter preferente a los usos contemplados en el sistema. Para su establecimiento, los Organismos de cuenca realizarán estudios específicos para cada tramo de río, teniendo en cuenta la dinámica de los ecosistemas y las condiciones mínimas de su biocenosis. Las disponibilidades obtenidas en estas condiciones son las que pueden, en su caso, ser objeto de asignación y reserva para los usos existentes y previsibles. (AEBOE, 2001, p. 24235).

O *Texto Refundido de la Ley de Aguas* estabeleceu que os planos de bacia devem contemplar os *caudales ecológicos* em seus conteúdos mínimos, concebendo-os como as vazões suficientes para manter a vida piscícola que, de modo natural, habite ou possa habitar um curso d'água, bem como manter a vegetação ciliar. O *Texto* também seguiu a mesma abordagem do *Plan Hidrológico Nacional*, determinando que

los caudales ecológicos o demandas ambientales no tendrán el carácter de uso a efectos de lo previsto en este artículo y siguientes, debiendo considerarse como una restricción que se impone con carácter general a los sistemas de explotación. En todo caso, se aplicará también a los caudales medioambientales la regla sobre supremacía del uso para abastecimiento de poblaciones recogida en el pár. final del apartado 3 del Art. 60. Los caudales ecológicos se fijarán en los Planes Hidrológicos de cuenca. Para su establecimiento, los organismos de cuenca realizarán estudios específicos para cada tramo de río. (p. 26802).

Portanto, a manutenção das funções ecológicas da água não é considerada como uso, e sim como demandas ambientais ou limites de usos que não devem ser vistos como reservas hídricas destinadas à satisfação das demandas. Sua principal função é justamente manter as funções básicas dos sistemas hídricos, principalmente a vida aquática, e somente o abastecimento público tem prioridade sobre os caudais (*preferencia*).

O *Reglamento de Planificación Hidrológica* (RPH) de 2007 avança quanto às disposições legais referentes aos *caudais ecológicos* e sua relevância para o planejamento em nível de bacias e *Regiões Hidrográficas*. No Artigo 3, o RPH contempla a noção de estado/potencial ecológico da Diretiva Quadro da Água, assumindo a concepção conceitual de

caudal que contribuye a alcanzar el buen estado o buen potencial ecológico en los ríos o en las aguas de transición y mantiene, como mínimo, la vida piscícola que de manera natural habitaría o pudiera habitar en el río, así como su vegetación de ribera.

O RPH também reforça que os planos de Regiões Hidrográficas devem determinar os caudais nos rios, lagos, zonas úmidas e águas de transição. No caso de secas prolongadas, o *Reglamento* permite a aplicação de um regime de caudais ecológicos menos exigente, em concordância com as normas legais e excetuando-se alguns casos como a lista de áreas úmidas de importância internacional conforme o Convenio de Ramsar (CHJ, 2015b). Nestes casos, a manu-

tenção das vazões ecológicas é prioritária, sobre a qual somente o abastecimento público tem supremacia.

A acima mencionada *Instrucción de Planificación Hidrológica* de 2008 desenvolveu o tema dos *caudales ecológicos* a partir da abordagem da legislação vigente, estabelecendo que

el régimen de caudales ecológicos se establecerá de modo que permita mantener de forma sostenible la funcionalidad y estructura de los ecosistemas acuáticos y de los ecosistemas terrestres asociados, contribuyendo a alcanzar el buen estado o potencial ecológico en ríos o aguas de transición (seção 3.4.1).

O documento também determina que o processo para a efetivação dos *caudales ecológicos* deve envolver três fases: 1) estudos técnicos em todas as massas de água de cada região, identificando-se as muito alteradas hidrológicamente e estabelecendo-se um regime menos exigente de vazões mínimas a ser estabelecido durante estiagens prolongadas; 2) fase de concertação e participação popular, com etapas de informação, consulta pública e participação ativa da sociedade; 3) implantação efetiva dos *caudales ecológicos* e seu acompanhamento (CHJ, 2015b).

Um dos desafios do sistema espanhol é justamente aplicar os princípios legais referentes às vazões ecológicas. Não há valores padronizados ou referências na legislação, o que é algo esperado dadas as especificidades de cada ecossistema aquático. Cada organismo gestor deve estabelecer os critérios e os valores das vazões ecológicas em suas respectivas bacias e Regiões Hidrográficas. Como exemplo, a *Agencia Catalana de l'Aigua* (ACA) determina, para o *Distrito de Cuenca Fluvial de Catalunya*, que os *caudales de mantenimiento* devem ser respeitados segundo os limites estabelecidos no *Plan Sectorial de Caudales de Mantenimiento en las Cuencas Internas de Catalunya*, aprovado em 2006 (DEPARTAMENT DE MEDI AMBIENT I HABITATGE, 2006). No *segundo ciclo del Plan de gestión del distrito de cuenca fluvial de Catalunya* (PGDCFC), válido para o período 2016-2021, a ACA não pretende abandonar as vazões ecológicas definidas anteriormente, mas sim defini-las como objetivos de longo prazo com implantação progressiva a ser executada segundo prazos definidos. A meta é chegar ao horizonte 2018-2020 com 98% dos cursos d'água tendo suas vazões ecológicas respeitadas (ACA, 2016a).

Mesmo reconhecendo as dificuldades associadas às mudanças exigidas no modelo de gestão das Regiões Hidrográficas, conforme a Diretiva Quadro da Água, Hernández-Mora (2016) considera que, com exceção do *1º Plan de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Internas de Catalunya* (2009-2015), as

vazões ecológicas propostas em todos os planos do país, nos dois ciclos de planejamento já implantados, foram “pouco ambiciosas”. A autora sugere que a grande diferença de valores e propostas das vazões ecológicas entre as Regiões Hidrográficas do país não pode ser explicada por fatores físicos, parecendo ter relação com interesses políticos ou abordagens de gestão que buscam adaptar as vazões propostas aos usos existentes, e não o contrário. Deste modo, os *caudales ecológicos* propostos no 2º Ciclo de planejamento podem variar de 5% das vazões médias naturais, na *Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir*, até 25% na do Miño-Sil.

Todos os organismos de bacia espanhóis apresentam desafios importantes em definição, cálculos e implementação das vazões ecológicas. Talvez o primeiro deles que deve ser lembrado é justamente o das pressões dos interesses dos grandes usuários econômicos da água. Mesmo que as vazões ecológicas sejam modestas, os usuários que possuem outorgas enxergam a questão como uma ameaça aos usos já garantidos, assim como à possível expansão de suas atividades. O peso político e econômico destes setores, particularmente o agrícola e o hidroelétrico, confere importantes pressões ao aparato de gestão da água, o que gera desconfianças por parte dos críticos que, muitas vezes, interpretam os baixos percentuais das vazões ecológicas como uma forma dos organismos de bacia de atenderem ou amenizarem estas pressões.

A dificuldade de cálculo e estimativas matemáticas das vazões mínimas, médias, máximas e outras variáveis estatísticas nos rios mediterrâneos é outra questão importante. Em dinâmicas fluviais marcadas por curtos períodos de vazões elevadas e longos períodos de vazões muito reduzidas ou até ausentes, a obtenção de médias pode gerar falsos cenários, particularmente nos sistemas não regularizados por represas. Este desafio dificulta o estabelecimento de modelos padronizados e metodologias de avaliação consolidadas que facilitem comparações entre bacias, potencializando os desafios de implementação das vazões ecológicas (Cuadrat Prats, 2006). Muitas vezes, os métodos e critérios são “importados” de realidades não mediterrâneas, tornando os resultados inadequados.

Outro problema clássico no cálculo das vazões ecológicas é a consideração de longas séries históricas de dados, desconsiderando-se as mudanças verificadas nas últimas décadas em relação à redução de precipitações e vazões. Muitos planos de bacia consideraram, principalmente nos primeiros ciclos de planejamento, séries de dados hidrológicos de 50 anos que se iniciam em 1940/1941, fornecendo cenários de disponibilidade hídrica superestimados em relação ao quadro atual (VIDAL ABRACA *et al.*, 2015). Entretanto, em certos planos de bacia outra incongruência é ainda mais paradoxal: enquanto as disponibilidades hídricas são superdimensionadas a partir das longas séries históricas de 50 anos, as vazões ecológicas são subdimensionadas a partir de cálculos baseados em séries de 25

anos (SÁNCHEZ NAVARRO; FERNANDEZ, 2008). O resultado é um hiato ainda maior entre os valores obtidos para disponibilidades e vazões ecológicas e os quadros reais.

Na Catalunha, a *Agencia Catalana de l'Aigua* tenta minimizar os desafios de cálculo das vazões ecológicas determinando a padronização de aplicação de um método de cálculo nos casos em que não haja estudos específicos para a determinação adequada de vazões ecológicas em massas de água:

El método de caudales de porcentajes variables (QPV) es una adaptación del método Tennant que se calcula a partir de un porcentaje sobre el caudal medio interanual que varía en función de la magnitud de éste. El método se basa en la aportación anual conocida en el tramo fluvial analizado, y fija el caudal básico graduando los porcentajes en función del rango de caudales medios interanuales (ACA, 2006d, p. 15).

Esta regra de Tennant tem raízes francesas e associava, em sua origem, percentuais de vazões médias naturais com diferentes estados de conservação do meio: 10% referia-se a vazões mínimas abaixo das quais ocorreriam danos irreversíveis às comunidades biológicas, 30% referia-se a um “bom estado de conservação” e 60% das vazões médias era considerado um “estado excelente” (SÁNCHEZ NAVARRO; FERNANDEZ, 2008). É, logicamente, um critério generalista que não leva em conta as especificidades dos ecossistemas e tampouco a dinâmica temporal dos fluxos.

Por outro lado, Estevan e Cuadrat Prats (2006) criticam os modelos hidráulicos tradicionais que concebem as vazões ecológicas como variável de demanda contínua que deve ser satisfeita permanentemente. Esta não é a mensagem passada pelo *Texto Refundido de la Ley de Aguas*, que indica claramente que estas vazões são restrições de uso que podem ser, portanto, bastante variáveis ao longo do tempo em função do regime pluviométrico e hidrológico. Deste modo, ao conceberem os *caudales ecológicos* como variáveis fixas, os modelos acabam sendo utilizados como instrumentos de legitimação das políticas de obras hidráulicas que visam ao aumento da oferta e ao atendimento de demandas sociais e ecológicas.

Igualmente grave, segundo os autores, é que esta concepção parte do pressuposto de que, atendidas as exigências de vazões ecológicas para cada segmento fluvial, a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos estará garantida. Portanto, ignora-se a variabilidade característica dos fluxos fluviais, os quais apresentam cheias, inundações e estiagens. Conforme afirmam, “*la variabilidad de los caudales, dentro de los márgenes de oscilación y de los patrones de estacionalidad propios de cada curso fluvial, es esencial para asegurar la calidad ambiental de los ríos, y especialmente de los ríos mediterráneos*” (p. 17).

Portanto, os autores chamam a atenção para os perigos envolvidos nesta concepção de atendimento das vazões ecológicas como fluxos mínimos constantes, já que tendem a “*justificar la extracción regular para usos económicos de toda el agua que circule por encima de ese caudal mínimo, catalogándolos como excedentes*” (p. 17), termo este considerado como inexistente no vocabulário da *Nueva Cultura del Agua*. Por outro lado, esta concepção tende a superestimar as necessidades hídricas em períodos naturalmente secos, gerando importantes “*déficits virtuales que deben ser previstos mediante obras capaces de generar a largo plazo nuevos recursos a gran escala*” (p. 17). Como consequência, tais modelos trariam consequências perversas para os ecossistemas aquáticos ao fomentarem captações excessivas de água e a construção de obras de regulação e transposições hídricas para cobrir os supostos *déficits* futuros, gerando uma espiral de estímulo ao aumento do consumo em função das maiores disponibilidades criadas. Para Naredo e Cuadrat Prats (op. cit.), esta visão deturpada da gestão da água segue vigente na maior parte da Espanha como reflexo de uma herança das políticas hidráulicas estruturalistas que se apoiam no axioma das demandas crescentes de água.

As vazões ecológicas também recebem críticas daqueles que as veem somente como um pretexto do aparato gestor para dar a entender que cumpre o disposto na Diretiva Quadro da Água, atendendo equivocadamente as exigências de proteção dos ecossistemas aquáticos e de busca do bom estado ecológico dos sistemas hídricos. Os volumes mínimos fixados nos planos de bacia são, para muitos, largamente insuficientes para serem considerados como fluxos ecológicos, oscilando em torno de 10 a 20% das vazões médias anuais (CHJ, 2014a). Como estes valores são definidos para serem atendidos de modo constante ao longo do ano, torna-se claro que há uma inadequação em relação à elevada variabilidade hidrológica temporal dos rios mediterrâneos.

Na perspectiva da *Nueva Cultura del Agua*, Martínez Gil (1997) já criticava, no final dos anos 1990, o termo *caudal ecológico*, alegando que os pequenos fluxos definidos pelos planos de bacia não teriam nada de ecológico. Estevan e Naredo (2004) também são contundentes ao dizer que

las políticas de oferta reducen los problemas ambientales a la reserva de los llamados “caudales ecológicos”, diseñados para mantener en el límite unos ríos con flujos mínimos, que, más pronto o más tarde, demuestran su inviabilidad y acaban colapsando por contaminación, carencia de caudal, desnaturalización de cauces, etc. (p. 73).

Outro viés importante da gestão da água sob a perspectiva da proteção dos ecossistemas aquáticos é a atenção dada às áreas úmidas (*humedales*). Durante

muitos séculos, as áreas úmidas foram menosprezadas e desvalorizadas, vistas como áreas inúteis e insalubres. O resultado foi o desaparecimento de muitas delas na Espanha e a degradação ambiental de muitas outras, principalmente pelos usos agrícolas e pela expansão das áreas urbanas. Pântanos, brejos, planícies, mangues e outras zonas úmidas sempre tenderam a ser vistas como um empecilho aos usos do solo. Porém, nos últimos anos, as áreas úmidas vêm ganhando mais atenção dos gestores da água na Espanha, sob as pressões do meio científico e social e a influência dos pressupostos da DQA.

Atualmente, o país dispõe de vários textos legais e medidas que protegem as áreas úmidas, mesmo que de modo descoordenado do ordenamento territorial. A Espanha aderiu à convenção sobre as áreas úmidas assinada em Ramsar (Irã, 02 de fevereiro de 1971), em 18 de março de 1982 (CHJ, 2015a). A Lei 12/1985, que trata da proteção do meio natural (AEBOE, 1985a), contemplou a proteção das áreas úmidas nas comunidades autônomas e o Real Decreto n. 435, de 12 de março de 2004, regulamentou o *Inventario Nacional de Zonas Húmedas*, contemplando informações regionais dos *Catálogos Autonómicos de Humedales*. Dentre os documentos desenvolvidos pelos organismos de bacia, o *Plan Andaluz de Humedales* (Junta de Andalucía, 2002) é um dos mais completos e avançados quanto à incorporação dos princípios da Diretiva Quadro da Água. O *Plan* apresenta uma discussão conceitual importante sobre áreas úmidas, um inventário detalhado das áreas úmidas regionais e tem como eixo de abordagem a proposta de manutenção, recuperação ou restauração da integridade ecológica das áreas úmidas em nível de gestão e ordenamento territorial.

A Espanha é um dos poucos países que possui uma definição legal para áreas úmidas. No capítulo segundo da Lei da Água de 1985, foi estabelecida a concepção conceitual adotada em termos oficiais no país:

Se entenderá por zonas húmedas, a efecto de la presente Ley, las zonas naturales de marisma, aiguamoll, turbal o aguas rasas, permanentes o temporales, de aguas estancadas o corrientes, dulces, salobras, salinas, con inclusión de las zonas de aguas marinas, cuya profundidad no exceda los 6 metros. Todas las zonas húmedas deberán ser preservadas de las actividades susceptibles de provocar si recesión y degradación, mediante las normas correspondientes aprobadas por los Departamentos competentes (p. 22189).

Este conceito foi expandido no Artigo 275.1 do *Reglamento del Dominio Público Hidráulico* de 1986, tornando-o bastante alinhado com o conceito da Convenção de Ramsar de 1971. Porém, os organismos de bacia têm autonomia para criar seus próprios referenciais conceituais, dadas as especificidades regionais

e as dificuldades de se aplicar um conceito padronizado em todo o país. Deste modo, a *Agencia Catalana de l'Aigua* considera que área úmida é “uma unidade ecossistêmica funcional que apresenta no espaço-tempo uma anomalia hídrica positiva com relação ao meio adjacente” (ACA, 2016c). Condicionadas por fatores topográficos, geológicos e hidrológicos, estas anomalias acabam afetando os processos geoquímicos e biológicos de sua área de influência e gerando os ecossistemas dos *humedales*.

As abordagens conceituais das áreas úmidas são muito variadas em termos internacionais, o que prejudica a análise comparativa e o estabelecimento de estratégias de proteção que possam ser adotadas de forma generalizada. Na maioria dos países, o tema é pouco conhecido e quase desconsiderado nas agendas políticas e ambientais. O estabelecimento de critérios dimensionais (tamanho, profundidade da lâmina d'água etc.) é dificultado pelas especificidades locais e regionais e, muitas vezes, se vê obsoleto e ineficaz. É difícil delimitar quando as propriedades que definem os sistemas situados nos extremos das categorias terrestres ou aquáticas passam a configurar áreas úmidas, e vice-versa. Além das variáveis espaciais, há que se lembrar que outro fator importante é a dinâmica temporal, já que um sistema pode atender aos quesitos definidos para as áreas úmidas durante certos períodos intra ou interanuais e, durante outros, apresentar características similares a sistemas fluviais, lacustres ou marinhos. Estes desafios vêm sendo reconhecidos em vários países e não há soluções simples que passem por respostas generalistas e superficiais.

O referencial de identificação de áreas úmidas da Diretiva Quadro da Água baseia-se na extensão (área) e as insere na mesma categoria de sistemas lênticos, ou seja, todos os sistemas que possuam tamanho superior a 50 ha. Porém, no contexto mediterrâneo espanhol quase não há ecossistemas destas dimensões. O *Plan Andaluz de Humedales* argumenta que, mais do que a extensão, a profundidade é um parâmetro muito mais eficiente para a identificação das áreas úmidas, pois gera um gradiente de organização estrutural vertical dos ecossistemas aquáticos, como é o caso da estratificação térmica (Junta de Andalucía, 2002). As áreas úmidas seriam aquelas com profundidades inferiores a 2 m, enquanto as lagoas e lagos possuem profundidades entre 2 e 8 m e acima de 8 m, respectivamente. Baseando-se neste argumento, o Ministério do Meio Ambiente recomendou aos organismos de bacia que considerassem como massas de água lacustres os sistemas com mais de 50 ha e aqueles com mais de 8 ha e que possuam profundidades superiores a 3 m (MIMAM, 2007). Ainda assim, a maioria das áreas úmidas espanholas segue fora destes limites por possuir tamanho menor (Camacho, 2008).

Tendo ciência destas limitações dimensionais e buscando alternativas de solução na identificação das áreas úmidas na Catalunha, a *Agencia Catalana de l'Aigua* estabeleceu como massas de água lacustres todos os lagos e sistemas palustres

naturais com mais de 8 ha de superfície, assim como aqueles menores que 8 ha, mas que apresentam alguma das seguintes características: estejam inseridos em alguma unidade oficial de proteção, possuam interesse para a conservação da fauna e flora, possam ser considerados de referência por possuírem um bom ou muito bom estado ecológico, ou possuam aspectos singulares dentre os ecossistemas aquáticos da Catalunha (Munné e Prat, 2006). Mesmo com os avanços nos esforços de se contemplar o máximo possível de áreas úmidas nas estratégias de proteção, ainda há uma infinidade de *humedales* que não se enquadram nestas categorias e não são considerados como massas de água.

Dentre as diversas áreas úmidas da Espanha, algumas ganharam destaque na literatura e nos processos de gestão ambiental no país, por sua extensão e/ou importância hidrológica, geomorfológica e ecológica. Na bacia do Alto rio Guadiana, Oeste do país, destacam-se os *Ojos del Guadiana*, uma vasta área de 16.000 km<sup>2</sup> marcada por um complexo de surgências e nascentes que integram uma rede de drenagem mal definida. Configura-se como um domínio semiárido de morfologia suavizada com solos de elevada permeabilidade e aquífero com alta transmissividade (CUSTODIO, 2010). Este *humedal* está conectado à rede lagunar das *Tablas de Daimiel*, uma área úmida com 30 km<sup>2</sup> originada pelas inundações fluviais em áreas suavizadas e com fenômenos de semiendorreísmo no alto-médio vale do rio Guadiana (CAMPESINO FERNÁNDEZ, 1999). Ambos os ecossistemas estão inseridos no *Parque Nacional de las Tablas de Daimiel*, criado em 1973.

O sistema como um todo depende da dinâmica integrada entre águas superficiais e subsuperficiais na formação das áreas úmidas. Entretanto, nos anos 1970 a área tornou-se palco de agricultura irrigada com águas subterrâneas, processo que foi se intensificando, em grande parte, com a perfuração ilegal de poços. Quando secaram totalmente em 1971, as *Tablas de Daimiel* se tornaram um exemplo alarmante de impactos das atividades humanas nas áreas úmidas espanholas, “*producida por un aprovechamiento indiscriminado de aguas subterráneas para el mantenimiento de las más de 130.000 ha de regadío extensivo*” (MORALES GIL, 2004, p. 115). Nos anos 1980 a área irrigada ocupou cerca de 130 km<sup>2</sup>, fazendo uso de aproximadamente 575 hm<sup>3</sup>/ano de águas subterrâneas (Custodio, 2010). Porém, a recarga dos aquíferos locais atingia somente 415 hm<sup>3</sup>/ano, resultando em um rebaixamento progressivo do nível freático que atingiu mais de 40 m em certas áreas. Como consequência, ocorreu e ocorre uma gradual drenagem dos *Ojos del Guadiana* e outras áreas úmidas do sistema, havendo situações, principalmente nos períodos de estiagem, em que os fluxos provem somente de fontes superficiais ou de água “importada” de outras áreas para recarga artificial dos aquíferos (Custodio, op. cit.). O “caos” na gestão das águas subterrâneas, em grande parte devido à falta de vontade política de aplicar a legislação vigente, é

apontado por Llamas (2008) como a principal causa da degradação dos ecossistemas da “*Mancha Húmeda*”.

Como medida de proteção e minimização das pressões humanas nos ecossistemas locais, em 1981 as principais áreas úmidas desta região foram protegidas na *Reserva de la Biosfera de la Mancha Húmeda*, englobando o referido parque e partes das províncias de Ciudad Real, Cuenca, Toledo e Albacete. Em 2014, a Unesco (Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura) ampliou os limites da Reserva. Com 418.000 hectares, a área converteu-se na mais extensa unidade de proteção de áreas úmidas da Europa (Hernández, 2014)<sup>2</sup>.

Em 1987 a *Confederación Hidrográfica del Guadiana* foi levada, em função do quadro crítico, a emitir uma declaração provisória de superexploração do Aquífero da Mancha Ocidental, conforme estabelecido na Lei da Água de 1985, a qual se tornou definitiva em 1994. Paralelamente, o aquífero do Campo de Montiel foi declarado superexplorado em 1988, por medida provisória, e permanentemente em 1989 (Rodríguez Cabellos, 2014). As declarações de superexploração de aquíferos implicaram restrições de captações pelos usuários.

Abrangendo as províncias de Huelva e Sevilla, na Andaluzía, e próximo ao Estreito de Gibraltar, Doñana é a maior reserva ecológica da Europa e concentra a maior área de *humedales* da Europa ocidental. Não por acaso, Doñana também foi declarada Patrimônio da Humanidade pela Unesco em 1994. Conforme a Junta de Andaluzía (2016), são cerca de 1.700 km<sup>2</sup> de áreas úmidas litorâneas bordejadas por 1.200 km<sup>2</sup> de areais, formando eficientes aquíferos. A “*marisma*” é o mais extenso ecossistema local, consistindo de áreas úmidas com regime hídrico fortemente sazonal e com destacada importância para as migrações e reprodução de aves europeias e africanas. Enquanto no outono a “*marisma*” adquire o aspecto de brejos devido às chuvas e à inundação de pequenos cursos d’água, no inverno configura-se como um lago pouco profundo. No verão, a drenagem e o ressecamento dos solos antes encharcados geram “*un desierto de arcilla rota y polvorienta*” (Junta de Andaluzía, op. cit.).

Segundo descrição de Custodio (2010), o ecossistema foi palco de usos e consequentes pressões importantes em suas reservas hídricas desde os anos 1940, quando foram introduzidas plantações de eucaliptos em áreas de nível freático pouco profundo. Em 1964 foi criada a *Estación Biológica de Doñana*, seguida da criação do *Parque Nacional de Doñana*, em 1969. Nos anos 1970 foi implantado o *Plan Almonte-Marismas*, um programa de irrigação de extensas áreas com águas subterrâneas e, paralelamente, iniciou-se a ocupação turística e residencial

---

2 HERNÁNDEZ, Pilar. La Mancha Húmeda amplia su protección. *ABC.es*. Toledo: Edición Toledo, 21 de junho de 2014. <http://www.abc.es/toledo/ciudad/20140615/abci-mancha-humeda-amplia-proteccion-201406151738.html>. Acessado em 18 de julho de 2016.

de fim de semana do litoral. Em 1989 foi criado o *Parque Natural de Doñana* no entorno do Parque Nacional, sendo conhecido, portanto, como *Parque Natural del Entorno de Doñana*. Ambos os parques são geridos conjuntamente pela *Junta de Andalucía* sob forma do *Espacio Natural Doñana*. O aumento da área protegida veio ocorrendo, em grande parte, a partir da aquisição de terras agrícolas pelo Estado, reduzindo as fortes pressões dos cultivos de arroz nos sistemas hídricos. Uma expressiva parte das plantações de eucaliptos também foi erradicada nos anos 1990. De toda forma, estudos demonstraram que as intervenções humanas verificadas em Doñana desde os anos 1970, particularmente a extração de águas subterrâneas sob regime privado e sem controle do Estado, gerou um importante rebaixamento do nível freático em muitas áreas (Manzano e Custodio, 2007).

Outra área úmida bastante conhecida na Espanha é a denominada *Albufera de València*. É um sistema úmido costeiro situado entre as desembocaduras dos rios Júcar e Túria e isolado do mar Mediterrâneo por uma restinga de cerca de 30 km de extensão, conhecida como *Devesa del Saler* (Rosselló i Verger e Sánchez, 2016). A *Albufera* é um sistema interdeltáico sedimentar situado entre as duas planícies aluviais e que, em função do isolamento, pôde ser preenchido em grande parte por um lago. Parte do sistema está protegido pelo *Parque Natural de l'Albufera*, com cerca de 211 km<sup>2</sup>. O ecossistema foi e é um dos mais pressionados do país pela expansão urbana e turística no litoral mediterrâneo, além de conviver com os impactos derivados das plantações de arroz.

O *Mar Menor*, um lago situado na região de Cartagena, litoral sudeste do país, é o corpo hídrico principal de um sistema de áreas úmidas costeiras da Região Hidrográfica do rio Segura e que integram uma zona de planície denominada *Campo de Cartagena*, ou *Campo del Mar Menor*. Com cerca de 130 km<sup>2</sup>, é o maior lago do litoral espanhol e um dos mais extensos de todo o Mediterrâneo, sendo margeado por diversas áreas úmidas que, em conjunto, formam um sistema de *humedales* de elevada relevância ambiental e turística (Martínez Fernández e Esteve Selma, 2002b). O *Mar Menor* está separado do Mar Mediterrâneo por cordões arenosos semelhantes a restingas, havendo um estreito ponto de contato entre ambos. O lago é considerado bastante singular pelo seu caráter oligotrófico e hipersalino, mas sofre pressões seculares das atividades humanas na bacia do rio Segura, particularmente a poluição difusa derivada dos agroquímicos dos usos agrícolas. Deste modo, o sistema é um dos que apresenta as maiores concentrações de nitratos da bacia, com claros sinais de eutrofização.

O delta do rio Ebro, na província de Tarragona (Catalunha), é um dos sistemas de áreas úmidas da Espanha com ocupação mais antiga. Conforme Ibañez (2013), a transformação do delta em uma extensa área irrigada é considerada um dos casos mais emblemáticos de transformação de paisagens no país. Iniciativas para construção de canais de irrigação na área ocorreram desde o século XV,

mas foi a partir da construção dos canais no rio Ebro no século XIX que houve a rápida expansão dos cultivos irrigados de arroz, os quais ocupam cerca de 2/3 do total de 30.000 ha do Delta. Deste modo, as áreas inicialmente drenadas para a ocupação foram posteriormente inundadas para a irrigação do arroz, retomando, de modo artificial, o caráter de sistema de *humedales* do delta que havia quase desaparecido. As águas geridas pelos irrigantes destinam-se, igualmente, a funções ambientais de manutenção das áreas úmidas e lagoas do *Parque Natural del Delta del Ebro*, o qual possui extensão de cerca de 10.000 ha (IBAÑEZ, op. cit.).

A abordagem conceitual de áreas úmidas adotada na Lei na Água vem sendo adaptada às particularidades regionais pelos organismos gestores da água. Visando atender o disposto na lei, o *Departamento de Medio ambiente y Vivienda* da Catalunha elaborou o *Inventario de zonas húmedas de las cuencas internas de Cataluña* com o objetivo de proteger as áreas úmidas regionais e configurar um documento base para um futuro plano setorial de áreas úmidas previsto no *Plan Sectorial de las Cuencas Internas de Cataluña* (ACA, 2016c). Este inventário identificou e delimitou 202 áreas úmidas na Catalunha. Já na bacia do rio Ebro foram inventariados, pela *Dirección General de Obras Hidráulicas*, 464 áreas úmidas de diferentes origens: glacial, endorreico, cárstico, deltaico, fluvial e artificial (Cuadrat Prats, 2006).

A *Agencia Catalana de l'Aigua* desenvolveu, em 2006, um protocolo de avaliação do estado ecológico das áreas úmidas da Catalunha buscando adaptar-se às exigências da Diretiva Quadro da Água (ACA, 2006c). A avaliação do estado ecológico das zonas úmidas da Catalunha, proposto no *Plan de gestión del distrito de cuenca fluvial de Cataluña para el período 2016 – 2021* (ACA, 2016b) considera diferentes parâmetros biológicos, hidromorfológicos e físico-químicos, conforme determinado na Diretiva. Neste documento, foi destacado que os principais problemas de impactos nas áreas úmidas da Catalunha são as alterações dos regimes hidrológicos naturais e das condições morfológicas e a contaminação pontual (esgotos domésticos e efluentes industriais) e difusa (agroquímicos). Estes impactos vêm impedindo que muitas áreas úmidas obtenham o bom estado ecológico conforme exigido pela Diretiva Quadro.

A proteção das áreas úmidas na Espanha apresenta desafios nos campos político, institucional e operacional. Um dos mais importantes refere-se aos *caudales ecológicos*, pois a sua definição e concepção para corpos hídricos não é facilmente aplicável no contexto das áreas úmidas. Os *caudales ecológicos* são vistos como fluxos de restrições de usos, que devem satisfazer as necessidades ambientais e as funções vitais dos cursos d'água, mas, como questiona Camacho (2008), “¿cuáles son las necesidades hídricas de un humedal?” O referencial genérico da Diretiva Quadro da Água de que há que se atender as necessidades hídricas que permitam alcançar e manter o bom estado ecológico não ajuda muito. Deste modo, os organis-

mos de bacia se veem confrontados com dificuldades para a definição de vazões ecológicas de ecossistemas que são menos conhecidos do que os cursos d’água e que apresentam uma dinâmica hidrológica tão ou mais complexa.

Este relativo desconhecimento técnico-científico das áreas úmidas também traz desafios importantes quanto à prevenção e à minimização dos impactos causados por processos e atividades econômicas como a agropecuária, a geração de energia hidroelétrica, a mineração e a expansão urbana. Dentre os impactos mais frequentes e mencionados estão os derivados da extração de águas subterrâneas. Não por acaso a 8ª reunião da Convenção de Ramsar, realizada em Valência em 2002, aprovou uma resolução que busca enfatizar a necessidade de compatibilização entre o uso das águas subterrâneas para irrigação e a conservação das áreas úmidas. Para Llamas (2005a, 2005b), grande parte da sociedade não conhece ou não está bem informada sobre estes impactos na Espanha e a manutenção dos processos de degradação das áreas úmidas tem relação com a importante força política do setor agrícola.

Por outro lado, Sahuquillo et al. (2008) ponderam que nas bacias mediterrâneas muitas áreas úmidas desapareceram antes mesmo que houvesse uma utilização intensa das águas dos aquífero espanhóis. Sistemas de drenagem agrícola, obras e infraestruturas teriam sido tão ou mais nocivos. Os autores lembram que, inclusive, várias zonas úmidas foram palco de políticas e iniciativas de drenagem para a erradicação de doenças (como o paludismo) e para a viabilização de usos agropecuários.

No campo institucional, assim como ocorre frequentemente no mundo, a divisão de competências entre a gestão da água e a gestão ambiental gera uma fragmentação que traz lacunas e superposições na gestão das áreas úmidas na Espanha. A água é um elemento essencial para o funcionamento das áreas úmidas e a necessidade da gestão integrada, neste caso, é mais do que uma simples retórica. O aparato de proteção dos espaços naturais não tem competências para intervir na gestão da água e tampouco na restrição de usos que possam comprometer a qualidade ambiental das áreas úmidas. Os desafios da gestão integrada se expandem para a gestão das bacias hidrográficas e aquíferos, pois as áreas úmidas se configuram a partir da dinâmica da água em ambos os contextos. Os planos de bacia e os programas de proteção de aquíferos devem, deste modo, contemplar princípios e instrumentos de gestão das áreas úmidas que envolvam a restrição de pressões, a recuperação do estado ecológico e a criação de espaços protegidos (Camacho, 2008).

Mesmo com todos os desafios presentes nos processos de gestão das áreas úmidas na Espanha, Sánchez Fabre e Ollero (2010) consideram que o país apresentou mais avanços na proteção e restauração dos *humedales* lacustres e palustres nas últimas décadas, do que na dos cursos fluviais, dadas as fortes pressões

a que estes estão submetidos para a exploração da água e para a ocupação das áreas marginais.

Outro instrumento de proteção dos ambientes aquáticos na Espanha é o sistema de unidades de conservação. A Diretiva Quadro da Água determina que cada Região Hidrográfica elabore um registro ou catálogo de zonas protegidas. Por sua vez, a Diretiva n. 92/43/CEE, de 21 de maio de 1992, conhecida como Diretiva Habitats, obriga os países membros a criarem espaços protegidos para a conservação de ecossistemas e espécies da fauna e flora raras, ameaçadas ou vulneráveis. Estes espaços formam a denominada Rede Natura 2000 em âmbito europeu (PARLAMENTO EUROPEU; CONSELHO DA UNIÃO EUROPEIA, 1992).

Por outro lado, o artigo 25 da Lei n. 10 de 2001, que aprovou o Plano Hidrológico Nacional, contemplou o estabelecimento de *Reservas Hidrológicas* por motivos ambientais, cuja competência de criação nas bacias intercomunitárias está a cargo do *Consejo de Ministros*, após informe das *comunidades autónomas* afetadas e proposição por parte do Ministério de Meio Ambiente. Dentro da categoria de *Reservas Hidrológicas*, foi concebida a ideia de *Reserva Natural Fluvial* (RNF), formalizada legalmente pela Lei n. 11, de 22 de junho de 2005, que modificou a Lei do *Plan Hidrológico Nacional*. O Artigo 42 determina a necessidade de definição e reserva de recursos para usos e demandas atuais e futuras, bem como para a conservação e recuperação do meio natural, a partir, dentre outros, da delimitação de “*las reservas naturales fluviales, con la finalidad de preservar, sin alteraciones, aquellos tramos de ríos con escasa o nula intervención humana. Estas reservas se circunscribirán estrictamente a los bienes de dominio público hidráulico*” (AEBOE, 2005a).

Deste modo, o Artigo 42 exige que os planos hidrológicos do país contemplem as *Reservas Naturales Fluviales* “*con la finalidad de preservar, sin alteraciones, aquellos tramos de ríos con escassa o nula intervención humana. Estas reservas se circunscribirán estrictamente a los bienes de dominio público hidráulico*”. Em 20 de novembro de 2015, o *Consejo de Ministros* aprovou a existência de 135 *Reservas Naturales Fluviales* nas bacias intercomunitárias, das quais 82 foram declaradas em “*muy buen estado ecológico*”, bem como a criação do *Catálogo Nacional de Reservas Hidrológicas* (MAGRAMA, 2016 e). Esta aprovação é uma primeira fase do processo de declaração das *Reservas Hidrológicas* e, consequentemente, das *Reservas Naturales Fluviales*, a qual será complementada por modificações no *Reglamento do Dominio Público Hidráulico* que estabelece o regime de declaração e gestão destas reservas (MAGRAMA, 2016 g).

As RNF são consideradas “*una figura de protección esencial*” para a proteção dos rios espanhóis (URQUIAGA *et al.*, 2016). Vários organismos de bacia vêm contemplando as *Reservas Naturales Fluviales* nos recentes ciclos de gestão (2009-2015 e 2016-2021). É o caso da *Agencia Catalana de l’Aigua*, que informa que

la longitud de las reservas varía entre 1 y 20 km, y la suma de todas ellas llega a los 190 km de ríos protegidos bajo esta figura, que representan un 0,05% de la longitud total de masas de agua de la categoría ríos presentes en el DCFC<sup>3</sup> (ACA, 2016a, p. 03).

A *Confederación Hidrográfica del Júcar* estabelece, no 2º ciclo de planificação (2015-2021), que as *reservas naturales fluviales* ocupem áreas encobertas por águas fluviais nos períodos de cheias máximas ordinárias. Nestas áreas não ocorrerão autorizações ou concessões para usos do domínio público hidráulico que possam gerar pressões significativas nas massas de água, ou seja, atividades que não sejam compatíveis com a classificação de bom estado ecológico da massa de água (CHJ, 2015a).

Apesar dos avanços em várias Regiões Hidrográficas, alguns organismos de bacia são reticentes na criação das *Reservas Naturales Fluviales*, justamente devido ao fato de sua implantação determinar restrições de usos. De modo geral, o panorama atual da proteção efetiva dos sistemas fluviais na Espanha pode ser qualificado de deficiente, como afirmam Sánchez Fabre e Ollero (2010).

Ainda no contexto das unidades de conservação, a Lei do *Patrimonio Natural y la Biodiversidad* (Lei n. 42/2007) exige que as comunidades autônomas elaborem planos e outros instrumentos de gestão das áreas da Rede Natura 2000, especificando-se objetivos quantitativos de conservação de espécies e *habitats*. As competências de gestão e fiscalização são divididas principalmente entre os órgãos de administração das áreas protegidas e os organismos de bacia. Portanto, além das unidades de conservação nacionais, as comunidades autônomas são responsáveis pela criação, manutenção e fiscalização de áreas protegidas de âmbito regional. Como exemplo, o *Registro de Zonas Protegidas en la Demarcación Hidrográfica del Júcar* contempla os seguintes tipos de áreas protegidas: “*Zonas de captación de agua para abastecimiento actual y futura; Zonas de especies acuáticas económicamente significativas; Masas de agua de uso recreativo; Zonas Vulnerables* (zonas suscetíveis à contaminação por nitratos de origem agrícola); *Zonas Sensibles* (zonas sensíveis quanto à poluição por efluentes urbanos); *Zonas de Protección de Hábitat o Especies; Perímetros de Protección de Aguas Minerales y termales; Reservas Naturales Fluviales; Zonas de Protección Especial* (áreas protegidas em função do seu valor ecológico para a vida piscícola; *Zonas Húmedas designadas bajo el convenio de Ramsar*” (CHJ, 2015a).

No caso dos mananciais para abastecimento público, as *Zonas de captación de agua para abastecimiento actual y futura* são contempladas no Direito espanhol em harmonia com o disposto na Diretiva Quadro da Água e demais textos

---

3 Distrito de la Cuenca Fluvial de Catalunya.

da legislação espanhola. Estas zonas são concebidas como áreas em que se realiza captação de água destinada ao consumo humano e que apresente volume médio de pelo menos 10 m<sup>3</sup>/dia ou que abasteça a mais de 50 pessoas, incluindo os perímetros de proteção estabelecidos.

Atentos aos desafios apresentados pela Diretiva Quadro, os países da União Europeia foram forçados a desenvolver índices e protocolos para avaliação do estado ecológico dos ecossistemas aquáticos. Entretanto, há uma falta de consenso técnico e científico sobre quais métodos e instrumentos aplicar na avaliação do estado ecológico geral dos ecossistemas aquáticos e, particularmente, em suas três dimensões: qualidade hidromorfológica, qualidade biológica e estado físico-químico.

Na Espanha, várias iniciativas de concepção e aplicação de índices e protocolos vêm sendo empreendidas por organismos de bacia e instituições acadêmicas. A *Agencia Catalana de l'Aigua* vem se destacando na proposição e aplicação de índices de avaliação do estado ecológico, no caso de cursos d'água naturais ou pouco alterados, ou do potencial ecológico, no caso de segmentos muito modificados. Nesta direção, a Agencia desenvolveu, em 2006, protocolos de avaliação do potencial ecológico de reservatórios (ACA, 2006a), do estado ecológico de lagos (ACA, 2006b), do estado ecológico de áreas úmidas (ACA, 2006c) e da qualidade hidromorfológica de rios (ACA, 2006d).

No caso do estado ecológico, faz-se a integração de três conjuntos de parâmetros (ACA, 2016a):

- 1) Qualidade biológica (BIO): é calculada a partir da integração das variáveis flora aquática (diatomáceas bentônicas e macrófitas), a fauna bentônica (invertebrados) e peixes.
- 2) Qualidade físico-química (FQ): calculada pela combinação de parâmetros físico-químicos da água como nitratos, amônio, fosfatos, carbono orgânico total e condutividade.
- 3) Qualidade hidromorfológica (HM): é resultante das variáveis adotadas no protocolo HIDRI, criado em 2006 e modificado em 2012. Enquanto as duas categorias anteriores de qualidade são avaliadas em pontos considerados representativos da massa de água, no caso da qualidade hidromorfológica são adotados indicadores que avaliam toda a massa de água de modo conjunto, a partir de graus de desvio das condições de referência desejadas. Deste modo, pode-se avaliar a qualidade geral da massa de água e o seu estado ecológico. Três variáveis são utilizadas, cada uma com seu respectivo sub-índice: regime hidrológico, conectividade ou continuidade fluvial e condições morfológicas. A qualidade hidromorfológica é obtida considerando-se o nível de qualidade mais baixo destas três variáveis. Seguindo as diretrizes da DQA, a ACA classifica a qualidade hidromorfológica das massas de água em 5 categorias: “*Muy bueno, Bueno, Mediocre, Deficiente*” e “*Malo*” (ACA, 2016a).

No caso do potencial ecológico (massas de água muito modificadas), aplicam-se praticamente os mesmos parâmetros, critérios e limites de referência adotados para a avaliação do estado ecológico. Porém, não se aplicam os parâmetros de qualidade hidromorfológicos. Na qualidade biológica, algumas adaptações também foram inseridas visando considerar a sensibilidade dos diferentes grupos de organismos diante das alterações hidromorfológicas das massas de água. O nível de qualidade é medido a partir da relação entre o estado ecológico verificado e o estado considerado ótimo (situações de não alteração).

Assim como para as águas superficiais, no caso das águas subterrâneas o objetivo geral é o bom estado ecológico, conforme a Diretiva Quadro. Porém, enquanto para as águas superficiais o estado final envolve o cruzamento do estado ecológico (qualidades biológica, físico-química e hidromorfológica) com o estado químico, o estado de uma *massa de água* subterrânea é obtido a partir da pior qualificação entre o cruzamento do seu estado químico com o seu estado quantitativo. Segundo a Diretiva Quadro da Água, o estado ou o potencial ecológico final das massas de água somente pode ser classificado como bom (*bueno*), quando corresponde a condições quase inalteradas, ou ruim (*malo*), quando reflete quadros de importantes alterações. Porém, as limitações e incertezas destes dois extremos levaram a *Agencia Catalana de l'Aigua* a estabelecer classes intermediárias para o estado/potencial ecológico em sua área de gestão: *bueno*, *bueno con incertezas*, *malo con incertezas* e *malo*.

Vários índices de avaliação da qualidade hidromorfológica vêm sendo propostos e aplicados na Espanha, dentre os quais podem ser destacados o *Indice de Hábitat Fluvial (IHF)*, focado na avaliação das condições físicas dos leitos fluviais (Pardo et al., 2002) e vários índices voltados à avaliação da qualidade da vegetação ripária e das condições morfológicas, como o Índice de Calidad del Bosque de Ribera ou *Riparian Forest Quality Index – QBR* (Munné et al., 1998), o *Riparian Forest Evaluation Index – RFV* (Magdaleno et al., 2010), e o *Riparian Quality Index – RQI* (González del Tánago et al., 2006).

O QBR é o índice mais tradicional de avaliação da qualidade de áreas ribeirinhas na Espanha, sendo considerado de fácil aplicação (CHE, 2010). É baseado nos parâmetros “grau de cobertura da zona ribeirinha”, “estrutura ou maturidade da cobertura vegetal”, “qualidade da cobertura vegetal” e “grau de naturalidade do canal fluvial”. São identificadas tipologias geomorfológicas em função de características como o tipo de margens, a existência de ilhas e o tipo de substrato.

Entretanto, conforme alertam Garcia-Burgos et al. (2016), estes índices não contemplam todas as três dimensões exigidas pela Diretiva Quadro da Água para a avaliação das condições hidromorfológicas (regime hidrológico, continuidade fluvial e estrutura física envolvendo a morfologia e a qualidade da vegetação das margens). Buscando sanar estas lacunas, a *Agencia Catalana de l'Aigua* desenvolveu

o protocolo HIDRI em 2006 para avaliar as condições hidromorfológicas na *demarcación hidrográfica de las cuencas internas de Cataluña*, combinando variáveis de alterações hidrológicas, continuidade fluvial e condições morfológicas (Garcia-Burgos et al., 2016). Conforme a Diretiva Quadro, o quadro hidromorfológico deve ser avaliado incorporando variáveis de regime de fluxo, transporte sedimentar, continuidade fluvial, condições geomorfológicas e mobilidade lateral dos canais. No caso da Espanha, além da necessidade, portanto, da integração de variáveis hidrológicas, geomorfológicas e ecológicas-biológicas, há que se ter em mente as especificidades de ecossistemas mediterrâneos marcados por estiagens pronunciadas e cursos d'água temporários.

O Índice Hidrogeomorfológico (IHG) desenvolvido pelo *Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio* da Universidade de Zaragoza e adotado pela *Confederación Hidrográfica del Ebro* (CHE, 2010) também avança rumo à integração das variáveis contempladas na Diretiva Quadro da Água. A avaliação das massas de água ocorre com base em três dimensões: grau de naturalidade do canal e do regime de vazões (as maiores alterações desta dimensão ocorrem por causa de reservatórios), disponibilidade e mobilidade dos sedimentos (igualmente mais afetados pelos reservatórios) e qualidade-funcionalidade das áreas marginais (restrições e modificações da área inundada). Enquanto a aplicação estrita da Diretiva permite distinguir somente os estados ecológicos “bom” e “muito bom”, o IHG fornece cinco classes que variam de “muito bom” a “ruim”.

As variáveis relativas aos sedimentos e às formas sedimentares fluviais nos leitos e margens têm importância destacada nos índices hidromorfológicos. A sua mobilidade via processos de erosão, transporte e sedimentação determina quadros de melhor ou pior estado ecológico e qualidade dos ecossistemas aquáticos. Neste sentido, chama a atenção o alerta de Ollero et al. (2011) sobre a desvalorização e desatenção com que a sociedade espanhola trata as acumulações sedimentares dos leitos e margens fluviais, bem como a vegetação pioneira, muitas vezes considerada “feia” em relação à vegetação arbórea. A imagem das barras sedimentares de seixos ou areia incomoda, pois estas são associadas a “pobreza hídrica”, a escassez de água nos canais. O imaginário geral é que os cursos fluviais só devem ter água. Os depósitos são vistos como recursos exploráveis para diferentes fins, e não como parte dos sistemas fluviais nos quais possuem funções específicas. Este quadro levou Ollero a escrever uma nota intitulada “*¿por qué NO hay que limpiar os ríos?*”, na qual critica os processos de dragagem e desassoreamento e aponta os possíveis impactos destes processos (Ollero, 2013).

Munné et al. (2016) apontam importantes desafios do sistema espanhol na busca da incorporação das dimensões ecológicas na gestão da água. Primeiramente há uma necessidade urgente de avanços científicos quanto ao papel da geomorfologia na manutenção da biota e quanto à compreensão das relações entre

morfologia, habitats, vegetação ripária e comunidades aquáticas. Para os autores, há uma necessidade crucial de compreensão das respostas hidromorfológicas e biológicas às modificações dos ambientes aquáticos e futuras mudanças ambientais, já que muitos dos instrumentos existentes somente fornecem um panorama descritivo das comunidades aquáticas, mas não uma compreensão do seu funcionamento. As comunidades biológicas, a qualidade química e a qualidade dos *habitats* emergem como elementos-chave para a aplicação dos objetivos de proteção dos ecossistemas aquáticos e garantia do bom estado ecológico conforme a Diretiva Quadro.

Os autores também alertam que, para a incorporação das dimensões hidrogeomorfológicas nos processos de gestão dos ecossistemas aquáticos, um dos principais desafios é contemplar as especificidades dos cursos d’água intermitentes típicos do regime mediterrâneo. Os fluxos marcados por forte variação temporal e interrupção periódica leva à configuração de comunidades bióticas com características específicas de adaptação a estes ambientes. Essas especificidades não vêm sendo adequadamente incorporadas nos processos de monitoramento da água, já que a maioria dos gestores está habituada a lidar com parâmetros e princípios válidos para cursos d’água perenes.

Finalmente Munné et al. (2016) destacam dois importantes desafios associados à busca do bom estado ecológico dos ecossistemas aquáticos postulado pela Diretiva Quadro: a realização das necessárias conexões entre estado químico e estado ecológico para a obtenção da qualidade dos corpos d’água, e a necessidade de inter-relação entre todos os elementos biológicos para chegar-se à avaliação do estado ecológico. Os autores ilustram estes desafios com o exemplo da Catalunha. Nesta comunidade autônoma, a qualidade físico-química da água é classificada como ruim em várias bacias, enquanto a qualidade biológica é boa, e vice-versa. Por outro lado, locais classificados como de bom estado ecológico apresentam condições hidromorfológicas ruins. Estas contradições deixam claro que os atuais índices biológicos aplicados na Catalunha fazem com que a qualidade ecológica seja mais influenciada pelos parâmetros físico-químicos da água do que por fatores hidromorfológicos. No caso da Catalunha, a *Agencia Catalana de l’Aigua* assume estas deficiências e incertezas, propondo que a qualidade ecológica das massas de água seja classificada em quatro categorias (boa, boa com incertezas, ruim com incertezas e ruim).

Talvez o desafio mais abrangente referente à proteção dos sistemas aquáticos e áreas úmidas seja o de compatibilização dos objetivos ambientais com o ordenamento territorial. Tradicionalmente o desenvolvimento das atividades econômicas não é realizado em harmonia com a proteção dos ecossistemas aquáticos. Neste sentido, pudemos vivenciar um exemplo bastante ilustrativo de conflitos entre objetivos nas *Jornadas de Campo de Geografía Física* organizadas pelo grupo de

geografia física da *Asociación de Geógrafos Españoles*, realizada entre 30 de maio e 04 de junho de 2016 na região de Valência. No final do século XIX, a acima mencionada *Albufera de València*, originalmente formada por água salobra, já tinha sido palco de inúmeras intervenções de drenagem e do avanço intenso de arrozais. Conforme Sanchis (2016),

a finales del XIX, sólo quedaban por transformar las tierras que quedaban por debajo del nivel del mar, por lo cual fue necesario introducir sistemas de bombeo... y levantar motas para aislar las porciones de la laguna (tancats) que se iban drenando y rellenando. Además, tuvo que abrirse una nueva gola, El Perellonet, para mejorar la eficiencia hidráulica del desagüe, pues el avance de los arrozales había dejado El Perelló muy lejos de la laguna (p. 139).

Neste processo, os pescadores, ocupantes tradicionais da *Albufera* até o século XVII, tiveram que se resignar à gradual expansão dos cultivos de arroz. Para sustentar este processo, os produtores intensificaram o incremento de entradas de águas continentais no sistema e a redução da laguna para o ganho de terras inundadas. A continuidade deste processo de artificialização resultou, atualmente, em um sistema de águas doces isolado do mar, onde antes havia água salobra. Extensos campos irrigados de arroz dependem do isolamento da *Albufera* do mar Mediterrâneo, o que foi sendo gradualmente reforçado por estruturas de apoio ao papel natural da restinga. Em 1990 a área foi declarada Parque Natural e em 1992 foi aprovado o *Plan Director de Saneamiento*, medidas que contribuíram para o freio dos processos de poluição do sistema, mas não para que o lago deixasse de estar eutrofizado.

O processo de eutrofização começou a ser detectado a partir dos anos 1970, quando os aportes hídricos começaram a diminuir e os efluentes urbanos e industriais passaram a chegar à *Albufera*, levando à formação de um lago eutrófico, ou “hipereutrófico”, conforme Sanchis *et al.* (2016, p. 141). Estudos recentes indicam que os problemas de eutrofização na *Albufera*, principalmente devido ao excesso de fósforo, não viabilizam a obtenção de um bom estado ecológico para o ecossistema local em curto prazo. Como alerta a *Confederación Hidrográfica del Júcar* (CHJ, 2014a), ainda que o limite de fósforo em zonas sensíveis seja limitado a 1 mg/l pela Diretiva 91/271/CEE, nos casos de áreas úmidas como a *Albufera de València*, mesmo valores inferiores podem provocar eutrofização. Por este motivo os limites aplicados nas áreas de contribuição do *Parque Natural de l'Albufera* são de 0,6 mg/l. O aporte de nutrientes pode ocorrer não apenas a partir de fontes externas (escoamento superficial e efluentes domésticos e industriais), como também internamente, pois os sedimentos acumulados no leito do lago podem

armazenar significativas quantidades de fósforo e nitrogênio. Outro indicador de eutrofização, a clorofila a, não vem mais apresentando concentrações positivas nos últimos anos “*situándose en valores medios de 150 µg/l, con picos que pueden alcanzar valores de hasta 250 µg/l, cuando, según los expertos, las condiciones antes citadas requerirían valores del orden de 30 µg/l*” (CHJ, 2014a).

Atualmente, as metas de proteção ambiental do *Parque Natural de l'Albufera* envolvem a reprodução de espécies animais como uma de pato selvagem. Porém, foi interessante observar o conflito entre os objetivos ambientais e a produção de arroz. Os patos se alimentam dos grãos, o que leva os produtores a estarem continuamente tentando afastar as aves com aparatos sonoros. Cabe a questão sobre até que ponto os usos da água e da terra no ecossistema não estão entrando em conflito com prioridades ecológicas como a proteção das espécies animais.

Outro paradoxo da *Albufera* é que a sua sobrevivência está, há várias décadas, intimamente associada à agricultura irrigada tradicional no vale do rio Júcar e, mais propriamente, à sua baixa eficiência na utilização da água. As áreas dos *Riegos Tradicionales de la Ribera del Júcar* (RTRJ) apresentam elevados fluxos de retorno que derivam da irrigação. Estes fluxos excedentes que escoam superficialmente, ou infiltram e percolam subterraneamente, são aproveitados por novos usos a jusante do rio Júcar, além de serem importantes alimentadores da dinâmica dos ecossistemas locais. Deste modo, não é de se estranhar que “*desde los años setenta se ha venido produciendo una disminución muy significativa de los aportes al lago, especialmente como consecuencia de la mejor gestión y de la modernización de los riegos*” (CHJ, 2014a). O que poderia parecer estranho acaba tornando-se realidade em um sistema que passou a depender das águas da irrigação: a modernização e melhoria da eficiência da irrigação acabam reduzindo os aportes hídricos para a *Albufera* e o seu próprio estado ecológico.

Como verificado no seio dos especialistas presentes no citado encontro, a *Albufera* só existe atualmente por causa dos históricos cultivos de arroz que dependem da irrigação via inundações. Sem eles, a *Albufera* já teria sido destruída pela expansão urbana, particularmente a especulação imobiliária, que pressiona a área com muita intensidade desde os anos 1960. Conforme Saumell e Pardo-Pascual (2016), realmente a *Albufera* já poderia estar extinta, já que

en 1962 se redacta el Plan de Urbanización de la Devesa y se ceden los terrenos para la construcción del Parador Nacional Luis Vives y del campo de golf inmediato. En 1965 se aprueba el Plan de Ordenación del Saller para la construcción de una gan urbanización. Entre 1970 y 1973 se arrasó por completo el conjunto dunar externo y parte de la arena de las dunas se utilizó para colmatar la mallada central. Se construyeron edificios, un tramo de paseo marítimo, aparcamientos, viales, etc. El conjunto

interno, por su parte, se vio mediatizado por la construcción de edificios, aparcamiento y obras de infraestructura. (p. 145-146).

Conforme os autores, em 1973 a restinga *Devesa del Saler* havia perdido cerca de 30% de sua cobertura vegetal. Entretanto, a partir de 1979, o poder local (*primer Ayuntamiento democrático de Valencia*) começou um processo de interrupção das obras e construções e de recuperação ambiental da área. Um cinturão de dunas foi reconstruído artificialmente e controlado até os dias atuais, contribuindo para o isolamento da *Albufera* do mar Mediterrâneo. Os produtores de arroz certamente se beneficiaram da proteção da *Albufera*, pois a urbanização implicaria a redução das terras agricultáveis na área.

Por outro lado, como ficou expresso na visão de vários presentes ao evento, os cultivos de arroz possuem aspectos ambientais positivos para a *Albufera*, mesmo que tragam impactos e mesmo com a situação inadequada de os próprios irrigantes serem os gerenciadores da água na área. É, nesta visão, melhor contar com os usos agrícolas na área do que com as pressões urbanas mais impactantes e que ameaçariam a existência do complexo lagunar. Os irrigantes administram a água na *Albufera* e regulam os níveis hídricos desejados para o arroz ao longo do tempo, mesmo que este papel deva estar a cargo da *Confederación Hidrográfica del Júcar*, conforme exige a legislação. Entretanto, o peso político e econômico dos produtores de arroz na região de Valência e a inércia política estatal contribuem para manter este quadro de domínio das terras e da água por parte dos produtores de arroz na *Albufera*. Antes que se discuta a importância dos cultivos de arroz em relação à expansão urbana na *Albufera de València*, talvez seja relevante que se questione o peso ambiental da área para o atendimento dos princípios da Diretiva Quadro – a manutenção do bom estado ecológico e a proteção dos ecossistemas aquáticos – sem, logicamente, desconsiderar a importância da compatibilização entre proteção e atividades econômicas em um processo de ordenamento territorial integrado.

Em um panorama europeu de ênfase na proteção dos ecossistemas aquáticos, melhoria da qualidade ambiental e redução da artificialização dos sistemas fluviais, cabe citar que alguns estudos espanhóis mostram resultados diferentes dos esperados para os benefícios da cobertura vegetal nos contextos mediterrâneos. Frutos Mejías *et al.* (2004) mencionam que, na bacia do rio Ebro, a recomposição da vegetação em áreas agrícolas abandonadas tem relação com a redução de caudais fluviais. No final do século XX, a bacia passou por um importante processo de êxodo rural e abandono de terras em função da falta de competitividade da agricultura tradicional frente aos novos mercados europeus e à atração dos maiores núcleos urbanos regionais. Como resultado, ocorreram iniciativas de reflorestamento e também processos naturais de recomposição vegetal, principalmente

em áreas montanhosas de cabeceiras de drenagem. O aumento das taxas de interceptação pluvial, de evapotranspiração e de consumo de água nos processos de desenvolvimento vegetal levaria a uma redução de até 20% nos volumes escoados superficialmente, gerando uma conseqüente redução das vazões na bacia.

Sem esquecer-se dos inegáveis benefícios da vegetação no controle da erosão e no ciclo hidrológico, Bermúdez (2004) também alerta para os mesmos efeitos negativos das políticas de reflorestamento das zonas montanhosas da bacia do rio Segura levadas a cabo desde a década de 1960.

A incorporação das dimensões ecológicas, principalmente via proteção dos ecossistemas aquáticos e áreas úmidas, tem avançado de modo bastante positivo na Espanha nos últimos anos, mas a conformidade em relação à Diretiva Quadro da Água ainda exige uma intensificação dos esforços rumo a processos de gestão e planejamento ambientalmente mais abrangentes. O enfrentamento das pressões territoriais de usos da terra e da água, particularmente do setor agrícola, parece ser um dos maiores desafios nesta direção. Nunca é demais lembrar que um dos principais ensinamentos da Diretiva Quadro da Água é que a gestão não pode estar focada somente na gestão dos recursos hídricos, já que o seu estado quantitativo e qualitativo é conseqüência das decisões e ações tomadas em nível territorial, ou seja, em nível de decisões políticas envolvendo a gestão do uso da terra e da água, em nível de atividades econômicas e de proteção dos ecossistemas aquáticos.

## **6 Recuperação de cursos d’água e sistemas aquáticos**

As políticas de construção de obras hidráulicas e de “domesticação” dos sistemas fluviais na Espanha foram um traço característico das transformações territoriais desde a Idade Média. Como lembrou Ollero (1996), à medida que o homem ocupava as margens dos cursos d’água e transformava a superfície por meio de atividades econômicas, crescia a necessidade de luta contra os processos fluviais que ameaçavam as pessoas e os seus interesses. Multiplicaram-se obras de regulação de vazões e de canalização dos cursos d’água, buscando-se evitar a expansão da erosão fluvial marginal, as inundações e as avulsões de canais.

Ollero (2007) lembra que, na bacia do rio Ebro, os primeiros diques longitudinais para a proteção contra as inundações dos cultivos de hortaliças na planície foram construídos durante o período de dominação árabe. Este processo teria sido bastante intensificado a partir do século XVII, quando o *boom* da navegação levou a profundas modificações na morfologia fluvial para a passagem de barcos. Ao longo do tempo, barragens, canalizações, desvios e cortes de meandros contribuíram para uma contínua modificação da morfologia dos rios e dos fundos de vale. Estas transformações atenderam não somente a interesses particulares, mas, principalmente, a políticas estruturalistas de aumento da oferta de água e

atendimento de demandas crescentes, regularização de vazões, combate a riscos de inundações, geração de energia e facilitação da navegação.

Como resultado do longo histórico de artificialização dos sistemas fluviais na Espanha, os processos hidrogeomorfológicos foram bastante impactados nas bacias do país. A retenção de sedimentos nos reservatórios e a regularização das vazões empobreceram progressivamente a atuação dos processos erosivos, deposicionais e bióticos ao longo das redes hidrográficas. Os reservatórios praticamente anulam a ocorrência de eventos extremos naturais no caso das inundações, as quais são as responsáveis por formar as planícies fluviais. Ao mesmo tempo, cheias e inundações artificiais passaram a ser induzidas por meio da liberação periódica de água dos reservatórios em períodos de chuvas abundantes, contribuindo para a mudança dos regimes fluviais e dos cenários bióticos.

Uma clara tendência internacional no campo da gestão da água é a desconexão entre a gestão do recurso e a gestão dos ecossistemas aquáticos e dos sistemas naturais associados. Isto também ocorre com as políticas tradicionais na Espanha, onde os processos hidrogeomorfológicos dos cursos d'água são, muitas vezes, subestimados em prol de uma visão setorial focada nos aspectos quantitativos e qualitativos da água. Tema habitual em pautas políticas e nos meios de comunicação, a água é comumente abordada sem a valorização dos contextos naturais responsáveis por sua existência e pelo seu estado. A rede hidrográfica tende a ser vista principalmente quanto ao patrimônio fluvial passível de utilização, mas não quanto aos processos geomorfológicos naturais que deveriam ser preservados (Ollero, 2007).

Conforme Ollero (op. cit.), continua contribuindo para este quadro o peso de certos setores interessados no crescimento econômico a todo custo, assim como a inércia das forças defensoras das soluções estruturais e do conservacionismo biológico. No caso da lógica estruturalista, o autor lembra que a sociedade espanhola ainda continua sujeita a uma antiquada cultura ambiental que associa progresso a infraestruturas, o que alimenta uma poderosa indústria de obras. Portanto,

los sistemas fluviales....siguen siendo en la mayor parte de las mentes de nuestra sociedad obstáculos que impone la naturaleza y que hay que salvar con medios ingenieriles. En consecuencia, es práctica habitual buscar soluciones duras para cualquier problema (Ollero, 2007, p. 61).

No caso da inércia conservacionista, o problema está, segundo o autor, na tradição arraigada mundialmente de que a conservação da natureza deve estar alicerçada em critérios bióticos, deixando em segundo plano os processos e elementos abióticos. Esta lógica favorece a artificialização de sistemas fluviais e a

interferência nos processos hidrogeomorfológicos, como se a dinâmica espaço-temporal de erosão e sedimentação não fosse essencial em termos biológicos.

No século XXI a Espanha apresenta um quadro hidrográfico no qual os principais sistemas fluviais estão alterados pelo homem em função dos objetivos de luta contra os riscos ambientais e de aumento da oferta de água para a satisfação das demandas. A lógica das políticas tradicionais de artificialização dos cursos d’água, bastante enraizada na cultura política espanhola, é criticada por autores que defendem a manutenção ou recuperação dos processos hidrogeomorfológicos dos cursos d’água (Ollero, 2007). A necessidade de adaptação das políticas e da legislação ambiental espanhola às diretrizes da Diretiva Quadro da Água tornou-se um desafio complexo, mas positivo quanto aos avanços que proporcionou. O viés ecológico da Diretiva, contrário aos modelos adotados pelas tradicionais políticas hidráulicas de oferta no país, forçou o sistema gestor a frear suas tendências estruturalistas.

Neste panorama, a lógica da restauração ecológica, envolvendo vários termos derivados como restauração ambiental, restauração de rios, reabilitação fluvial, dentre outros, ganhou força no país. Na Espanha ainda não há consenso sobre o real significado e as diferenças entre restauração e reabilitação. Inicialmente a partir do meio acadêmico, os princípios da restauração fluvial vêm sendo gradualmente mais conhecidos e valorizados no seio das políticas públicas e dos planos de bacia. Este é um domínio científico-técnico que se desenvolveu principalmente a partir dos anos 1980, tornando-se um dos campos mais promissores da restauração ecológica. A restauração fluvial é amparada nacionalmente pela Lei do Patrimônio Natural e da Biodiversidade de 2007 (AEBOE, 2007c), na qual estão previstos princípios de proteção e restauração ecológica. A restauração de ecossistemas é, então, definida como um “*conjunto de actividades orientadas a reestablecer la funcionalidad y capacidad de evolución de los ecosistemas hacia un estado maduro*” (p. 51252).

Para Ollero (2007) a abordagem da restauração fluvial deve ser rigorosa em termos conceituais e práticos, não devendo ser confundida, como ocorre costumeiramente, com reabilitação ou recreação. Para o autor, restaurar é restabelecer os processos de um sistema natural, devolvendo-lhe sua estrutura, funções, território e dinâmica. Portanto, a “*auténtica restauración es...restauración pasiva o auto-restauración, consistiendo simplemente en eliminar los impactos para dejar que el sistema natural se recupere solo*” (Ollero, 2015, p. 11). Deve buscar-se orientar o sistema fluvial a um estado equivalente ao quadro original prévio às alterações e interferências humanas, mas com a consciência que equivalente não tem o sentido de idêntico. Em outras palavras, o autor refere-se a restauração como

un programa coordinado de actuaciones a corto, medio y largo plazo que intenta restablecer la estructura y función, es decir, la organización y el funcionamiento de los ecosistemas degradados o destruidos tomando como referencia las condiciones dinámicas más parecidas a las que corresponderían si no hubieran sido afectados por perturbaciones de origen antrópico. Hay que tener en cuenta que en un ecosistema muy dinámico es imposible lograr una réplica perfecta de su condición inicial (Ollero, 2007, p. 193-194).

Nesta perspectiva, a restauração autêntica é um processo passivo de autorrecuperação dos sistemas fluviais, sendo necessário simplesmente que se eliminem os focos de impactos para que os rios trabalhem a seu favor e se recuperem ao longo do tempo, até alcançarem uma dinâmica natural e autossustentável. Os objetivos estão associados à busca de “naturalidade, funcionalidade, dinamismo, complexidade, diversidade e resistência” para os sistemas fluviais (Ollero, 2011; 2015). Esta lógica de “naturalidade” não significa a exigência de condições “virgens” ou “prístinas”, as quais estão praticamente extintas na Espanha, mas sim condições de ausência de intervenções diretas como obras de artificialização. Porém, a restauração também pode ocorrer de modo ativo via ações que acelerem ou conduzam os cursos d’água aos estados de recuperação.

A restauração fluvial também deve contemplar as dimensões humanas dos sistemas fluviais, com todos os seus valores simbólicos, históricos, religiosos e culturais para a sociedade. Esta perspectiva de integrar valores humanos e naturais nas estratégias de restauração as torna mais práticas e mais facilmente aceitas em termos políticos e sociais. Entretanto, há riscos de que as iniciativas se resumam a intervenções superficiais e com ênfase nos aspectos estéticos e de lazer, com a finalidade de promoção política. Muitas vezes “práticas de maquiagem que formam parte de processos urbanísticos e especulativos” adotam o termo restauração como forma de marketing e sem objetivos ambientais (Ollero, 2011). Por isto, Ollero (2015) chama a atenção para o fato de que “*restaurar no es estabilizar, ni ajardinar, ni urbanizar, ni maquilar, ni camuflar, ni simplemente depurar o revegetar*” (p. 18).

Conforme Sánchez Fabre e Ollero (2010), a restauração de áreas úmidas (*humedales*) é uma das linhas de investigação e gestão mais promissoras no campo da gestão ambiental na Espanha e é o âmbito em que mais projetos podem ser enquadrados como de autêntica restauração na concepção mais rigorosa do termo (SÁNCHEZ FABRE; OLLERO, 2010). No século XXI, as propostas de restauração de áreas úmidas vêm sendo priorizadas, inclusive, por organismos de bacia, em detrimento de propostas de restauração de cursos d’água. Este panorama é parcialmente explicado pela quantidade significativa de figuras legais de proteção consolidadas das áreas úmidas no país e pelo apoio tradicional da comu-

nidade científica. As áreas úmidas apresentam mais casos exitosos de restauração no país do que os cursos d’água, dadas as fortes pressões a que estes estão submetidos devido aos diversos interesses na exploração da água e na ocupação das áreas ribeirinhas.

Comparada a países como Estados Unidos, Austrália e a maioria dos estados europeus, a Espanha apresenta um quadro incipiente de implementação de iniciativas de restauração fluvial (OLLERO *et al.*, 2015). Muitas experiências espanholas fracassam por não combaterem as reais causas da degradação dos sistemas fluviais, prejudicando ou impedindo que os cursos d’água trabalhem para restaurarem suas funções. Com uma perspectiva conceitual rigorosa de restauração fluvial, o *Ministerio del Medio Ambiente* lançou, em 2006, a *Estrategia Nacional de Restauración de Ríos* (ENRR) com a intenção de coordenar as diferentes iniciativas de busca do bom estado ecológico dos rios do país, melhorando o seu funcionamento como ecossistemas, como exigido na Diretiva Quadro da Água (MAGRAMA, 2016e). A ENRR é coordenada pela *Subdirección General de Gestión Integrada del Dominio Público Hidráulico*, com assessoria científica e técnica da *Universidad Politécnica de Madrid*. Após um início promissor, a *Estrategia* foi perdendo fôlego, passando por um período de estagnação nos últimos anos. Por isto, várias organizações da sociedade civil demandam a reativação e o fomento do programa (FNCA, 2016b). Em 2009 foi fundado o *Centro Ibérico de Restauración Fluvial* (CIREF) como resultado dos estímulos do congresso europeu de restauração fluvial realizado pelo *European Centre for River Restoration* (ECRR), em Veneza, no ano anterior. Abrangendo Espanha e Portugal, o CIREF possui sede em Zaragoza e integra, além do ECRR, a *Wetlands International European Association* – WIEA (Ollero *et al.*, 2015).

Um dos princípios que embasam a *Estrategia Nacional de Restauración de Ríos* é a consideração e busca da proteção do espaço de mobilidade fluvial, denominado de “*Território Fluvial*”. Este território de “liberdade” fluvial é visto como “uma solução simples e de sentido comum frente à problemática ambiental e de riscos dos rios de planícies” (OLLERO *et al.*, 2010, p. 58). O *Território Fluvial* é concebido como

una banda geomorfológicamente activa (con libertad en los procesos de erosion, transporte y sedimentacion), ancha, continua, inundable, erosionable, no defendida y no urbanizable, un espacio que permite no solo conservar o recuperar la dinámica hidrogeomorfológica, sino tambien obtener corredores ribereños continuos para garantizar la función ecológica, bioclimática y paisajística del sistema fluvial, para cumplir con el buen estado ecológico, para laminar de forma natural las avenidas y para resolver problemas de ordenación de áreas inundables (OLLERO, 2007, p. 34).

A lógica da restauração fluvial e da *Estratégia Nacional* é que “*un río es ante todo libertad geomorfológica, es decir, dinámica pura, actividad y cambio constante*” (OLLERO *et al.*, 2011, p. 01). Nesta perspectiva, o princípio básico deve ser o respeito aos espaços de mobilidade fluvial nos quais os cursos d’água atuam, sem o impedimento às inundações, sem obstáculos aos fluxos naturais da água em qualquer período do ano. A perspectiva de restauração dos idealizadores da *Estratégia* é de naturalização, de retorno dos sistemas fluviais às condições mais próximas do seu estado natural.

Esta figura territorial possui raízes francesas, mais especificamente na noção de “*espace de liberté des cours d’eau*” criada no âmbito do ministério de meio ambiente francês no início dos anos 1990. A *Agence de l’Eau Rhône-Méditerranée-Corse*, uma das agências da água das bacias francesas, retomou o termo no seu plano de bacia (*Schéma Directeur d’Aménagement et de Gestion des Eaux - SDAGE*), em 1996, definindo o espaço de liberdade fluvial como o “espaço do leito maior no qual os canais fluviais migram lateralmente, mobilizando sedimentos e garantindo o funcionamento ótimo dos ecossistemas aquáticos e terrestres” (PIÈ-GAY *et al.*, 1996). Ollero *et al.* (2009) lembram que no contexto anglo-saxônico as ideias sobre faixas fluviais marginais, em que a migração dos canais é suficiente para sustentar os ecossistemas e transportar sedimentos, já haviam surgido em trabalhos de Palmer (1976)<sup>4</sup> e nos conceitos de *streamway* (Brookes, 1996)<sup>5</sup>, *inner river zone guideline* (Department of Water Resources, 1998)<sup>6</sup> e *channel migration zone* (Rapp e Abbe, 2003).<sup>7</sup>

Na Espanha, o conceito de espaço de mobilidade fluvial surgiu inicialmente na tese de doutorado de Ollero (1992) sobre o rio Ebro e, posteriormente, nas pesquisas de Ureña y Ollero (2000). Os autores propuseram a adoção do *Território Fluvial* em substituição ao *Domínio Público Hidráulico* (DPH) nas políticas de ordenamento territorial e gestão dos espaços fluviais. O DPH, definido no Artigo 6 da Lei da Água de 1985 (modificada pelo *Real Decreto 9/2008*), engloba a calha fluvial (o espaço ocupado por águas em cheias ordinárias de 10 anos de recorrência), uma *zona de servidumbre*, de cinco metros de largura para uso público, e uma *zona de policía*, de cem metros de largura (ambas medidas horizontalmente

---

4 PALMER, L. River management criteria for Oregon and Washington. In: Coates, D.R. (ed.). *Geomorphology and Engineering*. Stroudsburg: Dowden, Hutchinson & Ross, pp. 329-346, 1996.

5 BROOKES, A. Floodplain restoration and rehabilitation. In: Anderson, M.G.; Walling, D.E. y Bates, P.D. (eds.). *Floodplain processes*. Chichester: Wiley, pp. 553-576, 1996.

6 DEPARTMENT OF WATER RESOURCES, State of California. *Sacramento River conservation area handbook*. Resources Agency State of California (unpublished report), 1998.

7 RAPP, C.F.; ABBE, T.B. A framework for delineating channel migration zones. Washington State Dpt. of Ecology & Dpt. of Transportation, 2003.

a partir do leito menor), na qual serão controlados o uso do solo e as atividades humanas. O *Território Fluvial* seria constituído, por sua vez, pelas calhas fluviais, pelo espaço de inundação (*espacio de inundación*) e pelo espaço de liberdade ou mobilidade fluvial (*espacio de libertad o de movilidad fluvial*), adotando-se critérios geomorfológicos dinâmicos e não critérios hidrológicos fixos.

Participando de uma mesa de trabalho do *Plan Nacional de Restauración de Ríos*, no âmbito do Programa A.G.U.A., Ollero e Romero (2007) propuseram a adoção do termo “*territorio de movilidad fluvial*”. Este seria definido como “*un espacio, suficientemente ancho y de límites variables en el tiempo, en el que el río pueda desarrollar sus funciones, erosionar, sedimentar y desbordarse*” (p. 3). O *Território Fluvial* deve possuir suficientes dimensões para garantir que a mobilidade dos cursos d’água permita os processos de restauração fluvial e contribua para o ordenamento territorial. Dentre os seus objetivos, o *Território Fluvial* deve conservar ou recuperar a dinâmica hidrogeomorfológica dos cursos d’água, permitindo a sua movimentação lateral e a ocorrência dos processos fluviais naturais e as interações hidromorfológicas e ecológicas entre a calha, as margens, os demais sistemas fluviais e o nível freático. Também deve permitir a configuração de um corredor marginal contínuo que garanta as funções ecológica, bioclimática e paisagística dos sistemas fluviais (Ollero et al., 2009).

Ollero et al. (2009) salientam que, na delimitação dos territórios fluviais, deve-se levar em conta critérios geomorfológicos, ecológicos e históricos (evolução fluvial), considerando que os limites não são permanentes e devem ser revisados periodicamente. Neste sentido, três espaços fluviais sobrepostos são contemplados no *Território Fluvial* com base em trabalhos desenvolvidos pelo *Schéma Directeur d’Aménagement y Gestión des Eaux (SDAGE) Rhône-Méditerranée-Corse* (Ollero, 2007):

- *Espacio de movilidad máxima* (EMAX): corresponde geralmente ao fundo do vale como um todo, esculpido pelo sistema fluvial nos últimos milhares de anos. Envolve as planícies de inundação e terraços recentes que possam ser atingidos periodicamente por inundações excepcionais, abrangendo todo o espaço inundável por eventos de 100 anos de recorrência.
- *Espacio de movilidad funcional* (EFONC): envolve zonas esculpidas pelos sistemas fluviais nos últimos 40 ou 50 anos, excluindo-se zonas habitadas ou grandes equipamentos ou construções. É uma zona de movimentação do sistema fluvial durante as cheias e inundações de períodos de recorrência inferiores às da EMAX, mas ainda assim capazes de deixar impressos na paisagem registros erosivos, sedimentares e morfológicos da atuação dos cursos d’água.
- *Espacio mínimo de movilidad* (EMIN): largura indispensável para que não se acentuem os desequilíbrios hidrológicos, sedimentológicos

e ecológicos. É um espaço mínimo que garanta a capacidade de migração dos meandros.

Para Ollero (2007), a devolução do *Território Fluvial* aos cursos d'água, no contexto das iniciativas de restauração fluvial, devem fazer parte de políticas territoriais que contemplem as exigências europeias de busca do “bom estado ecológico” e da proteção dos ecossistemas aquáticos. Neste sentido, deve-se buscar a conectividade hidrogeomorfológica e ecológica (continuidade do corredor fluvial), a busca da manutenção ou recuperação de características hidrogeomorfológicas mais próximas do estado natural dos cursos d'água, o ordenamento das áreas inundáveis e a minimização de riscos, e a valorização da plurifuncionalidade dos espaços fluviais. Para isto, a remoção de barreiras artificiais obsoletas ou subutilizadas como represas e açudes, pode ser uma das técnicas aplicadas. Os defensores da *Nueva Cultura del Agua* têm defendido a estratégia de remoção de antigas represas obsoletas para a proteção dos sistemas aquáticos e o atendimento das exigências da Diretiva Quadro da Água.

A devolução dos territórios fluviais aos cursos d'água pode ser realizada de três maneiras principais (OLLERO, 2015): a) a desapropriação de terrenos ocupados no *Domínio Público Hidráulico*; b) a implementação consensual entre Estado e usuários a partir de instrumentos como contratos de rios, ou c) a aplicação de estratégias de planejamento nas quais se mantêm as propriedades particulares, mas implementam-se espaços de liberdade fluvial a partir da remoção consensual de obstáculos que prejudiquem ou impeçam os processos de inundação. Neste último caso, algumas poucas iniciativas têm levado proprietários agrícolas a aceitarem inundações controladas de espaços fluviais. Porém, as resistências se intensificam no âmbito da erosão fluvial associada às inundações, já que envolvem a perda de terras agricultáveis (OLLERO *et al.*, 2011).

Até o início do século XXI, a Espanha praticamente não apresentava estudos de caso de restauração fluvial a serem mencionados, sendo que o primeiro projeto relevante foi a recuperação do rio Guadiamar, na Andaluzia, após o desastre da ruptura da represa de decantação de rejeitos da mina de Aznalcóllar, em 25 de abril de 1998. Como resultado, uma grande quantidade de resíduos tóxicos atingiu o *Parque Nacional y Natural de Doñana*. Os exemplos mais ilustrativos de restauração fluvial na Espanha são encontrados nas regiões de León, Gipuzkoa e Navarra, Norte do país. Mais do que iniciativas inseridas em políticas públicas estruturadas ou programas com financiamentos significativos, são ações isoladas e resultantes do trabalho de coletividades sociais ou gestores com preocupações objetivas. Boa parte destas iniciativas foi empreendida a partir do trabalho de técnicos da *Confederación Hidrográfica del Duero*, que criaram campanhas de conscientização de prefeitos e moradores ribeirinhos sobre a importância de mudanças na lógica de convivência com as inundações. Os processos participa-

tivos duraram entre 2009 e 2012, e o programa de mais sucesso ficou conhecido como a “*Escuela de Alcaldes*” (GARCÍA ASENJO *et al.*, 2015).

Como resultado, no rio Órbigo, em León, um segmento de cerca de 24 km de leito foi reordenado, eliminando-se obras que se constituíam em obstáculos para os fluxos e para a biota aquática. Diques foram retirados e uma significativa extensão da planície de inundação foi recuperada (HUERTAS *et al.*, 2015). Em 2001, o *Plan de Gestión del Lugar de Interés Comunitario “Tramos bajos del Aragón y del Arga”* tornou-se o primeiro documento técnico a contemplar objetivos de retomada do espaço de mobilidade fluvial (“Território Fluvial”) no país. Este documento inspirou a implementação, nos últimos anos, das mais ilustrativas experiências de restauração fluvial na Espanha, tendo lugar no trecho da bacia do rio Ebro presente na região de Navarra. Dois dos projetos com maior sucesso envolveram a recuperação de *habitats* da *Mustela lutreola*, uma espécie de mamífero aquático, a partir da remoção de diques, da incorporação de toneladas de sedimentos de leito e de outras iniciativas de recuperação ambiental dos leitos e margens.

Também ganharam destaque as iniciativas de demolição de mais de duas centenas de represas obsoletas no país. Próximo a León foi demolida, em 2013, a represa de San Marcos no rio Bernesga, em um trecho urbano de elevado valor histórico e cultural. A maior represa demolida na Espanha foi a de Robledo de Chavela, situada no rio Cofío em Madrid. Era uma estrutura com 22 m de altura que foi dinamitada em 2014. Outros casos ocorreram no País Vasco (*Gipuzkoa*), onde foram suprimidas as represas de Mendaraz, no rio Urumea, com 3,5 m de altura, e de Inturia, no rio Leitzarán, com 13 m de altura (IBISATE *et al.*, 2016). Na Catalunha, a *Agencia Catalana de l’Aigua* também vem incorporando alguns princípios de restauração no plano de gestão da *demarcación hidrográfica de las cuencas internas de Cataluña*, como a proposição da delimitação de espaços fluviais distintos quanto às suas funções (*Zona Fluvial, Sistema Hídrico e Zona Inundable*).

Apesar do sucesso destes exemplos, não é difícil constatar que, devido às pressões das atividades econômicas e dos processos de urbanização nos sistemas fluviais, a restauração fluvial autêntica é muito difícil em qualquer realidade urbana espanhola. A retirada ou modificação de formas de uso e ocupação nos fundos de vale representa um desafio muitas vezes intransponível para os atuais modelos de desenvolvimento. Outro obstáculo comum é a quase impossibilidade de encontrar-se estados naturais de referência em cursos d’água próximos, já que praticamente todos estão alterados. Em resumo, “*la restauración sólo es aplicable a muy corto plazo y para perturbaciones locales muy concretas*” (Ollero *et al.*, 2015, p. 1786).

Com tais dificuldades e obstáculos, os processos de reabilitação ambiental tornaram-se mais frequentes na Espanha. Com a reabilitação, busca-se a melhora do estado fluvial baseando-se na recuperação de alguns elementos, processos ou

funções, aproximando os cursos d'água de suas condições originais, mas dentro de uma lógica mais “possibilista” (Ollero et al., 2015). A restauração foca o funcionamento hidrogeomorfológico dos sistemas fluviais, e não os aspectos de lazer, estética ou harmonia paisagística. Grande parte dos projetos empreendidos na Espanha cai nestas categorias. Muitas ações consideradas como de reabilitação se concentraram em zonas urbanas e focaram iniciativas pontuais de melhora estética e ambiental por meio da limpeza de resíduos, recuperação de margens degradadas e aplicação de técnicas de bioengenharia, com vários exemplos na Catalunha, na Andaluzia e no País Vasco. Estas iniciativas se distanciam bastante das concepções mais rigorosas de restauração fluvial e, até mesmo, de reabilitação fluvial adotadas em nível internacional (MORANDI, 2014).

É certo que, na reabilitação, pode-se conferir aos sistemas fluviais a melhora do estado ecológico e a recuperação de grande parte de suas funções e serviços ambientais, mesmo sem a “naturalidade” desejável em um processo de recuperação integral do sistema. Dadas as maiores possibilidades da reabilitação no contexto espanhol, Ollero (2007) considera que

Lo más inteligente puede ser pensar en restauración y actuar en rehabilitación, desarrollar la teoría y los principios de la restauración y, teniéndolos en cuenta, ejecutar adecuadamente las técnicas de rehabilitación, llegando lo más lejos posible en los ideales de la restauración (p. 16).

As iniciativas de reabilitação podem ser compreendidas, portanto, como estando em um nível mais baixo de exigências de recuperação ambiental, com medidas mais simples e práticas do que seriam nos casos de restauração. De todos modos, são estratégias importantes em termos de revitalização dos sistemas fluviais e podem representar um estágio prévio de objetivos mais audaciosos de restauração. Um desafio importante no desenvolvimento das iniciativas de reabilitação na Espanha é justamente a falta de um aparato legal e conceitual oficial que padronize a adoção dos termos nacionalmente. Ainda não está claro o real significado dos termos restauração e reabilitação, diferentemente de países como França e Austrália, onde o meio científico já demonstra maior entendimento de que a restauração é utópica, sendo mais realista referir-se exclusivamente a reabilitação (BRIERLEY; FRYRS, 2008). Por vezes, a remoção de uma represa pode ser considerada como restauração no país, ao permitir que os cursos d'água afetados busquem a recuperação de suas condições ambientais pré-impactos, enquanto a construção de uma escala de peixes em uma represa é comumente referida como reabilitação, já que somente implica a melhora das condições piscícolas. A abertura de passagens para a migração de peixes ao longo das estruturas fluviais é uma das intervenções mais frequentes nos rios espanhóis nas últimas décadas,

com destaque para as mais recentes que se basearam em rampas com morfologia mais natural, como no município de León, a criação de canais laterais em Salamanca, e elevatórias para peixes nas regiões de Asturias e Navarra.

Mesmo com algumas experiências isoladas no país, Ollero et al. (2009) avalliam que, atualmente, é inviável a implementação de territórios fluviais na Espanha, já que exigiria uma “*auténtica revolución en la gestión fluvial y es considerada irrealizable por las administraciones competentes*” (p. 54). Dentre as causas desta inviabilidade, estariam as fortes pressões econômicas e urbanísticas nos fundos de vale e os consequentes interesses em manter a rede fluvial como fonte de recursos hídricos. Também contribui a falta de uma cultura política e social que valorize os territórios fluviais como áreas de mobilidade dos cursos d’água. As inundações são vistas como catástrofes, inimigas contra as quais há que se lutar, não havendo uma sensibilização para o seu real significado e para as implicações da ocupação de áreas de riscos. É preciso, portanto, educar a população para o funcionamento dos sistemas fluviais e para a convivência com os riscos.

Se a aplicação dos territórios fluviais para os grandes rios é bastante difícil na atual conjuntura espanhola, em função da necessidade da convergência de várias “vontades políticas” e outros fatores, para Ollero et al. (2009) o processo se torna “utópico” no caso de pequenos cursos d’água. Estes são “*sistemas fluviales a los que se ha perdido totalmente el respeto y en los que se han ejecutado transformaciones y alteraciones enormes, a veces definitivas*” (p. 58).

Quando as intervenções nos cursos d’água ocorrem sem uma perspectiva do recorte das bacias hidrográficas e da continuidade natural dos sistemas fluviais, mas sim sob interesses divergentes dos recortes político-administrativos, podem ser geradas situações que beiram a irresponsabilidade para com os ecossistemas aquáticos e com a sociedade. Mesmo sem o rigor conceitual do termo restauração adotado na *Estrategia Nacional de Restauración de Ríos*, Martín Vide (2015) fornece um exemplo ilustrativo com o caso do rio Besòs, na Área Metropolitana de Barcelona. Uma forte inundação ocorrida em 1962 levou à canalização do rio em 1975, em um leito artificial de 130 m de largura. Em 1996 foi aprovado um projeto com o objetivo principal de melhoria da qualidade da água via técnica de implantação de áreas úmidas (*constructed wetlands*), mas somente em um trecho do canal. No município de Montcada, a sociedade demandou melhoras na qualidade da água e uma perspectiva mais “natural” do canal, mas sem a necessidade de utilização social. Já no município de Santa Coloma, houve a demanda para que se criasse um parque urbano para efetiva utilização da população, dada a escassez de espaços verdes na cidade.

Como resultado, 4,2 km do rio apresenta-se atualmente sinuoso com áreas úmidas (pese que foram instaladas inadequadamente em um leito torrencial e boa parte já foi danificada pelas cheias), e, a jusante, o rio apresenta padrão retilíneo

em um trecho de 2 km convertido em um parque urbano. Este parque “*constituye la imagen más conocida y publicitada, y el mayor éxito de opinión pública, del nuevo río Besos*” (Martín Vide, 2015, p. 56). Mesmo canalizado e com intervenções diferentes em seus segmentos, houve uma notável recuperação ambiental em termos de aves e peixes. As áreas úmidas construídas passaram a fazer parte, inclusive, das rotas migratórias de certas aves. Deste modo, Martín Vide constata que projetos, inclusive mais baratos, poderiam ter realizado intervenções de restauração mais lógicas e integradas, mas também menos populares se não contemplassem os diferentes interesses municipais. O autor também conclui que a recuperação do espaço de liberdade fluvial é uma pendência praticamente impossível de ser realizada, dada a urbanização já instalada nas margens e as contínuas pressões metropolitanas por mais espaços. Porém, “*en el corredor disponible, mucho más estrecho que el original, tiene sentido recrear formas y procesos naturales, aunque no sean los originales*” (p. 60).

Fortes inundações nos anos 1950 também levaram ao desvio do rio Turia, em Valencia, um dos casos de intervenções em rios urbanos mais conhecidos na Espanha. Em 14 de outubro de 1957, intensas chuvas provocaram inundações que causaram várias mortes e importantes danos materiais na cidade, levando à aprovação do “*Plan Sur de desviación del río Turia*” e à sua implantação em 1961 (Gil Olcina e Rico Amorós, 2008a). O Plano foi estruturado com o objetivo de desviar o rio e transformar o leito original em um parque urbano. O curso d’água foi totalmente desviado em seu baixo curso e desconectado do mar a cerca de 12 km da desembocadura. O leito foi canalizado e flanqueado por avenidas, transformando-se posteriormente no *Parque Fluvial del Turia*. O Parque é um eixo longitudinal que marca de forma destacada a paisagem urbana de Valencia, sendo bastante utilizado pelos moradores e turistas como área de lazer. Pelos atrativos estéticos do Parque e pela sua maciça utilização pela população, não é difícil imaginar que este emblemático eixo da cidade seja bastante bem aceito socialmente. Porém, também pode-se imaginar que boa parte da população não sabe da história do rio e não imagina que o Parque está instalado em um antigo leito fluvial. É fácil perder esta noção, já que não há vestígios do rio, mas sim uma sucessão de jardins, fontes, pistas de esportes, equipamentos de lazer e grandes estruturas turísticas que vêm sendo instaladas ao longo do tempo. Uma obra de tal magnitude e com importantes impactos na paisagem urbana não poderia ficar isenta de elogios e críticas.

Para Estevan (2007), mesmo em uma época em que os argumentos ecológicos não eram prioritários e em que os objetivos de contenção de inundações eram buscados via obras hidráulicas com mínimos custos, a decisão de suprimir o rio Turia do seu leito original é “inexplicável”, ainda mais levando-se em conta as origens fluviais de Valencia. Para o autor, “*no hay precedentes, ni ejemplos*

*posteriores, de la supresión total de un curso fluvial en una ciudad, y menos aun tratándose de un río emblemático, cargado de historia y de valor simbólico e identitario”* (p. 1). Sobre as recentes ideias do poder público de Valencia de intervir novamente no direcionamento dos fluxos fluviais do Turia, Estevan complementa que Valencia

intenta lavar su culpa instalando en el viejo cauce los más variados simulacros del agua, mientras sigue llamándose a sí misma la ciudad del Turia y sigue llamando El río al viejo cauce del que precisamente desterró a su río (p. 1).

Deste modo, Estevan (op. cit.) defende que processos de reabilitação sejam empreendidos no leito do rio Turia, permitindo que pelo menos parte do fluxo seja devolvido ao leito original de modo permanente e contínuo, voltando a conectá-lo com o mar. Este processo, realizado em harmonia com os jardins e estruturas de lazer, voltaria a dar algum sentido à denominação *Parque Fluvial del Turia*.

A ausência de uma legislação específica que ampare os processos de restauração fluvial prejudica o seu desenvolvimento na Espanha. O único direcionamento legal é dado pela Diretiva Quadro da Água no que se refere à exigência do bom estado ecológico para os rios europeus. Também torna-se claro que a efetivação dos territórios fluviais e das iniciativas de restauração como um todo somente podem ocorrer de modo eficiente se forem contempladas em planos e programas que integrem a gestão da água e a gestão ambiental nas dimensões do ordenamento territorial. Nesta perspectiva de planejamento, deve estar associada a dimensão do acompanhamento dos resultados e de possíveis adaptações necessárias.

Com as fortes barreiras à implementação da restauração fluvial, vários projetos têm buscado associar medidas de restauração e de reabilitação, como no caso do *Life+Segura Riverlink*, em Murcia, coordenado pela *Confederación Hidrográfica del Segura*, que obteve o prêmio internacional *European Riverprize* como a melhor iniciativa de restauração fluvial de 2015. O projeto interveio em 54 km do rio Segura, um dos mais impactados do país, incluindo a remoção de uma represa, a construção de oito passagens para peixes em outras barragens, recuperação de margens e a criação de uma “*red de custodia del territorio y voluntariado*” nos municípios.

Cabe destacar que, ainda que muitas intervenções não possam ser consideradas como restauração e tampouco como reabilitação, a Espanha apresenta inúmeros exemplos de rios urbanos revitalizados e que contribuem para a melhoria da qualidade de vida da população. Estas ações foram extremamente importantes nas estratégias de transformação dos espaços urbanos. A recuperação da qualidade ambiental dos cursos d’água urbanos é um dos sinais mais visíveis do período posterior à entrada da Espanha na União Europeia em 1986, particular-

mente após a vigência da Diretiva Quadro da Água. Este período coincide com destacadas transformações políticas e socioeconômicas do país. Até há poucos anos atrás, o panorama nacional mostrava uma abundância de rios poluídos e degradados que recebiam cargas de efluentes domésticos e industriais não tratados. Mesmo com a sua importância histórica, cultural e simbólica, muitos rios haviam deixado de representar eixos de atração e convivência social. Atualmente a grande maioria se apresenta integrada às paisagens urbanas, atraindo os cidadãos para as suas margens. A partir de iniciativas de recuperação ambiental, muitos eixos fluviais transformaram-se em parques urbanos, diversas vezes referidos como parques fluviais, com equipamentos de lazer como pistas de corrida, aparelhos de ginástica e trilhas.

Um dos primeiros passos neste sentido foi o tratamento das águas poluídas, eliminando-se os obstáculos de regeneração ecológica e os fatores de repulsão da população, destacadamente a cor e o odor das águas e os riscos de transmissão de doenças. Com as águas tratadas, muitos leitos e margens sofreram intervenções. Vários leitos fluviais foram objeto da implantação de elementos para controlar a dinâmica dos fluxos e dos processos erosivos e deposicionais, bem como estimular o desenvolvimento da biota aquática, como estruturas de oxigenação das águas, substratos sedimentares, implantação de áreas úmidas, trechos vegetados e corredeiras. Em várias cidades, inclusive médias e grandes, é possível observar a presença de muitas espécies de peixes e aves ao longo dos rios, indicando boas condições ecológicas. Podem ser observados, por exemplo, faisões às margens do rio Besòs, em plena zona urbana de Montcada, *Area Metropolitana de Barcelona*, ou diversas espécies de aves aquáticas no rio Guadalquivir, em Córdoba, e no rio Pisurga, em Valladolid. Nestas e em muitas outras cidades, como Zaragoza, Sevilha, Salamanca, León, Bilbao e Burgos, os eixos fluviais foram transformados em zonas de convivência social, oferecendo atrativos estéticos e de lazer que os configuram como importantes marcos de revitalização urbana. Alguns rios urbanos são, inclusive, apropriados para balneabilidade. É importante destacar, portanto, que os rios urbanos, mesmo que não cumpram com suas funções hidrogeomorfológicas originais, cumprem com funções ecológicas e sociais igualmente relevantes.

Na atual conjuntura de busca do atendimento da Diretiva Quadro da Água e de concepção de modelos e estratégias de gestão mais coerentes com os desafios atuais, os processos de reabilitação ambiental também têm, portanto, uma relação direta com a melhoria da qualidade de vida humana e da garantia da dignidade e da cidadania. Deste modo, as iniciativas devem contemplar as dimensões sociais e culturais dos sistemas fluviais que envolvem aspectos simbólicos e representações sociais consolidadas. Como alerta o *Libro Verde de Medio Ambiente Urbano* (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO; AGENCIA DE ECOLOGÍA URBANA DE BARCELONA, 2009;

p. 68), não se pode esquecer “*la importancia que tiene la recuperación de los escenarios sociales del agua, que forman una parte esencial del patrimonio cultural y de la memoria colectiva*”.

Em termos de perspectivas da restauração fluvial no país, será aprovada em 2017 a nova *Estrategia Nacional de Infraestructura Verde, Conectividad y Restauración Ecológica*, iniciada em 2015 pelo governo espanhol e cujos programas integrarão as iniciativas de restauração fluvial em nível nacional. Também há um cenário positivo de expansão do programa das *Reservas Naturales Fluviales*, unidades de proteção principalmente das zonas fluviais de cabeceira em zonas montanhosas, cuja rede nacional contava com 82 unidades no final de 2016. Como deficiências a serem combatidas, deve-se mencionar a falta de projetos de recuperação de canais fluviais temporários e efêmeros, geralmente subestimados pelas políticas públicas. Neste sentido, há uma forte lacuna de iniciativas em rios entrelaçados (*braided*) de zonas montanhosas, apesar de seu elevado valor ecológico e ambiental.

Logicamente que os processos de recuperação-revitalização envolvem a necessidade de recursos financeiros para o tratamento da água e para a criação das zonas de lazer, mas também dependem de vontade política para mudar-se o paradigma de “encaixotamento” dos cursos d’água e para implantar-se estratégias de conservação dos espaços criados.

## **7 Integração entre gestão da água, uso da terra e ordenamento territorial**

Nas últimas décadas a gestão da água tem se tornado um dos principais desafios na Espanha, atraindo a atenção de toda a sociedade para as políticas do setor e sujeita a controvérsias políticas, socioeconômicas, ambientais e territoriais (Font e Subirats, 2010). O país se vê continuamente confrontado com os rigores do quadro climático e com as diferenças entre a Espanha “úmida” e a Espanha “seca”, gerando tensões e conflitos regionais sobre os discursos de busca do “equilíbrio hidrológico” no país. As estiagens que historicamente afetam o território espanhol de modo cíclico, a expansão das demandas agrícolas, o aumento dos custos da água e a necessidade de integração da gestão da água com a gestão territorial reforçam estes desafios. O caráter vital e de insumo produtivo, faz da água um elemento de interesse comum, estratégico e intersetorial. A sua gestão afeta, portanto, todas as dimensões que marcam a evolução da sociedade.

Paralelamente, o país se viu, desde a Constituição de 1978, diante do desafio da construção de diversas identidades regionais com a divisão do país nas *comunidades autónomas*. A gestão da água, antes exercida em um modelo cen-

tralizador, passou a ocorrer como um processo compartilhado entre o Estado e as diferentes esferas políticas, econômicas e sociais regionais. Neste sentido, o discurso estatal da manutenção e reforço da “identidade espanhola”, em que um dos instrumentos era as políticas hidráulicas tradicionais de alocação e distribuição de água, se viu confrontado por múltiplos e fragmentados interesses, objetivos e identidades regionais. No contexto da diversidade regional, a água não é vista unicamente na perspectiva do desenvolvimento, mas também como um patrimônio territorial carregado de significados que não estão limitados à concepção monetária e econômica.

Entretanto, o discurso tradicional nacional passou a ser comumente reproduzido à escala regional nas décadas seguintes à criação das *comunidades autónomas*, já que as principais instituições de gestão da água criadas nas regiões (as *confederaciones hidrográficas* e os organismos de bacia intracomunitários) são órgãos públicos que foram criados sob a influência do pensamento estatal tradicional (Saurí; Del Moral, 2001). A acomodação da lógica do histórico paradigma hidráulico e da “solidariedade nacional” nas diferentes realidades comunitárias encontra muitas barreiras em função, justamente, do mosaico de especificidades fisiográficas, políticas, histórico-culturais e socioeconômicas, e do sentimento de identidade regional. Para as forças políticas de certas *comunidades autónomas* como a Catalunha, o discurso da “solidariedade nacional”, inadequado às concepções independentistas, foi substituído pelo discurso da “solidariedade europeia”, em prol de transferências hídricas da bacia do Ródano, na França (Saurí; Del Moral, op. cit.). Deste modo, os defensores desta ideia estariam fazendo referência à necessidade de cooperação entre os países da União Europeia e, ao mesmo tempo, evitariam fazer parte de uma rede de auxílio nacional que não favoreceria o sentimento de autonomia e independência da Catalunha.

A configuração do país em diversas regiões autonômicas e as implicações e exigências derivadas da inserção do país na União Europeia dificultam a concepção e a aplicação de uma política da água à escala nacional. A Diretiva Quadro da Água está baseada em princípios cuja efetivação envolvem a gestão territorial e os modelos de desenvolvimento. Portanto, a modernização da gestão da água na Espanha não pode passar ao largo de questões de fundo que afetam as sociedades em diferentes escalas espaço-temporais: a gestão da água, antes de ser um processo de políticas de águas, é um processo de políticas territoriais e de modelo de desenvolvimento. Estes modelos devem contemplar estratégias de integração entre as dimensões ecológica, econômica e social, buscar a integração da gestão da água no contexto das políticas territoriais e definir estratégias de utilização de recursos associadas à proteção da qualidade ambiental. Somente a gestão da água com viés territorial, e não setorial, pode conseguir abordar as diferentes dimensões envolvidas na configuração das pressões humanas nos ecossistemas aquáticos.

As políticas da água possuem um potencial importante de integração das diferentes políticas setoriais e na configuração de modelos de configuração territorial ambientalmente coerentes com os novos tempos. Autores como Del Moral (2006) e Cuadrat Prats (2006) lembram que a gestão de qualquer recurso básico não pode ocorrer de modo rigoroso e coerente se não está conectada a uma estratégia territorial de referência. Entretanto, no caso da água, a sua presença em todas as atividades de produção e reprodução social, suas funções básicas nos sistemas naturais e suas dimensões simbólica e cultural tornam esta conexão ainda mais imprescindível.

Dada a importância da água para todos os setores da vida e da economia, e os desafios de gestão apresentados pelos climas mediterrâneos, as políticas da água na Espanha são tradicionalmente protagonistas da estruturação territorial. Além de envolver importantes dimensões vitais e ambientais que dispensam detalhamento, as decisões tomadas no campo da gestão da água são determinantes de estruturas de poder e de decisão atreladas ao crescimento econômico e à organização política do país, as quais comandam a configuração dos territórios. Portanto, não por acaso as políticas da água atraem intensos debates e atenção em diferentes setores da sociedade. Como afirma Del Moral (2009), “*en un contexto de personalidad fuerte de la política de aguas*”, as estruturas de gestão devem buscar integrar as políticas da água e do território a partir de novos objetivos, novas metodologias e novos procedimentos exigidos pela Diretiva Quadro da Água.

Como destacam vários autores, a Espanha não carece mais de grandes obras hidráulicas, mas sim de planejadores territoriais. Sobre este tema, uma das frases célebres citadas com certa frequência na literatura nacional é do economista Aguilera Klink (1997, p. 10):

... no hay gestión del agua sin gestión del territorio, de la misma manera que no nos apropiamos sólo de recursos sino de ecosistemas. Así pues, se trataría de estudiar el funcionamiento de cada cuenca hidrográfica y de las opciones de ocupación del territorio y de los estilos de vida que sean compatibles con el funcionamiento de esas cuencas.

Neste sentido, a importância da integração entre políticas da água e políticas de ordenamento territorial ficou clara na Carta Europeia de Ordenamento do Território de 1983, chamando a atenção para a necessidade de uma visão territorial menos setorial e mais integrada na incorporação de dimensões econômicas, ecológicas, sociais e culturais (BIELZA DE ORY, 2002). A Carta frisou também que este processo de gestão territorial deve ser democrático e participativo e associar adequadamente a gestão dos usos da água com a dos usos do solo. A necessidade da gestão territorial integrada também seria enfatizada na Conferência das

Nações Unidas para o Desenvolvimento e o Meio Ambiente de 1992 (Rio 92) e na Estratégia Territorial Europeia de 1999, quando a gestão de recursos hídricos foi vista como parte da “*gestión prudente de la Naturaleza*” (BIELZA DE ORY, 2002, p. 236).

Del Moral (2009) divide o processo histórico de relações entre as políticas da água e do território, nos últimos 20 anos, em três fases. A primeira, vigente até meados dos anos 1990, coincidiu com o ápice das fortes influências das políticas da água na configuração territorial na Espanha, resultado do forte prestígio social e poder institucional das políticas hidráulicas tradicionais. Este protagonismo foi sustentado pela ideia difundida da necessidade de se reconfigurar a geografia “desequilibrada” do país por meio de uma reorganização hidrográfica baseada na solidariedade entre territórios. A potente infraestrutura hidráulica construída e os elevados níveis de consenso social em torno dos seus benefícios também contribuíram para a consolidação desta etapa, além da elevada capacidade de adaptação e sustentabilidade temporal destas abordagens hidráulicas que a fazem sobreviver a diferentes governos e regimes políticos.

A segunda etapa inicia-se com os debates em torno do anteprojeto do *Plan Hidrológico Nacional* em meados dos anos 1990. As críticas ao modelo de gestão tradicional emergem de modo mais intenso, destacando a falta de consideração da dimensão territorial nas políticas hidráulicas e de reflexão sobre os modelos de desenvolvimento adotados. Del Moral (op. cit.) lembra que contribuíram para esta etapa a própria emergência do “paradigma ambiental” e o desenvolvimento da área disciplinar do ordenamento territorial. Neste sentido, cresce o movimento de demanda por políticas da água integradas a políticas territoriais definidas.

Finalmente a terceira etapa, atualmente vigente, continua marcada pela intensificação das demandas de integração entre as políticas da água e do território, com a defesa de incorporação de integração e coordenação institucional, de mecanismos de “informação, transparência e participação” dos agentes sociais. Entretanto, nesta etapa é consolidada a demanda por uma reorientação do modelo de desenvolvimento, com redução das pressões nos sistemas territoriais e avanços rumo a um modelo que seja sustentável e que não seja embasado na busca a todo custo do crescimento econômico. A “modernização” da legislação espanhola, buscando adequar-se à Diretiva Quadro da Água, é um traço marcante desta etapa, com a aprovação de textos como a *Ley para el desarrollo sostenible del medio rural* (Lei n. 45 de 13 de dezembro de 2007) e a *Ley de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad* (Lei n. 42, de 14 de dezembro de 2007).

Portanto, seguindo as tendências históricas em nível europeu, nos últimos anos tem se intensificado na Espanha a ideia de que a gestão da água não pode ser desconectada da gestão do território e do modelo de desenvolvimento, com suas dimensões econômicas, ecológicas, sociais e culturais (Cuadrat Prats, 2006).

Mais do que esta necessária conexão, as políticas da água são potencialmente integradoras das políticas de uso do solo, gestão de recursos naturais e planejamento urbano. Para Del Moral (2006), cresce na Espanha a impressão de que nas zonas mais dinâmicas o foco “*no es el tradicional problema de capacidad de pago sino de capacidad de carga, no es de racionalización económica de los usos del agua sino de definición de modelo de desarrollo*” (p. 34). O paradigma de aumento da oferta da água não considera os impactos ecológicos nos ecossistemas, ao contrário das diretrizes da Diretiva Quadro. Enquanto a Diretiva considera a gestão da água como uma parte dos processos de gestão das massas de água, para os quais se deve priorizar a busca do bom estado ecológico, as políticas hidráulicas tradicionais priorizam a disponibilização de água a qualquer custo, ambiental ou financeiro.

A Diretiva Quadro da Água traz a noção de gestão integrada em um sentido mais amplo do que a clássica defesa da consideração conjunta de águas subterrâneas e superficiais, ou das dimensões de quantidade e qualidade da água. A integração envolve também “disciplinas, enfoques e experiências”, abarcando a cooperação e coordenação entre diferentes instâncias de gestão e a integração de usuários e da sociedade civil nos processos decisórios (Del Moral, 2009). Portanto, as políticas da água devem deixar de ser vistas como políticas setoriais para serem contempladas como políticas ambientais e territoriais transversais (Estevan e Naredo, 2004). Este é o viés para o atendimento das abordagens da Diretiva Quadro da Água, cuja essência é o abandono da visão setorial da água visando à redução das pressões humanas e ao aumento da qualidade ecológica dos ecossistemas.

Entretanto, dentre as maiores dificuldades que a Espanha apresenta para a transposição dos fundamentos da Diretiva Quadro em suas práticas de gestão, La Roca (2008) destaca justamente a desconexão entre as dimensões econômica e ecológica, o que se reflete na falta de integração entre a gestão dos usos da água, as pressões e os impactos. As políticas tradicionais fomentadoras do aumento da oferta não priorizam a relevância ou a adequabilidade dos usos aos contextos naturais em que estão. Na Andaluzia, por exemplo, a explosão dos campos irrigados, incluindo campos de golfe destinados à indústria do turismo, parece ignorar as características do clima mediterrâneo. A falta de integração das políticas da água com as políticas territoriais é bem exemplificada pelo perfil dos cultivos que se expandiram nos últimos anos. Parte da água disponibilizada pelos altos investimentos na infraestrutura de aumento da oferta é direcionada a cultivos que pouco ou nada tem a ver com a vocação natural regional.

A este respeito, é ilustrativa a fala de Manuel Lorenzo Pardo, fundador e diretor técnico da *Confederación Hidrográfica del Ebro* nos anos 1920 (Olcina Cantos, 1999, p. 46):

la zona verdaderamente apta para el cultivo de regadío...donde se conservan los usos más antiguos, las tradiciones más vivas, las instituciones de riego más firmes, las prácticas más sabias, la mayor y más generalizada experiencia.

Pardo salientava que a história, a tradição e a experiência adquirida nas zonas mais necessitadas de água na Espanha, particularmente o litoral mediterrâneo, deviam ser priorizadas nas políticas de expansão de áreas irrigadas. O desafio do atendimento das demandas agrícolas em áreas hidrológicamente desfavoráveis podia ser, assim, vencido pela engenhosidade humana na busca da redistribuição espacial das águas. Porém, em um quadro mediterrâneo sujeito a fortes variações sazonais de disponibilidade hídrica, a defesa da expansão das áreas irrigadas pode ser vista como irresponsável se não inserida em um contexto de integração entre as políticas da água e do território. Seguramente os desafios atuais exigiriam uma adaptação deste discurso de Pardo ao novo quadro de disponibilidades, demandas e exigências ambientais e territoriais do século XXI.

A Espanha passou, desde o término da ditadura franquista (1939-1975), por uma crescente expansão econômica e por importantes avanços sociais. A entrada do país na União Europeia marcou o início de um continuado período de melhorias sociais e de crescimento econômico impulsionado por subvenções. A agricultura irrigada, a indústria e o turismo foram os eixos de dinamização econômica do país. Se, por um lado, trouxeram inegáveis benefícios, por outro também trouxeram uma intensificação das pressões e impactos nos sistemas hídricos do país.

Com fortes impactos nas políticas da água e do território, as políticas agrícolas vêm considerando, ao longo de diferentes governos, a lógica do aumento contínuo das demandas no gerenciamento da água disponível para irrigação, fato que se reflete nos recursos financeiros nacionais e europeus investidos no setor (Del Moral, 2009). No final do século XIX, as áreas irrigadas na Espanha somavam 1,2 milhões de hectares, concentrados principalmente em fundos de vales fluviais e “*huertas*” litorâneas, aumentando para 1,5 milhões por volta de 1950 (MIMAN, 2000 a). Porém, entre 1960 e 1990, a agricultura irrigada espanhola atravessou o período de maiores transformações de sua história, passando de 1.800.000 ha para 3.300.000 (MORALES GIL, 1999; 2002). Este processo foi impulsionado pelos avanços tecnológicos no setor agrícola, pela abertura de novos mercados e por auxílios e subsídios estatais e europeus. Morales Gil (2002) lembra que a forte expansão da agricultura irrigada na Espanha, antes da Lei da Água de 1985, foi pouco influenciada por decisões e políticas estatais, resultando principalmente de iniciativas particulares de irrigantes que buscavam a aplicação de novas técnicas de sondagem, captação e bombeamento de águas subterrâneas.

O panorama de contínuo dinamismo da agricultura irrigada foi interrompido em 1992 devido a uma forte estiagem no país e à queda de barreiras alfandegárias para a exportação de frutas e hortaliças no seio da União Europeia. A falta de planejamento e ordenamento territorial ficava clara no sentido de se prevenir os efeitos das estiagens naturais e evitar os excessos de oferta de certos cultivos nas regiões exportadoras. Para Estevan (2008a, p. 46), foi somente a partir das análises econômicas exigidas pela Diretiva Quadro da Água que se começou a se reconhecer “*el telón de fondo del fracaso global de la política de extensión del regadío en España*”.

Mesmo com períodos de estagnação ou retrocesso, desde o início do século XX, a Espanha passou por um importante processo de fomento à transformação de áreas agrícolas de “*secano*” em áreas irrigadas. Ao mesmo tempo, o país assiste a uma retração das áreas cultivadas devido aos mencionados problemas da agricultura tradicional. Atualmente as áreas irrigadas somam cerca de 3,7 milhões de hectares, correspondendo a 20% da superfície cultivada e a 80% da produção agrícola (COROMINAS, 2015). O ciclo mais recente de expansão das áreas irrigadas ocorre, segundo Morales Gil e Hernández (2010), justamente em um período de fortes críticas à utilização desenfreada da água em usos agrícolas com pouca repercussão socioeconômica nas áreas afetadas e que contribuem, simultaneamente, para aumentar as pressões sobre os recursos hídricos disponíveis. De todos modos, a “sintonia de interesses” entre o setor agrícola e o aparato estatal de gestão da água conseguiu, recentemente, a inclusão de 700.000 ha de novas áreas irrigadas no conjunto de planos de Regiões Hidrográficas para o 2º Ciclo de planejamento (2015-2021), sendo a maior parte concentrada na *Demarcación Hidrográfica del Ebro* (Hernández-Mora, 2016).

Por outro lado, ao contrário do que se poderia esperar, o volume de água utilizada na irrigação caiu significativamente nas últimas décadas, conforme dados do *Instituto Nacional de Estadística*. Enquanto nos anos 1990 eram utilizados 24,2 milhões de m<sup>3</sup> de água por ano, nos anos 2000 o volume caiu para 16,1 m<sup>3</sup>/ano, fato devido, em grande parte, à modernização das técnicas de irrigação (INE, 2010). Além do maior rigor na aplicação das concessões e no pagamento justo de taxas de utilização de água, a modernização dos sistemas de irrigação via a incorporação de técnicas mais eficientes é vista como essencial para os avanços na gestão dos usos agrícolas na Espanha (Pérez González, 2006). A expansão das áreas de agricultura modernizada, voltada principalmente para a agroindústria e o mercado externo e disseminadas no país marcadamente a partir do final dos anos 1970, vem determinando, igualmente, a expansão de técnicas mais modernas de irrigação como a aspersão e o gotejamento. A tradicional técnica de irrigação por inundação não é vista como alinhada com os princípios de economia e eficiência do uso da água. Por outro lado, o gotejamento era aplicado em mais

de 50% das áreas irrigadas em 2009 (Morales Gil e Hernández, 2010), contra 18% no final dos anos 1990 (Olcina Cantos, 1999). A modernização das técnicas explica, em boa medida, a redução do consumo de água na irrigação ao longo das últimas décadas.

Para Morales Gil e Hernández (op. cit.), dentre os fatores associados à redução da “*trascendencia social*” da agricultura na Espanha, está a tecnificação e a consequente redução da mão de obra empregada, bem como a expansão da moderna agricultura extensiva que obtém a maior parte dos subsídios públicos, mas cujos benefícios não se refletem no meio rural. Os subsídios do Estado visando à busca de novas alternativas de água e a redução das pressões nos aquíferos são pagos pela sociedade como um todo, assim como as externalidades negativas da superexploração das águas subterrâneas (Custodio *et al.*, 2016). Neste sentido, o aprimoramento da governança e da gestão participativa da água é visto como essencial, seja a partir das associações de usuários ou de outras instâncias de inserção da sociedade civil.

Por este motivo, Llamas *et al.* (2015) afirmam que a gestão da água na Espanha, principalmente das águas subterrâneas, deve passar por cortes dos subsídios públicos aos usuários, levando-os gradualmente a arcar com os custos integrais da utilização, ou seja, os custos financeiros, ambientais e de oportunidade. Na verdade, já se verifica no cenário nacional uma tendência de maior recuperação de custos financeiros na gestão particular da água subterrânea pelos próprios usuários, a partir de busca de mais eficiência e economia. No caso da água superficial subsidiada, os usuários não são estimulados neste sentido. As políticas de cortes de subsídios induziriam, de modo particular, a redução da superexploração de aquíferos pelo setor agrícola e a redução das externalidades negativas que recaem em toda a sociedade.

Grande parte das terras com agricultura tradicional desapareceu a partir dos anos 1970 às custas da expansão das áreas urbanizadas e dos “*nuevos regadíos*”, as áreas de agricultura comercial irrigada voltada para a agroindústria e os mercados europeus. O forte esvaziamento das zonas rurais, ainda vigente, foi marcante nas áreas montanhosas, mas também nas planícies e deltas. Deste modo, os processos de expansão urbana desordenada fizeram desaparecer grande parte das melhores áreas agrícolas periurbanas do país (“*huertas*”), como em Valencia, Murcia, Alicante, vega de Granada, no delta do rio Llobregat e no entorno de Sevilha (Esteban, 2008). Na região da Marina Baja, *Comunidad Valenciana*, a expansão urbana e turística adquiriu protagonismo em relação aos usos agrícolas nas últimas décadas. Cerca de 2.000 hectares foram abandonados entre 1999 e 2010 em função do envelhecimento da força de trabalho e das dificuldades de custeio dos necessários processos de modernização dos sistemas de irrigação (RICO *et al.*, 2013). Deste modo, as demandas agrícolas de água vêm se reduzindo ao longo dos anos, aumentando as reservas hídricas disponíveis para usos urbanos.

Na bacia do rio Segura, Martínez Fernández e Esteve Selma (2002a) apontam que a insustentabilidade da agricultura moderna e a agressividade da expansão urbana vêm ocorrendo às custas do gradual desaparecimento das áreas de irrigação tradicional, tornando a “*Huerta de Murcia*” um dos exemplos mais emblemáticos da Espanha. Neste mesmo sentido, Estevan e Naredo (2004) lembram que, na comunidade de *La Mancha*, os cultivos irrigados foram praticados durante séculos por agricultores independentes que se adaptavam aos ciclos pluviométricos e hidrológicos. O desequilíbrio foi intensificado quando novas técnicas de bombeamento e irrigação foram disseminadas a partir dos anos 1980 em prol de uma superexploração de águas superficiais e subterrâneas sem precedentes e que romperam de modo intenso com as práticas históricas. Como resultado, as superfícies irrigadas expandiram-se enormemente, em grande parte com cultivos que pouco ou nada tem a ver com a vocação natural mediterrânea. Os autores alertam que em países mediterrâneos é evidente que as zonas com forte especialização produtiva na agricultura irrigada tornam-se extremamente frágeis às condições hidrológicas.

No século XX houve uma mudança substancial da agricultura irrigada na Espanha, com a introdução de cultivos tropicais mais exigentes em água e com plantio na primavera e colheita no outono, fazendo com que todo o volume hídrico necessário tenha que ser aportado artificialmente no verão, caso do milho, do arroz e do algodão (Morales Gil, 2004). Conforme Estevan (2008a), os cereais, particularmente o milho, foram os maiores beneficiários das políticas hidráulicas de irrigação subvencionada na Espanha nas últimas décadas e, apesar de demandarem cerca de um terço da água de irrigação, possuem baixa produtividade hídrica (renda gerada pelos produtos por metro cúbico de água). Também foram beneficiados os cultivos de azeitonas e uvas, tradicionalmente adaptados às condições de *secano* mediterrâneas, assim como hortaliças e outros tipos de frutas irrigadas.

No século XXI, a continuidade da expansão das áreas irrigadas para o aumento da produção, a obtenção de maiores ganhos e de maior competitividade internacional exigida nos tempos de globalização e Mercado Comum Europeu continua transformando muitas plantações de *secano* em cultivos irrigados, o que não significa, necessariamente, melhoria de qualidade dos produtos e aumento de produtividade (Estevan, 2008). Fomentada pela *Política Agraria Común* europeia, a expansão da agricultura irrigada distanciada das vocações ambientais regionais e com baixos rendimentos tornou-se um traço marcante das recentes transformações territoriais na Espanha. Dados do Ministério do Meio Ambiente (MIMAN, 2007a) mostram que os cultivos de hortaliças, flores e plantas ornamentais são os que aportam maior valor agregado por unidade de água de irrigação na Espanha, com 5,79 €/m<sup>3</sup> em média, enquanto os cereais em grãos apresentam um valor

médio de 0,06 €/m<sup>3</sup>. Ao contrário do esperado, os cultivos com melhor rentabilidade hídrica não são os que ocupam maior extensão areal e tampouco maior atenção dos agricultores e gestores da água no país. Os cereais, pouco rentáveis em termos hídricos, ocupam as maiores extensões cultivadas do país, o que faz com que a produtividade média da agricultura nacional seja de apenas 0,41 €/m<sup>3</sup>.

Por outro lado, alguns autores afirmam que o país apresenta, nas últimas décadas, um processo de especialização positiva rumo a cultivos mais rentáveis. Este processo foi fortemente condicionado pela entrada da Espanha na Comunidade Econômica Europeia em 1986, que marcou o início de um processo de desenvolvimento e modernização das estruturas agrárias do país. Madurga (2005) lembra que, nos últimos anos, muitos agricultores substituíram cultivos menos rentáveis, como o milho e a alfafa, por cultivos que exigem menos água e possuem maior valor de mercado, como uvas ou azeitonas. A maior rentabilidade dos cultivos de *secano*, como as azeitonas e vinhas, está associada à menor demanda unitária de água, estimada em cerca de um terço das exigências hídricas dos cultivos herbáceos típicos da Espanha. Entretanto, exigem maior garantia de água devido a serem cultivos permanentes, fato que os torna mais vulneráveis aos períodos de estiagens e redução da disponibilidade hídrica.

Corominas (2015) chega a afirmar que “*han cesado en su actividad las explotaciones menos rentables, casi 3 millones de ha que representan un 14% de la superficie cultivada en 1986*” (p. 271). A abertura dos mercados europeus e os efeitos da Globalização teriam acelerado a especialização produtiva nos cultivos com mais vantagens comparativas, como hortaliças, frutas, cítricos, azeitonas e vinhas. Para o autor, a expansão das novas áreas irrigadas teria se concentrado nestes cultivos nos últimos 25 anos e as regiões que apresentaram maior especialização agrária também apresentam os maiores valores de rentabilidade hídrica média do país, como é o caso da Andaluzia. Como menciona Corominas (op. cit.), nesta região a produtividade bruta da água utilizada é de 1,79 €/m<sup>3</sup>.

Porém, a realidade mostra que centenas de milhares de hectares no país ainda apresentam rendimentos inferiores a 10 centavos de euro por metro cúbico de água utilizada, enquanto nas zonas urbanas agravam-se os desafios de geração de recursos hídricos a custos bem superiores, apesar da redução das demandas (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO; AGENCIA DE ECOLOGÍA URBANA DE BARCELONA, 2009). Este panorama da expansão das áreas irrigadas, seja em cultivos menos ou mais rentáveis, veio acompanhado do agravamento da redução das disponibilidades hídricas, da poluição das águas e dos ecossistemas e do surgimento de conflitos entre usuários e regiões.

Os processos históricos pelos quais passaram o território espanhol em termos políticos, econômicos e ambientais configuraram dois quadros bastante

distintos para a agricultura irrigada no final dos anos 1990. Várias regiões do país vêm sendo palco da confrontação entre modelos agrários distintos: a agroindústria e a agricultura tradicional (La-Roca, 2016). Conforme Morales Gil (2002), de um lado estão os agricultores que buscam a expansão das áreas de cultivo e maior rentabilidade, apoiando-se em subvenções do Estado e da União Europeia, adquirindo competitividade com os mercados internacionais. Esta agricultura predomina nas extensas áreas irrigadas de cereais e outros produtos destinados à agroindústria nas bacias dos rios Duero, Tajo, Guadiana, Guadalquivir e Ebro. De outro lado estão os praticantes da agricultura e da irrigação tradicional, principalmente da hortifruticultura mediterrânea, que não contam com subsídios públicos e que são obrigados a competir nos mercados da União Europeia em condições, muitas vezes, desfavoráveis. A maioria produz em minifúndios de difícil mecanização. Os pequenos produtores estão continuamente expostos aos desafios de adaptação à seleção de cultivos mais vantajosos ao longo dos ciclos econômicos e hidrológicos, buscando também intensificar a produção para garantir melhores níveis de competitividade e renda. Há uma destacada concentração destes produtores nas áreas de La Rioja, Baixo Ebro, Baixo Guadiana, Médio Tajo e Baixo Guadalquivir.

A *Confederación Hidrográfica del Júcar* (CHJ, 2014a) destaca que as áreas de irrigação tradicional têm uma elevada importância histórica e socioeconômica regional. Na província de Valencia a área dos denominados *Riegos Tradicionales de la Ribera del Júcar* (RTRJ) abrange uma superfície de 39.816 ha de cultivos de arroz, cítricos e hortaliças, sendo parte inserida na área do *Parque Natural de l'Albufera de València*. Este modelo de irrigação tradicional tem origem no período medieval, remontando à “*Acequia Real del Júcar y la Real Acequia de Escalona al siglo XIII, las principales acequias de las comunidades de regantes de la Ribera Baja a los siglos XV y XVI y la Real Acequia de Carcaixent al siglo XVII*” (CHJ, 2014a, p. 268). Em função de sua antiguidade, os RTRJ têm prioridade sobre usos posteriores, sendo responsáveis pela utilização da maior parte da água extraída do rio Júcar. A importância da irrigação tradicional na bacia do Júcar foi expressa no plano 2009-2015, quando ficou determinado que “*dentro de los usos existentes, dejando a salvo los de abastecimiento, se otorga la mayor prioridad a los riegos tradicionales de la Ribera del Júcar, considerando que tal prioridad es la expresión material y jurídica de su carácter histórico*” (CHJ, op. cit., p. 270).

Paradoxalmente, a histórica baixa eficiência do uso da água da irrigação tradicional foi, em certo sentido, benéfica para os ecossistemas hídricos locais. Os fluxos de retorno excedentes, derivados do escoamento superficial e subterrâneo, permitem o seu aproveitamento a jusante, além de alimentar os lagos e áreas úmidas da região do delta do Júcar onde ocorre a *Albufera de València*. Porém, com a modernização da irrigação nas últimas décadas e a melhoria da eficiência do

uso da água, reduziram-se os fluxos de retorno, ou seja, os fluxos excedentes que escoam e podem ser aproveitados por outros usos a jusante. De qualquer maneira, a CHJ (2014a) plantea como meta no plano 2016-2021 a melhoria da eficiência da irrigação tradicional na bacia, com redução das perdas e dos fluxos de retorno. Deste modo, a água economizada poderá ser liberada para a busca de equilíbrio entre as disponibilidades e demandas regionais.

Os planos de modernização dos sistemas de irrigação são considerados, justamente, a “*medida estrella*” para a redução dos impactos da irrigação na maioria dos planos de gestão das Regiões Hidrográficas do país (OPPA, 2015). O *Observatorio de las Políticas del Agua* da *Fundación Nueva Cultura del Agua* critica abertamente esta abordagem, pois os seus resultados, em termos de economia de água, não estão claros e comprovados à luz dos pesados investimentos que exigem. Ademais, devemos atentar para o fato de que o combate aos impactos da irrigação não deve estar limitado à redução das perdas de água nos sistemas de irrigação, mas a questões mais amplas que envolvem a gestão das demandas, a priorização de cultivos adaptados às vocações ambientais regionais, o fomento à agricultura tradicional e a ponderação da produção a qualquer custo para o atendimento aos mercados externos.

A modernização da irrigação, em grande parte realizada com investimentos públicos, perde o sentido em termos de redução das pressões e impactos se a água economizada for empregada para a expansão das áreas cultivadas ou a intensificação da produção, com consequentes aumentos das demandas de irrigação. A lógica da Diretiva Quadro está na economia de água para a melhoria da qualidade ambiental e do estado ecológico dos ecossistemas aquáticos, ou no atendimento de demandas já existentes. OPPA (2015) cita o caso da *Comunidad de Regantes de Estremera*, bacia do rio Tajo, onde a água “economizada” a partir da modernização dos sistemas da irrigação foi, em grande parte, vendida aos irrigantes da bacia do rio Segura durante a estiagem 2005-2008, “*pervirtiendo así completamente el objetivo de una modernización subvencionada con fondos públicos*” (p. 7).

Ao contrário do que seria o esperado com as subvenções na agricultura irrigada, a agricultura moderna, nos moldes da agroindústria, se converteu em um instrumento de expulsão de população das áreas rurais. Significativa parte dos agricultores tradicionais não conseguiu adaptar-se às novas condições econômicas, às novas exigências dos mercados e às pressões da urbanização. Neste sentido, Frutos Mejías *et al.* (2004) chamam a atenção para as mudanças ocorridas na bacia do Ebro no final do século XX, quando a agropecuária tradicional passou a sofrer as pressões de adaptação e competição com os mercados europeus sob as normas da *Política Agrária Común*. Este quadro foi agravado pela forte atração populacional exercida pelos maiores núcleos regionais, como Zaragoza, os quais

passavam por um dinâmico crescimento urbano-industrial. Como consequência, um destacado êxodo rural provocou um reajuste demográfico e uma redução de terras cultivadas entre 1972 e 1999.

A redução de áreas agrícolas na bacia do rio Ebro, principalmente nas zonas montanhosas, não foi acompanhada da redução de áreas irrigadas, ocorrendo o contrário justamente devido à expansão da agricultura intensiva, moderna, mais adaptada às regras de mercado e baseada em cultivos bastante exigentes em água, como o arroz. Enquanto áreas agrícolas eram abandonadas nos trechos superiores da bacia, mais montanhosos, o médio-baixo vale do Ebro era palco da expansão da agricultura irrigada. No 2º Ciclo de planejamento (2015-2021), estão previstas 445.000 ha de novas áreas irrigadas na *Demarcación Hidrográfica del Ebro*, representando 64% da expansão total prevista nacionalmente (Hernández-Mora, 2016).

A confrontação entre os modelos da agroindústria e da agricultura tradicional também é marcante nas zonas de *huertas* históricas de Murcia, Valencia e Alicante, onde os agricultores com antigos direitos de uso de água passaram a ter que competir com os irrigantes dependentes das águas da transposição *Tajo-Segura* (La-Roca, 2016). Com a atratividade dos mercados europeus, a solução adotada por muitos agricultores para a obtenção de água para irrigação foi a utilização de águas subterrâneas a partir da perfuração de poços por conta própria, sem controle público, o que resultou em muitos poços inativos. No Sudeste semiárido espanhol, os aquíferos têm sido intensamente explorados desde os anos 1960, apesar dos problemas de rebaixamento dos níveis freáticos e de salinização dos poços por intrusão marinha (CUSTODIO, 2010). Entre 1956 e 1967, por exemplo, a superfície irrigada com águas subterrâneas na bacia do rio Vinalopó mais que duplicou (SEVILLA JIMÉNEZ *et al.*, 2010).

Na bacia do rio Vinalopó, os aquíferos de Sierra de Crevillente e de Jumilla Villena foram declarados como superexplorados desde 1997, conforme diretriz da Lei da Água. Porém, mais de uma década depois, não haviam sido tomadas medidas adequadas de gestão para o controle das captações (SEVILLA JIMÉNEZ *et al.*, 2010). Conforme Custodio *et al.* (2016), em alguns dos aquíferos da bacia do rio Segura, foi verificado um rebaixamento do nível freático entre 2 e 15 metros por ano entre os anos 1970 e meados dos anos 2000, com um valor médio entre 4 e 6 metros/ano. A superexploração dos aquíferos locais levou estes autores a afirmarem que no Sudeste espanhol a ética da água não é uma prioridade, já que nos últimos anos a região passou por avanços na segurança do abastecimento urbano e na redução dos problemas de atendimento das demandas agrícolas, apesar da elevação dos custos. Deste modo, “*the ethical and moral aspects of groundwater mining and the proposal of alternative solutions to the intensive and mining exploitation of groundwater have not been openly addressed in the area*” (p. 314).

A ideia da “água para o desenvolvimento”, na retórica da sustentabilidade, foi sinônimo de expansão descontrolada da irrigação, de balneários turísticos e de campos de golfe no Arco Mediterrâneo (ARAGÓN GARCÍA; FRUTOS BALIBREA, 2013). Pedreño (2001) chamou a atenção sobre a urgência de um freio na expansão da agricultura intensiva irrigada na região, impulsionada pelo *Programa Hidrológico Nacional* vigente. O que já se via nos anos 1990 era a invasão das grandes propriedades voltadas para a agricultura de mercado, substituindo as pequenas e médias propriedades particulares. O cenário era que “*la locomotora de la agricultura industrial hegemoniza el territorio, usurpa el agua a los regadíos tradicionales y, sobre todo, encandila al poder político, impidiendo cualquier debate*” (p. 1).

Os problemas do quadro atual dos usos da água para irrigação na Espanha resultam, em boa medida, da falta de uma política centralizada de coordenação dos usos da água e dos seus reflexos socioeconômicos à luz da Diretiva Quadro da Água (Morales Gil e Hernández, 2010). A falta de um eixo coordenado de planejamento criou um panorama em que

Ministerios y Comunidades Autónomas han ido diseñando y, sobre todo, aplicando aquellas políticas que consideran que se adecuan mejor a sus intereses políticos. Así, unas actuaciones propugnaban la expansión del regadío para poder acogerse a las subvenciones de la PAC. Otras, apostaban por el incremento de producciones y fomentaban su difusión en el olivar y el viñedo. Y otras, finalmente, únicamente se preocuparon por favorecer la mejora de sus regadíos sin inquietarse por su rentabilidad, a pesar de que la demanda en los mercados exteriores se reducía, caso de los cítricos, viñedo y olivar. Se llega, de este modo, a obtener cosechas récords que tienen imposible salida en los mercados, tal como está sucediendo con los excedentes de naranjas, limones, aceite y vino, entre otros (Morales Gil e Hernández, 2010, p. 29).

Logicamente que a consequência previsível é a queda dos preços dos produtos nos mercados interno e europeu, podendo chegar próximo ou abaixo dos custos de produção. Como alerta Estevan (2006), a *Política Agraria Común* (PAC) não irá continuar subvencionando indefinidamente os cultivos pouco rentáveis e inviáveis ambientalmente na Espanha. A tendência é que seja reorientada para outras formas de agricultura mais vantajosas, justas e eficientes econômica e ambientalmente, tornando os cultivos extensivos muito consumidores de água inviáveis e levando ao seu gradual abandono.

Com um longo histórico de expansão da agricultura irrigada, aumento das demandas turísticas, exploração desenfreada de aquíferos e construção de

obras hidráulicas de armazenamento e regularização hídrica, a Espanha chegou ao século XXI com a sua rede hidrográfica praticamente artificializada e com importantes impactos ambientais. Morales Gil (2002) menciona que as bacias mais impactadas pelos usos agrícolas foram as dos rios Adra, Andarax, Almanzora, Segura, Turia, Mijares, Júcar, Guadalquivir e Guadiana, estando as quatro primeiras situadas no Sudeste mediterrâneo. Estes rios praticamente deixaram de escoar em seus baixos cursos, dadas as fortes demandas para a irrigação. A bacia do rio Júcar é considerada uma das mais modificadas e antropizadas da Espanha, sendo “*una de las más reguladas de toda la península*” (ARROYO LLERA, 2004, p. 555). Estevan (2006) também chama a atenção para a “dramática situação que atravessa o Júcar”, cuja recuperação somente pode ser buscada a partir da cooperação entre as comunidades autônomas.

Outra bacia hidrográfica frequentemente apontada com uma grave situação hidrológica é a do rio Segura. Bermúdez (2004) destaca os impactos dos usos agrícolas na bacia do rio Segura, tendo chamado a atenção para o fato de o rio principal praticamente não chegar à sua foz nos meses de outono, mesmo sendo um “ *río domesticado*” por inúmeras obras de regulação de vazões na bacia. O autor mostra estudos hidrológicos que comprovam que a redução notável dos recursos hídricos superficiais na bacia no século XX não foi devida a uma redução pluviométrica, desconfigurando supostas alegações de causas por alterações nas variáveis climáticas. As principais pressões e alterações na bacia vieram da forte expansão das áreas irrigadas, da superexploração dos aquíferos, da extinção de surgências e áreas úmidas, de políticas de reflorestamento de zonas de cabeceira e das obras hidráulicas de represamentos e transferências de água (transposição Tajo-Segura). O autor conclui que este conjunto de interferências está tendendo inevitavelmente a levar a bacia a um estado de “*debilitamiento*” e “*alarmante disminución de los recursos hídricos ... y su tendencia al agotamiento*” (p. 409). Os impactos da expansão da agricultura moderna na bacia do rio Segura também são destacados por Martínez Fernández e Esteve Selma (2002a), os quais levantam críticas e questionamentos ao progressivo desaparecimento da agricultura tradicional regional.

A questão da origem dos mananciais para captação de águas na Espanha é transversal nos debates sobre as políticas da água no país. A preferência por mananciais superficiais, historicamente privilegiados nas políticas hidráulicas estruturais, ou subterrâneos, divide a opinião de especialistas e levanta uma série de argumentos ambientais, sociais e econômicos favoráveis e contrários. Um dos temas mais explorados, neste sentido, é o dos fortes desequilíbrios de eficiência e rentabilidade nos cultivos irrigados do país. O uso na irrigação é considerado, por muitos, como mais eficiente e adequado do que de águas superficiais. Conforme dados dos relatórios EASAC (2010a; 2010b), cerca de

58% da água utilizada na irrigação responde por 5% da produção agrícola nacional, enquanto outros 9% de água geram 75% da produção. A maior parte destes 9% está concentrada em bacias que fazem uso prioritário de águas subterrâneas, como as dos rios Júcar e Segura, reforçando os argumentos em prol dos aquíferos como mananciais para irrigação.

Mesmo com várias críticas à superexploração de aquíferos, rebaixamento de níveis freáticos e consequentes impactos em ecossistemas aquáticos superficiais, para alguns autores ainda há um importante potencial de aumento do uso de águas subterrâneas no país. Cerca de 75% dos 7 km<sup>3</sup>/ano de águas subterrâneas utilizados na Espanha são aplicados na irrigação de mais de 1 milhão de hectares de áreas agrícolas, correspondendo a quase 1/3 das áreas irrigadas (Molinero *et al.*, 2011; Llamas *et al.*, 2015). No caso do abastecimento doméstico, as águas subterrâneas atendem a percentuais entre 15 e 20% das demandas totais nacionais, valor considerado baixo em relação à maioria dos países europeus onde os aquíferos têm participação em mais de 50% do atendimento das demandas (EASAC, 2010 a e b).

Nesta linha de valorização das águas subterrâneas, vários trabalhos criticam a lógica das políticas hidráulicas tradicionais que priorizam destacadamente a formação de mananciais de águas superficiais, fato considerado ainda mais contraditório em um país mediterrâneo (Del Moral, 2006 e 2009; Sahuquillo *et al.* 2005 e 2008). Autores salientam que, além de envolver processos de exploração menos impactantes ambientalmente, a água subterrânea é, geralmente, mais barata, próxima, facilmente acessível e mais seguras e confiáveis do que a água superficial oriunda das obras hidráulicas, conferindo mais segurança hídrica não somente na Espanha, mas para bilhões de pessoas em todo o mundo. Llamas (2008) aponta ainda a vantagem da irrigação com águas subterrâneas não estar submetida aos “*incómodos turnos de riego que indudablemente hay que seguir em los sistemas de regadío con aguas superficiales*” (p. 576).

Os impactos da utilização das águas subterrâneas são, por outro lado, minimizados pelos seus benefícios conforme vários autores. Llamas (2001) e Arrojo (2003) destacam que a irrigação com águas subterrâneas na Espanha tende a ser mais eficiente técnica e financeiramente do que com águas superficiais subvencionadas pelo Estado, permitindo a aplicação mais efetiva do princípio de recuperação de custos defendido na Diretiva Quadro da Água. Conforme Hernández-Mora *et al.* (2007), as águas subterrâneas representam cerca de 20% do total da água aplicada na irrigação, mas atendem a 30% da área irrigada. Esta maior eficiência, em relação às áreas abastecidas com águas superficiais, seria motivada pela lógica de captação, operação e manutenção dos poços pelos próprios usuários, em um sistema de gestão praticamente privado que fomenta a busca de uma maior recuperação de custos. Já a irrigação com águas superficiais

depende de infraestrutura e subvenções públicas, cuja concepção da abundância de recursos a baixo custo não fomentaria a busca de eficiência e a otimização da utilização da água (AESAC, 2010a).

Conforme Sahuquillo *et al.* (2008), o custo real das águas subterrâneas é, geralmente, bem inferior ao das proporcionadas por represas e canais, as quais estão fortemente subvencionadas na maioria dos países. Deste modo, o preço ao consumidor é frequentemente menor. Apesar disto,

los agricultores prefieren el agua subterránea. Las razones son que su uso depende exclusivamente del interesado sin necesidad de esperar turnos y, más importante, que el almacenamiento de los acuíferos proporciona una mayor seguridad en época de sequías, utilizando aguas subterráneas o haciéndolo conjuntamente con las superficiales (Sahuquillo et al., 2008, p. 3).

Alguns problemas e desafios comprometem a evolução da gestão das águas subterrâneas na Espanha. Llamas (2008) destaca a peculiaridade da exploração dos aquíferos em relação aos mananciais superficiais, já que o número de atores usuários tende a ser maior e eles costumam possuir uma dinâmica de ação independente, sem a necessidade de acordos comuns para a perfuração e exploração de poços. Outro desafio é a “cultura tecnológica” bastante escassa da exploração dos aquíferos, com projetos inadequados ou deficientes de localização e construção de poços, os quais com frequência apresentam desenho hidrogeológico ultrapassado. O autor também afirma que a falta de integração institucional é um fator tradicionalmente complicador, pois “*la principal dificultad para la protección y/o buena gestión de las aguas subterráneas radica en la relativa dificultad de establecer instituciones que faciliten la gestión de un recurso común*” (Llamas, 2008, p. 576).

A desconexão entre gestão das águas subterrâneas e gestão das águas superficiais, geralmente com a priorização destas últimas, foi abordado como uma “*hidroesquizofrenia*” por Llamas (1975; 2004; 2005a; 2005b), fazendo uso do termo cunhado pelo hidrólogo norteamericano Nace em 1972. As próprias políticas públicas reforçariam esta realidade a partir da alimentação de um imaginário popular recheado de “falsos paradigmas” e “*hidromitos*” sobre as águas subterrâneas disseminados na sociedade (Custodio e Llamas, 1997). Estas ideias estariam embasadas na lógica de que as águas subterrâneas são recursos frágeis e fortemente susceptíveis à degradação e extinção, como é o caso do pensamento de que “*todo pozo termina por secarse o salinizarse*” (Llamas, 2004, p. 238). Uma das conclusões de Llamas (2008) é que a atual gestão das águas subterrâneas na Espanha é “caótica”, mesmo tendo passado várias décadas desde a promulgação

da Lei da Água. Este quadro é apontado como uma das causas mais importantes dos conflitos sociais pela água na Espanha, bem como de degradação de ecossistemas. Mesmo com deficiências, a legislação não é, para o autor, a principal causa desta situação, mas sim a falta de vontade política para aplicar a legislação vigente e obrigar os usuários a respeitarem as normas vigentes.

As bacias dos rios Júcar e Turia apresentam, segundo Marco Segura (2004), o maior índice de utilização de águas subterrâneas frente às superficiais na Espanha, resultado da presença de aquíferos calcários e detríticos “supereficientes” quanto ao armazenamento e à transmissividade. Sob condições naturais (de não regularização), as águas subterrâneas poderiam chegar a representar mais de 85% das vazões anuais e 100% nos períodos de estiagens. Deste modo, a superexploração dos aquíferos pode ter impactos importantes nas vazões fluviais. Conforme o autor, “*realmente lo que ha cambiado por completo el régimen y la problemática del río Júcar, ha sido la explotación a partir de 1980 del acuífero de La Mancha Oriental*” (MARCO SEGURA, 2004, p. 344). Atualmente, o regime de ambos os rios está totalmente arficializado a partir da regularização das vazões imposta por várias represas.

A intensificação das pressões sobre as águas subterrâneas na Espanha tem relações estreitas com os processos de expansão das demandas agrícolas, urbanas e turísticas, mas também foi consequência do desenvolvimento tecnológico que disponibilizou novos protótipos de bombas capazes de extrair água dos aquíferos a centenas de metros de profundidade (Olcina Cantos, 2002). Visando controlar os processos de superexploração de aquíferos na Espanha a Lei da Água, de 1985 definiu que os organismos de bacia devem realizar estudos específicos para identificarem os aquíferos mais impactados. Conforme o *Texto Refundido de la Ley de Aguas*, a denominada *declaración de sobreexplotación* de um aquífero obriga os organismos de bacia a elaborarem os respectivos *Planes de Ordenación de Extracciones* e a definirem regimes anuais de usos a serem válidos para todos os usuários. A possibilidade de que os organismos de bacia declarem situações de aquíferos superexplorados, instaurada pela Lei da Água de 1985, contribuiu para a melhor gestão das águas subterrâneas no país.

As concessões de uso dos aquíferos assim declarados pelos organismos de bacia podem apresentar restrições, havendo a proibição de concessões para novos usos e a obrigatoriedade dos usuários se organizarem em *Comunidades de Usuarios de Aguas Subterráneas* (CUAS). Entretanto, a situação geral da utilização das águas subterrâneas na Espanha, com a gestão particular generalizada por parte dos irrigantes, a existência de uma ampla maioria de poços não registrados e o significativo desconhecimento oficial do quadro de captações têm reduzido a aplicabilidade do referido instrumento. Nem sempre os motivos da declaração de superexploração são bem compreendidos, enquanto em outros casos aquíferos

claramente superexplorados podem não receber a declaração. Deste modo, surgem desconfianças sobre a interferência de interesses políticos e socioeconômicos nas declarações, reduzindo o peso das evidências hidrogeológicas.

Neste sentido, Molinero *et al.* (2011) apontam duas importantes dificuldades de implementação da Lei da Água de 1985 em relação às águas subterrâneas. Primeiramente, os organismos de bacia sempre possuíram pouca experiência na gestão de águas subterrâneas, e ainda possuem, com insuficientes recursos humanos e financeiros para o cumprimento das novas exigências legais e desafios. Deste modo, possuem dificuldades para mudar o foco das históricas e tradicionais políticas de obras hidráulicas centradas nos mananciais superficiais. Este fato também é influenciado pelo próprio perfil da maioria dos especialistas que trabalham nos organismos de bacia, constituída por engenheiros civis. A outra razão é a falta de registros históricos de dados sobre direitos de águas subterrâneas. O *Registro de Aguas* e o *Catálogo de Aguas Privadas* estão muito distantes do quadro esperado, em parte devido à própria falta de interesse de adesão por parte dos usuários e, em grande medida, devido à incapacidade do poder público de consolidar adequadamente estes dois instrumentos. Um número significativo de usuários sequer foi cadastrado e milhares de poços subterrâneos são desconhecidos pelo poder público. Deste modo, há uma séria carência de dados sobre poços, captações e usuários, dificultando a gestão.

As vantagens proporcionadas pelas águas subterrâneas levam, ainda hoje, muitos usuários agrícolas a perfurarem poços ilegalmente. Esta “*insumisión hidrológica*”, conforme referido por Llamas (2004), é frequente em áreas como o Alto Guadiana e a bacia do rio Segura. Como as águas subterrâneas são mais baratas que as superficiais, implicam maior rentabilidade (em relação aos custos de produção) e são bem menos afetadas pelos efeitos das estiagens, os produtores agrícolas recorrem a elas sempre que oportuno ou necessário. Quando é possível, faz-se uso misto entre águas subterrâneas e superficiais, já que estas últimas recebem subvenções que podem torná-las atrativas em certos períodos. Porém, se há falhas ou redução do fornecimento de águas superficiais em períodos de crise, as águas subterrâneas podem tornar-se a fonte principal. O uso combinado entre águas superficiais e subterrâneas veio crescendo na Espanha ao longo das últimas décadas, com predomínio no Sudeste mediterrâneo. Os aquíferos tornam-se reservas hídricas estratégicas em períodos de redução da disponibilidade de águas superficiais, enquanto o uso destas últimas pode ser priorizado para se evitar a superexploração dos aquíferos. As variações de custos entre uma fonte ou outra também pode pesar nas escolhas. Estas possibilidades podem explicar, pelo menos em parte, o gradual aumento relativo do uso de águas subterrâneas na irrigação do país, apesar de ainda predominarem as águas superficiais (Morales Gil e Hernández, 2010).

Como exposto, a relevância das águas subterrâneas para o desenvolvimento, para o atendimento das demandas e para a erradicação da pobreza e melhoria da qualidade de vida é salientada em vários trabalhos, mas a sua utilização sem controle e sem integração com o ordenamento territorial tende a levar aos mesmos problemas da superexploração dos mananciais superficiais (Del Moral, 2008). Não adianta priorizar-se as águas subterrâneas como alternativa se a sua utilização não for bem gerenciada. Casos na Espanha ilustram bem esta realidade, como foram os casos dos aquíferos do Campo de Montiel e da Mancha Ocidental, ambos na bacia do rio Guadiana. Estes aquíferos são essenciais para a existência dos sistemas de áreas úmidas dos Ojos del Guadiana e das Tablas de Daimiel, na Andaluzia, mas foram intensamente explorados durante o século XX. O rebaixamento dos níveis freáticos reduziu de modo significativo tanto os fluxos que mantêm as nascentes e áreas úmidas destes ecossistemas quanto as vazões superficiais disponíveis para usos. Como consequência, a *Confederación Hidrográfica del Guadiana* foi levada a declarar tais aquíferos como superexplorados em 1989 e 1994, respectivamente, implicando restrições de captações aos usuários (Rodríguez Cabellos, 2014). Entretanto, como a grande maioria dos usuários faz uso particular da água subterrânea nestes aquíferos, há sérias dificuldades de aplicação das restrições relativas à superexploração, já que o Estado não possui estratégias eficientes de controle de usos e, até mesmo, de conhecimento de todos os usuários e poços existentes.

Gil Olcina e Rico Amorós (2015) destacam o papel estratégico das águas subterrâneas para atender as demandas agrícolas, urbanas e turísticas na zona costeira da Marina Baja (sudeste do país), dada a elevada qualidade das águas e garantia de abastecimento durante os períodos de estiagem. Porém, os próprios autores alertam que a superexploração do Aquífero da Mancha Oriental a partir dos anos 1980 rompeu completamente o regime fluvial do rio Júcar, considerado até então “*el río más regular de la vertiente mediterránea española*” (p. 243). É por estes exemplos de falta de “racionalidade coletiva” com que se exploram as águas subterrâneas no país que Arrojo (2003) critica as “*situaciones escandalosas de desgobierno*” em várias zonas da Espanha (p. 153).

No caso da irrigação, a necessidade de cobrir os custos privados da perfuração e exploração de poços leva os irrigantes a uma maior racionalidade e eficiência no uso da água. Os custos por metro cúbico são inferiores aos dos grandes sistemas estatais de captação de águas superficiais. Portanto,

el hecho de que las aguas subterráneas hayan podido regar la tercera parte de los regadíos existentes en España, utilizando tan sólo una quinta parte del agua y generando prácticamente el 50% de la producción, prueba que el tan temido criterio recuperación íntegra de costes planteado por la Di-

rectiva Marco, no sólo es viable en el regadío español (adecuadamente introducido y gestionado), sino que, cuando menos, ha sido uno de los factores que ha dinamizado la eficiencia de los regadíos de aguas subterráneas (Arrojo, 2006, p. 90).

Porém, Arrojo (op. cit.) lembra que a maior eficiência e os menores custos de utilização da água subterrânea na irrigação são contrabalanceados pelo caráter individualista, nada solidário e insustentável do sistema, levando a uma crescente espiral de superexploração, poluição e degradação de aquíferos.

Conforme Hernández-Mora (2016), os setores agrícola e hidroelétrico apresentaram forte resistência às mudanças exigidas pela Diretiva Quadro quanto à busca do bom estado das águas superficiais e subterrâneas, opondo-se às adaptações necessárias em relação aos usos da terra e da água. Como exemplo, estes setores pressionaram o Estado para a regularização de captações em aquíferos em mal estado quantitativo e sob fortes pressões ambientais, como no Alto Guadiana, nos ecossistemas de Doñana e nos cultivos irrigados de olivas em Jaén.

Cuadrat Prats (2006) destaca, quanto aos impactos da irrigação na Espanha, os problemas de baixo nível de qualidade da água na bacia do rio Ebro. A elevada salinidade natural no médio-baixo curso e nos vales de alguns afluentes é agravada pela expansão e intensificação da agricultura irrigada que eleva ainda mais a concentração de sais nos solos e águas. A salinização é acompanhada de impactos de poluição da água por nitratos e fosfatos oriundos dos usos agrícolas e urbanos, gerando processos de eutrofização em vários cursos d’água e represas. No reservatório de Bolarque, por exemplo, as águas com elevadas concentrações de sulfatos são, há anos, transferidas para outras bacias (Estevan, 2008).

Entre o primeiro e o segundo *ciclos de planificación*, verifica-se uma queda importante da qualidade do conjunto das massas de água superficiais do país, com uma pequena elevação do percentual de massas em “bom estado ecológico”. Este cenário não foi muito diferente no caso das massas de água subterrâneas (MAGRAMA, 2015). A categoria de massas de água superficiais “muito modificadas” atinge 2,5% das zonas costeiras, 8,7% dos rios, 15,9% dos lagos e, o caso mais grave, 52% das águas de transição. Menos de 50% das massas de água superficiais foram classificadas na categoria de “bom estado ecológico”, enquanto uma importante proporção não possui dados para a avaliação do seu estado químico.

Entretanto, a falta de informações precisas em várias regiões, destacadamente sobre o estado químico, e a utilização de indicadores e abordagens diferentes pelos organismos de bacia dificultam a obtenção do panorama real sobre o estado ecológico e químico das massas de água do país. Esta falta de padronização dificulta comparações no cenário nacional e leva à classificação de massas de água como “muito modificadas” a partir de critérios distintos. Este aspecto tem

um impacto importante no cumprimento das exigências da Diretiva Quadro da Água, pois as massas de água “muito modificadas” não necessitam atingir o “bom estado ecológico”, mas somente o “bom potencial ecológico”. Deste modo, um processo errôneo de classificação de massas de água como “muito modificadas” pode implicar, intencionalmente ou não, a redução das necessidades de melhoria do seu quadro ambiental previstas nos planos de gestão das Regiões Hidrográficas.

Sobre este problema da falta de padronização e de atendimento das exigências legais, Willaarts *et al.* (2014) salientam que a maioria dos organismos de bacia tem adotado somente macroinvertebrados e diatomáceas como indicadores biológicos, deixando de abordar os peixes e os elementos hidromorfológicos. Neste caso, é bem possível que, se todos estes indicadores fossem investigados em conjunto, o panorama existente de 50% de massas de água superficiais com estado ecológico “bom” ou “muito bom” fosse bastante alterado, principalmente considerando-se o generalizado quadro de forte regulação e artificialização das características hidromorfológicas dos rios espanhóis. Outro desafio de peso está relacionado às atuais deficiências das redes de monitoramento da qualidade das águas do país, que comprometem o atendimento das exigências das normas de qualidade ambiental definidas na Diretiva Europeia n. 105, de 16 de dezembro de 2008 (PARLAMENTO EUROPEU; CONSELHO DA UNIÃO EUROPEIA, 2008). Esta Diretiva veio alterar e complementar a Diretiva Quadro da Água, trazendo indicadores e padrões mais atuais e mais conformes aos desafios de melhoria do estado ecológico das massas de água do continente. Como destaque, foram estabelecidos padrões de concentração de diversas substâncias de poluição difusa de origem agrícola, particularmente agroquímicos, e metais de origem industrial.

Um dos problemas que a Diretiva busca atacar é a poluição difusa. Os agroquímicos aplicados na agricultura são, como em inúmeras partes do mundo, os principais poluentes responsáveis pela degradação do estado das águas em grande parte das zonas rurais da Espanha. Não por acaso, a poluição difusa vem sendo enfocada em diversos documentos legais relativos à melhoria da qualidade ambiental das massas de água europeias e que buscam atentar para a relevância da integração da gestão da água com a gestão do uso e ocupação do solo em uma perspectiva de ordenamento territorial. Particularmente os nitratos respondem, em grande parte, pelas inconformidades do estado das massas de água de várias Regiões Hidrográficas da Espanha. Em cerca de 20% dos pontos de monitoramento das águas subterrâneas do país, as concentrações de nitratos ultrapassam o limite máximo de 50 mg/litro estabelecido pela Diretiva Nitratos de 1991 e pela Diretiva das Águas Subterrâneas de 2006 (EASAC, 2010).

Na Catalunha, a *Agencia Catalana de l'Aigua* informa que, dentre os principais impactos detectados nas águas nos últimos anos, está a poluição por nitratos

de origem agrícola, principalmente nas águas subterrâneas. No quadro atual, cerca de 12% das massas de água do *Distrito de Cuenca Fluvial de Catalunya* apresentam poluição por nitratos (ACA, 2016a). Os nitratos também são, para a *Confederación Hidrográfica del Júcar*, o principal fator comprometedor do estado químico das águas subterrâneas em seu território de atuação, os quais são derivados principalmente do excesso de fertilizantes nitrogenados aplicados nas áreas agrícolas e dos efluentes pontuais não tratados derivados da pecuária (CHJ, 2014a).

Não somente os cursos d’água vêm sendo ameaçados pela poluição difusa na Espanha, mas também os lagos e áreas úmidas, como é o caso do sistema da *Laguna del Mar Menor*, situada próximo a Cartagena, Região Hidrográfica do rio Segura, no litoral sudeste do país. Conforme o trabalho de Martínez e Esteve (2002), o mar Menor possui cerca de 130 km<sup>2</sup> de superfície e em suas áreas marginais configuram-se diversas áreas úmidas. É o maior lago do litoral espanhol e um dos maiores do Mediterrâneo, integrando a unidade morfológica do Campo de Cartagena ou *Campo del Mar Menor*, uma extensa planície litorânea de cerca de 1.200 km<sup>2</sup>. Apesar de sua relevância ecológica, pesqueira e turística, o sistema lacustre e de áreas úmidas do mar Menor vem, há décadas, sendo impactado pela poluição difusa oriunda de agroquímicos agrícolas e por resíduos da dessalinização. O caráter de sistema lântico do mar Menor faz com que a poluição difusa aumente perigosamente os riscos de eutrofização, rompendo com o quadro oligotrófico original do lago. A poluição afeta não somente as águas superficiais, mas igualmente as subterrâneas, tornando a unidade hidrogeológica do Campo de Cartagena uma das que apresentam maiores concentrações de nitratos da bacia do rio Segura.

A salinização é a consequência mais grave do bombeamento excessivo de águas subterrâneas na zona costeira mediterrânea, resultado de processos de intrusão marinha (Olcina Cantos, 2002). O resultado é o aumento considerável da salinidade das águas de aquíferos, reservatórios (como o de Guadalhorce, em Málaga) e cursos d’água que servem de mananciais para abastecimento público ou para irrigação (Estevan, 2008). Em certos locais como no delta do rio Llobregat, na Catalunha, foram implementados processos de recarga artificial do aquífero para frear as intrusões marinhas, mas a crise pós 2008 paralisou as ações. Por outro lado, Llamas (2005a) chama a atenção para o fato de a superexploração de aquíferos não ser a principal causa dos problemas de salinização dos solos na Espanha, mas sim os sistemas de irrigação mal projetados e implantados e os aportes excessivos de águas superficiais na irrigação.

Em países mediterrâneos como a Espanha, é evidente que as zonas com forte especialização produtiva na agricultura irrigada são extremamente frágeis pela dependência hídrica. Conforme Morales Gil (2002), a busca do aumento das áreas irrigadas e da produção a todo custo não é compatível com a gestão terri-

torial nos moldes da Diretiva Quadro da Água. O planejamento territorial por parte do Estado deve buscar um reordenamento espacial e temporal dos cultivos, visando uma melhor rentabilidade socioeconômica da água nos usos agrícolas a partir da consideração das vocações territoriais e ambientais regionais.

Estudos sobre “Pegada Hídrica” (*water footprint* ou *huella hidrológica*)<sup>8</sup> vêm tentando contribuir com a exposição dos cenários dos usos agrícolas da água na Espanha. O termo “pegada hídrica” foi criado pelo professor Arjen Hoekstra em 2002, a partir de seu envolvimento com os estudos sobre água virtual (Hoekstra e Hung, 2002). O conceito refere-se ao volume total de água doce usada na produção ou no consumo de bens e serviços de um indivíduo, de uma comunidade, de uma empresa ou de qualquer unidade político-administrativa (país, região, cidade etc.). Pode-se afirmar, de modo geral, que no mundo contemporâneo é mais barato transportar alimentos do que disponibilizar a água necessária para produzi-los, o que deixa clara a íntima relação entre políticas da água e políticas agrícolas (Madurga, 2005). Rodríguez Casado *et al.* (2008) mostram que a agropecuária respondia por 80% da “pegada hídrica” nacional em 2003, ficando os setores urbano e industrial com os demais 20%. Estes números coincidem com os dados geralmente divulgados na literatura sobre os percentuais de usos da água na Espanha. Em termos individuais, o milho é o cultivo com maior “pegada hídrica” na agricultura espanhola, dadas as suas exigências de irrigação. Para os referidos autores, “*España es ‘importadora neta’ de agua virtual contenida en los productos agrícolas, mientras que ‘exorta’ agua virtual a través de productos ganaderos, aunque a un menor nivel*” (p. 23).

As temáticas da “pegada hídrica” e da “água virtual” contribuem para que os gestores e a sociedade sejam tocados pelo fato de que as políticas agrícolas, especificamente as de importação e exportação de alimentos, podem ter maiores impactos nos quadros de disponibilidade hídrica e proteção dos ecossistemas aquáticos do que as iniciativas de aumento da oferta de água via obras hidráulicas. Como o comércio de alimentos envolve, diretamente, as trocas internacionais de água virtual, os cenários nacionais de gestão e proteção da água estão mais condicionados às decisões da Organização Mundial do Comércio (OMC), como lembra Madurga (2005), do que às políticas nacionais da água e de gestão territorial. Os ministérios de agricultura devem, portanto, ter um papel mais decisivo na formulação das políticas da água, e não somente os ministérios de meio ambiente.

Em entrevista concedida em 2015, o hidrogeólogo Ramón Llamas afirmou que a Espanha não apresenta escassez de água, mas um dos maiores proble-

---

8 HOEKSTRA, A. Y.; HUNG, P. Q. Virtual Water Trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. *Value of Water Research Report Series*. Netherland: UNESCO/IHE, n. 11, p. 25-47, Sept. 2002.

mas é que grande parte da água é utilizada para produzir o que não se deve. Llamas não vê sentido em se irrigar cultivos como o milho e o trigo, quando é mais barato comprá-los em países vizinhos como Alemanha ou França (Pizarro Yañez, 2015). Estevan e Naredo (2004) também salientam a necessidade de integração da gestão da água com o ordenamento territorial com base nas vocações naturais dos climas regionais:

Quando vemos cultivos propios de clima húmedo, como el maíz o la alfafa, extenderse durante el verano por las tórridas llanuras manchegas, o árboles tan ávidos de agua como el eucalipto y el chopo ocupar montes y vegas en Andalucía y Extremadura, nos damos cuenta de que se ha perdido el norte. Al ignorar las vocaciones de los territorios, se multiplican usos del agua tan descontextualizados que son sólo resultan ineficientes, sino también a veces extravagantes e incluso surrealistas (campos de golf y urbanizaciones en zonas desérticas del Sureste) (p. 19).

Igualmente criticando a cultura de aumento da oferta de água na Espanha, Brufao (2008) é enfático ao afirmar que

el efecto conseguido, no perverso sino el verdaderamente buscado, es el aumento de la “demanda” de más y más agua, pues las expectativas crecen, los regadíos o desarrollos turísticos se multiplican y sobredimensionan para colocarse como “demandantes” de agua ante la futura distribución de caudales. Este es el caso de las cientos de miles de hectáreas ilegales de regadío del Segura, el Ebro, el Guadalquivir o la Costa Mediterránea y el de las miles de viviendas de segunda residencia y tupidas praderas de césped que brotan en zonas áridas (p. 61).

O autor ressalta como a falta de controle do uso das águas subterrâneas na irrigação, particularmente nas regiões da Mancha úmida e do arco mediterrâneo, pode levar a um típico caso ilustrativo de “tragédia dos bens comuns”, quando milhares de usuários particulares podem gerar um quadro grave de degradação ambiental em poucas décadas. López Gálvez (2000) previa que a multiplicação de externalidades negativas no sistema de produção agrícola do Sudeste espanhol geraria futuramente um quadro de incapacidade de satisfazer as mínimas necessidades vitais de água.

A existência de zonas irrigadas não registradas, com a utilização de águas que não passam pelo sistema oficial de concessões, compromete os cenários de planejamento previstos nos planos de bacia. Muitos irrigantes captam águas de mananciais superficiais e perfuram poços para extração de águas subterrâneas

sem a autorização do Estado, gerando um panorama de volumes hídricos utilizados superiores aos volumes de demandas previstos nos planos. Em certas bacias, como a do rio Tajo, os volumes outorgados chegam a ser 20% superiores do que volumes efetivamente utilizados (MINISTÉRIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO; AGENCIA DE ECOLOGÍA URBANA DE BARCELONA, 2009). Este quadro de outorgas e as vazões transferidas na transposição Tajo-Segura respondem, em grande medida, pelo quadro de importante redução das vazões fluviais no médio e baixo curso. Conforme González *et al.* (2015), o médio Tajo está praticamente seco e as vazões remanescentes são, durante grande parte do tempo, mantidas pelas águas residuais das plantas de tratamento da região metropolitana de Madrid. No verão de 2006, durante a forte estiagem que afetava a Espanha, o rio parou de fluir em Talavera de la Reina. Este fato inédito na história do Tajo alavancou debates e mobilizações sociais em prol da defesa do rio (Hernández-Mora e Del Moral, 2015). Tal episódio ilustra a importância da aplicação adequada e rigorosa dos instrumentos do planejamento e das outorgas, com uma fiscalização que impeça fortes desequilíbrios entre os cenários plurianuais calculados e estimados, e os quadros reais nas bacias.

Outra das grandes transformações verificadas na Espanha nas últimas décadas foi a explosão da indústria do turismo. O país sempre foi um destino turístico importante no cenário mundial, mas a organização do setor a partir dos anos 1980 mudou muitas paisagens do país, destacadamente o litoral mediterrâneo. O turismo gera cerca de 11% do PIB (Produto Interno Bruto) do país e a Espanha é o segundo destino turístico mundial quanto às receitas totais e quanto ao número de turistas (MIMAN, 2007c). O turismo de tipo “sol e praia” está focado na “opção residencial”, ou seja, alojamentos baseados em apartamentos e casas individuais, em um modelo espacial de baixa densidade, difuso ou extensivo (Olcina Cantos *et al.*, 2016a). O Arco Mediterrâneo sofreu uma forte expansão urbana associada ao turismo entre 1997 e 2006, período este considerado como a “*década prodigiosa del urbanismo español*” (BURRUEL DE ORUETA, 2008). Entretanto, com a crise econômica iniciada em 2008, houve um “*estallido de la burbuja inmobiliaria*” e um freio importante na expansão urbana, quando muitos empreendimentos foram paralisados ou abandonados (BURRUEL DE ORUETA, 2014). De todos modos, o turismo modificou de modo marcante a dinâmica territorial espanhola nas últimas décadas.

A maior disponibilidade de água a partir das obras de regularização da oferta promovidas pelo Estado contribuiu para a expansão da indústria turística no país. Com mais disponibilidade hídrica, os empreendimentos imobiliários e turísticos se multiplicaram sem que o Estado interviesse com políticas públicas de ordenamento territorial eficientes. Entretanto, a indústria turística não é considerada uma grande consumidora de água em termos absolutos na

Espanha, mas o modelo “sol e praia” predominante em nível nacional exerce fortes pressões sobre as disponibilidades hídricas litorâneas durante o verão (MIMAN, 2007c). O maior consumo de água no modelo de urbanização de baixa densidade está associado aos usos exteriores, como piscinas e irrigação de jardins. Portanto, as pressões são concentradas justamente nos períodos de estiagem e geram uma forte competição pela água disponível com o setor da irrigação (Estevan e Naredo, 2004).

Ademais, este modelo baseado em “*segundas viviendas*” e com índices muito baixos de ocupação exigem o sobredimensionamento das redes de distribuição e tratamento de água. Conforme o Ministério do Meio Ambiente (MIMAN, 2007c), com exceção de poucos casos como Palma de Mallorca, não há tarifas específicas para o setor turístico que busquem corrigir estas distorções e cobrir as externalidades negativas deste sobredimensionamento das infraestruturas. Os custos recaem sobre todos os usuários, que pagam os efeitos de uma atividade em que não estão necessariamente envolvidos.

Nas décadas iniciais do desenvolvimento do turismo na costa mediterrânea espanhola (1970-1980), o fornecimento de água aos balneários era garantido pela captação de águas subterrâneas. Com a intensificação dos usos e os impactos resultantes (rebaixamento dos níveis freáticos, intrusão salina) houve a necessidade de se buscar fontes adicionais, o que foi realizado com transferências de águas superficiais de outras bacias. Os desequilíbrios continuados entre oferta e demandas de água, e a falta de medidas de controle destas últimas, fomentaram a utilização de recursos hídricos “não convencionais” como águas residuais tratadas e águas dessalinizadas (Olcina Cantos *et al.*, 2016a).

Um exemplo ilustrativo das transformações do turismo no território espanhol é o caso da região costeira de Benidorm, Sudeste do país (Vera-Rebollo, 2002; Gil Olcina e Rico Amorós, 2015). Benidorm deixou de ser um pequeno núcleo agrícola e de pescadores na primeira metade do século XX para passar por uma forte expansão urbana e turística a partir do terceiro quarto do século XX, trazendo crescimento demográfico, urbanização acelerada e fortes incrementos nas demandas de água. É um dos melhores exemplos espanhóis de crescimento explosivo do turismo de modelo concentrado de “*sol y playa*”, sendo, atualmente, o terceiro destino europeu mais importante em termos de ocupação hoteleira, após Londres e Paris (RICO *et al.*, 2013). Ainda que as demandas de água do litoral sudeste espanhol tenham aumentado fortemente, o modelo concentrado de Benidorm e sua menor sazonalidade devem ser considerados para se avaliar demandas relativamente menores (em termos per capita) em relação a outros modelos turísticos de ocupação dispersa-extensiva (Vera-Rebollo, 2002).

Portanto, quando analisamos os impactos do turismo na Espanha, em termos de aumento das demandas de água, temos que levar em conta os diferentes

tipos de modelos de atividade turística, como lembra Vera-Rebollo (2002). Há modelos concentrados de consolidação e expansão urbana (Benidorm, Torremolinos, Lloret) e há outros marcados pela dispersão (Marina Alta, Costa del Sol). Os maiores impactos vieram, segundo o autor, da “*instrumentación inmobiliaria de la actividad*” (p. 180), quando o desenvolvimento turístico é confundido com a expansão da oferta de alojamentos (casas, apartamentos, hotéis) e a contínua transformação do uso do solo.

A expansão urbana e turística associada ao modelo disperso, com unidades altamente consumidoras de água, tem sido vista como incompatível com as novas diretrizes alinhadas à Diretiva Quadro da Água. Sob a perspectiva das ofertas e demandas, Vera-Rebollo (op. cit.) salienta a importância de um planejamento do setor integrado em políticas territoriais que levem em conta os demais setores usuários. Este planejamento integrado deve considerar os critérios de qualidade, racionalidade e eficiência na criação de novas ofertas de espaços turísticos. Neste sentido, não parece lógica a manutenção de quadros de desperdício de água ou transferências entre bacias para perpetuar realidades de crescimento futuro insustentável.

O Ministério do Meio Ambiente (2007c) reconhece que o modelo da atividade turística na Espanha está se diversificando nos últimos anos, provocando um crescimento em zonas não tradicionais, como o Norte do país e certas zonas do interior. Porém, o turismo de lazer baseado na utilização intensiva da água continua crescendo de modo geral e inclui campos de golfe (que necessitam ser irrigados), parques temáticos e outras estruturas de recreação. Como resultado, as demandas de água para atividades de lazer crescem a um ritmo superior ao dos demais usos turísticos. O trabalho cita como exemplo que “*en términos absolutos, los 316 campos de golf existentes en 2004 consumían 124 hm<sup>3</sup>, el 45% del consumo total de turismo para todo tipo de alojamiento*” (p. 10).

O modelo de desenvolvimento territorial determina as dinâmicas de expansão urbana. Uma das conclusões do Ciclo de Debate “*El Uso del Agua en la Economía Española: Situación y Perspectivas*”, realizado em Murcia em 2007 (MIMAN, 2007c), é que o modelo de desenvolvimento urbano vigente na Espanha, voltado à construção de residências dispersas e secundárias subutilizadas, é altamente consumidor de água e território. Esta expansão urbana dispersa-extensiva de baixa densidade tem sido vista como um problema em várias regiões da Espanha. Nem sempre esta expansão ocorre para fins turísticos, pois também é verificada nas áreas metropolitanas das maiores cidades e no entorno de cidades menores como reflexo de demandas da população local. Como agravante, muitos projetos urbanísticos promovem a criação de formas dispendiosas de água voltadas à criação de cenários estéticos e ao lazer, justamente em contextos mediterrâ-

neos pouco favoráveis ao atendimento de demandas crescentes. A estes usos da água Martínez Gil (2007; p. 234) refere-se a

formas exóticas de vida, en las que el agua es ofrecida como un bien libre que permite crear ambientes idílicos de fantasía y capricho, con jardines hidrófilos, murmullos de agua, piscinas privadas a discreción, y generosas cartas de campos de golf,... todo ello para deleite de un determinado tipo de sociedad dispuesta a pagar el capricho y la ostentación en lugares donde la naturaleza no dispone del agua requerida para esas fantasías.

Buscando contribuir para a economia de água em nível doméstico, nestes contextos, a *Red Ciudades y Pueblos hacia la Sostenibilidad de Cataluña* elaborou o documento denominado “*Ordenanza Tipo de Ahorro de Agua*”. Como explica o *Libro Verde de Medio Ambiente Urbano* (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO; AGENCIA DE ECOLOGÍA URBANA DE BARCELONA, 2009), este documento propõe que todas as novas edificações dotadas de jardins e/ou piscinas devem buscar os meios necessários para garantir o autoatendimento de suas demandas, seja via utilização de águas pluviais ou reutilização de águas usadas ou efluentes tratados.

A proposta transversal que permeia o documento é que a sociedade não pague os ônus da produção dos grandes volumes de água que demandam estas novas unidades unifamiliares de elevado consumo. Nesta concepção, em uma sociedade desenvolvida, o Estado deve garantir os volumes suficientes de água que atendam as necessidades básicas e os usos domésticos tradicionais, mas quaisquer demandas que exijam serviços hidráulicos adicionais devem ser abastecidas via iniciativas próprias. O atendimento destas demandas não deve implicar aumentos de pressões e impactos nos sistemas hídricos e não deve trazer externalidades negativas para a sociedade como um todo. “*Este sería el único planteamiento que podría describirse estrictamente como un enfoque de sostenibilidad equitativa en el acceso al agua urbana*” (p. 59).

Trabalhos como o de Estevan e Prat (2006) defendem a relevância dos aquíferos como mananciais de abastecimento urbano por produzirem mais água, com menores custos, melhor qualidade e menores demandas de energia. Enquanto os aquíferos fornecem cerca de 20% da água de irrigação, mas cobrem 30% da área irrigada e 80% da produção agrícola do país, no caso dos usos domésticos, as águas subterrâneas atendem a cerca de 35% da população do país, o que é relativamente baixo no contexto europeu (Hernández-Mora *et al.*, 2007). A maior parte da água subterrânea utilizada para este fim abastece a população rural e pequenos núcleos urbanos, mas mesmo em grandes cidades como Barcelona os

aquíferos possuem importância estratégica para o abastecimento em períodos de exceção, como estiagens.

Barcelona e sua área metropolitana foram abastecidos, até 1955, exclusivamente com águas subterrâneas. O aumento das demandas e a deterioração da qualidade das águas subterrâneas motivaram, no referido ano, a construção da estação de Sant Joan Despí, para o tratamento da água do rio Llobregat. As captações superficiais foram ampliadas com a transposição do rio Ter e os aquíferos foram perdendo o seu protagonismo como mananciais de abastecimento (Estevan e Prat, 2006). Entretanto, os pequenos (cerca de 120 km<sup>2</sup>), mas altamente permeáveis e eficientes aquíferos do Baixo Vale do Llobregat continuam tendo um papel estratégico para o abastecimento da região de Barcelona (Custodio, 2010).

Mesmo desconsiderando os intensos debates acerca dos impactos e benefícios trazidos pelas políticas de obras hidráulicas ao longo do tempo, o certo é que a Espanha chegou à segunda década do século XXI com um panorama pontilhado de múltiplos casos de tensões e conflitos pela água. Conforme conclusões do *Libro Verde de Medio Ambiente Urbano* (MINISTÉRIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO; AGENCIA DE ECOLOGÍA URBANA DE BARCELONA, 2009), as cidades espanholas não parecem ter sido beneficiadas pelos modelos de desenvolvimento e gestão das águas adotados no país. Em vez de beneficiá-las, como era previsto, as políticas de obras hidráulicas para aumento da oferta de água acabaram tornando-se nocivas às zonas urbanas, já que geraram maiores demandas e direitos de uso da água nas áreas agrícolas que ultrapassam significativamente as disponibilidades hídricas reais.

Enquanto nas zonas rurais as subvenções e subsídios públicos fomentaram a expansão da agricultura irrigada extensiva com cultivos de baixo custo de produção e baixa rentabilidade, as zonas urbanas são forçadas a enfrentar os desafios de obter água em volumes e custos crescentes, e com maiores pressões e impactos na qualidade. Devido a fatores como estabilização demográfica, maior eficiência das redes de distribuição, maior eficiência de eletrodomésticos que usam água e maior conscientização da população, as demandas urbanas na Espanha vêm caindo, de modo geral, desde os anos 1990. Com o aumento dos custos de produção de água e com a aplicação do princípio de recuperação total de custos, as demandas urbanas tenderam a cair ainda mais no século XXI. Em cidades como Barcelona, a queda iniciada em 2003, e intensificada a partir de 2007, resultou em taxas de consumo inferiores a 100 litros/habitante/dia em certos distritos de baixa renda, valor inferior ao mínimo recomendado pela Organização Mundial da Saúde para a satisfação das necessidades básicas (Olcina Cantos *et al.*, 2015). A média nacional em 2013 foi de 130 litros/habitantes/dia, também em queda em relação aos 135 litros do ano anterior (INE, 2015).

O aumento das demandas no setor agrícola impactou, portanto, o panorama de disponibilidade e qualidade das águas de mananciais que abastecem as cidades, impactando, igualmente, os custos dos processos de geração de novos mananciais e os valores das tarifas domésticas. Deste modo, enquanto as demandas para irrigação aumentaram de modo marcante nas últimas décadas, e os custos de produção/tarifas continuam baixos, as demandas urbanas vêm caindo significativamente e os custos/tarifas aumentando. Logicamente que os custos e preços pagos pelos usuários urbanos não podem ser explicados somente pelo aumento das demandas agrícolas, mas este aspecto foi, certamente, um importante vetor de transformações dos cenários de disponibilidades hídricas e custos de produção para todos os usuários no país. Como expresso no mencionado *Libro Verde* (p. 39),

Ahora las ciudades tienen que conseguir sus recursos, a costes crecientes y con calidades decrecientes, en el contexto de un medio acuático sometido a un elevado estrés, fundamentalmente por las presiones de una agricultura de regadío extensivo de una escala desproporcionada para los recursos reales del país, y que presenta, en una fracción significativa, un escaso fundamento económico.

O próprio *Libro Verde* aponta que as atuais políticas de fomento ao aumento da eficiência do uso da água na irrigação, como meio para liberar recursos hídricos para outros usos, é o reconhecimento de que

la clave del problema general del agua en España reside en la hipertrofia del regadío de baja rentabilidad como consecuencia de una política hidráulica extraviada, que fue llevada hasta el límite de las capacidades de la base de recursos, y muchas veces más allá del límite, en ausencia de análisis solventes del interés económico de las obras (p. 47).

Na Catalunha, Ventura Pujolar *et al.* (2000) ilustram os conflitos entre os setores de abastecimento doméstico de água, turístico e agrícola, no início do século XXI, a partir da bacia do rio Muga. Em uma região marcada pela superexploração de aquíferos e outros mananciais superficiais, as tensões, potencializadas em anos de estiagem, resultavam das necessidades de atendimento de demandas por parte de mananciais de uso comum. A partir dos anos 1990, os anseios de manutenção das vazões ecológicas, proteção de áreas úmidas e aquíferos por parte do setor ambientalista, configuraram outro eixo de pressões e conflitos. Em 10 de 12 casos de conflitos investigados na bacia, os autores verificaram que foram implantadas medidas de restrição forçada das demandas de água em períodos

de escassez mais pronunciada, enquanto em outros dois casos foram construídas obras para aumento da oferta.

Conforme lembra Arrojo (2003), para que a gestão territorial integre as dimensões hídricas na Espanha, é preciso abrir um amplo debate social para a delimitação do que sejam usos de interesse geral ou de interesse público no país, para diferenciá-los dos usos de interesse particular, mesmo que estes sejam legítimos. Os modelos de desenvolvimento e crescimento econômico amparados por uma suposta alegação de obras e subvenções de interesse geral para o fomento destes usos poderão ser, assim, avaliados e questionados pela sociedade. As externalidades negativas que recaem sobre toda a sociedade em obras e ações consideradas de interesse geral ou público devem ser objeto de sérias reflexões e discussões.

As características do aparato institucional de gestão ambiental são decisivas para a abertura das possibilidades da integração entre a gestão territorial e a gestão da água. Em geral, há uma tradicional fragmentação institucional de gestão das dimensões ambientais, acompanhada de uma falta de coordenação e integração entre as diferentes políticas setoriais. A falta de integração também é notada, claramente, na desconexão entre a gestão da água e o ordenamento urbano e territorial, com lacunas importantes como no campo dos riscos das inundações (OPPA, 2015). Vários planos de bacia não contemplam as diretrizes dos documentos de ordenamento territorial, trazendo incongruências importantes. Em várias Regiões Hidrográficas, há uma falta de diálogo e integração entre os organismos de bacia e as *comunidades autónomas*. Como afirma Cuadrat Prats (2006), o modelo de gestão por bacias e *demarcaciones hidrográficas* concede às *confederaciones hidrográficas* e organismos de bacia intracomunitários atribuições plenas em termos de planejamento, mas não incorpora as *comunidades autónomas* em termos de gestão efetiva da água e das obras hidráulicas.

Portanto, a estrutura de competências institucionais dificulta a abordagem integrada entre a gestão da água e a gestão do território. Enquanto o planejamento hidrológico e econômico é atribuição do Estado, os setores de ordenamento territorial e agrícola, urbanismo e meio ambiente são de competência das *Comunidades Autónomas*, o que torna o desafio complexo (López-Gunn *et al.*, 2014). A Constituição Espanhola de 1978 seguiu a tendência europeia de considerar que a escala regional é a mais adequada para o planejamento territorial, conferindo às comunidades autônomas a competência das políticas de ordenamento do território, urbano e habitação. O ordenamento do uso do solo deve ser realizado de modo conjunto entre as unidades políticas das comunidades autônomas, por meio das *Directrices de Ordenación del Territorio*, e das municipalidades (*ayuntamientos*) por meio dos *Planes Generales de Ordenación Urbana* e das *Normas Subsidiarias* (BIELZA DE ORY, 2002). Fica claro o desafio de integrar a gestão da água, de competência dos organismos de bacia, com a gestão territorial,

de competência das comunidades autônomas, principalmente no caso das bacias intercomunitárias.

Duas limitações político-institucionais são mencionadas por Irujo (2006) para a adequada conexão entre a gestão da água e a ordenação do território na Espanha:

- 1) A fragilidade dos processos de ordenamento territorial com relação à política da água e demais políticas setoriais. O setor da água na Espanha é forte e possui uma lógica autônoma e coerente com um processo continuado de pressões sobre os sistemas hídricos, os quais são tidos apenas como fontes de recursos produtivos;
- 2) Um quadro de “*desgobierno hidráulico*” ou “*insumisión hidráulica*” associado ao fator anterior. Em grande parte, a política de água não aborda a lógica da gestão territorial justamente porque não consegue afrontar os diversos interesses envolvidos em questões como o lançamento de efluentes, a expansão das áreas irrigadas, a ocupação do domínio público hidráulico e o uso das águas subterrâneas.

Portanto, a gestão da água estaria de certo modo submetida às pressões, para não dizer que também engloba estas pressões, sobre os ecossistemas aquáticos. A conexão entre gestão da água e ordenamento territorial exigiria a tomada de decisões que afrontariam diversos interesses acoplados ao modelo de desenvolvimento de aumento da oferta de água e construção de obras hidráulicas.

No caso dos serviços urbanos de água e saneamento, a organização político-administrativa territorial é fator fundamental das mais ou menos avançadas formas de articulação dos sistemas supramunicipais, aspecto que determina a distribuição de competências e a capacidade de decisão dos diferentes atores gestores. Irujo (2006) alertava que a maior parte dos processos de formação de entidades supramunicipais na Espanha está associada ao abandono gradual de mananciais de abastecimento subterrâneos. O autor critica fortemente esta estratégia, defendendo que as águas subterrâneas são, geralmente, mais seguras, confiáveis, acessíveis e de melhor qualidade que as superficiais, além de sua exploração implicar impactos ambientais e energéticos menos graves que as grandes obras hidráulicas superficiais. Com a falta de conexão da gestão da água com o ordenamento territorial, muitos casos de poluição das águas subterrâneas são mais que esperados, trazendo uma justificativa perversa para o abandono dos aquíferos como mananciais.

Como lembram Estevan e Naredo (2004), a integração das dimensões territoriais na gestão da água exige que os processos decisórios considerem as pressões relativas aos usos e não somente as demandas hídricas. Os planos de gestão das Regiões Hidrográficas, elaborados pelos organismos de bacia, têm sido criticados por não contemplarem adequadamente as pressões nos sistemas hídricos, parti-

cularmente as pressões agrícolas e as das transferências hídricas nas bacias cedentes (OPPA, 2015). Estas críticas envolvem a pouca abordagem dada às conexões entre as pressões e os impactos, bem como à proposição de medidas para a redução das pressões, essenciais nos processos de gestão.

Em sua essência, a Diretiva Quadro alerta que os países membros devem buscar uma gestão da água na qual o planejamento baseado na previsão de aumento contínuo das pressões ao longo do tempo (lógica que fomenta o aumento das demandas), típico das políticas hidráulicas tradicionais, deve ser substituído pelo planejamento da redução das pressões (redução das demandas e, conseqüentemente, da oferta). Gerir sob uma lógica cega de atendimento das demandas é estar sempre exposto às exigências desenvolvimentistas controladas pelo mercado. A demanda é tradicionalmente, sob a ótica do sistema gestor, uma variável sempre crescente e o seu crescimento é muitas vezes adotado como variável de progresso econômico. Portanto, os autores alertam que, no contexto do crescimento quantitativo, o termo demanda acaba tendo uma conotação positiva, mesmo que às custas da degradação dos ecossistemas aquáticos. Por outro lado, o termo pressões tem uma conotação explicitamente negativa, ou seja, quanto maiores as pressões, pior tende a estar o quadro das águas e dos ecossistemas aquáticos.

Mesmo os programas de gestão da demanda da água existentes, que aparentemente atendem aos modernos enfoques europeus ao complementarem as estratégias de gestão da oferta e defenderem a racionalização dos usos da água, podem e devem ser revistos sob a perspectiva ecológica da Diretiva Quadro. A tradicional busca de redução do consumo de água pelos usuários, para que a água disponibilizada atenda a novos usos, somente mantém o ciclo aumento da oferta-aumento da demanda. A economia de água perde o sentido se os volumes gerados forem utilizados para fomentar novos usos e novas demandas. Se um sistema gestor interpreta que a redução do consumo de água está liberando esta água para o fomento de novos usos, há um equívoco grave na base do sistema. Uma espiral crescente de aumento de novas demandas e novas pressões será previsível (Estevan e Naredo, 2004). Deve-se assegurar que os volumes gerados pela economia da água voltem à natureza para contribuir para a manutenção das vazões ecológicas, atender outras funções ambientais e garantir o atendimento das demandas já existentes, principalmente durante os períodos mais críticos.

Para os defensores da *Nueva Cultura del Agua*, o princípio que deve guiar a economia de água deve ser o da redução das pressões sobre os ecossistemas aquáticos, seja quanto à redução das demandas de água na fonte, que se refletem na redução dos volumes extraídos dos sistemas hídricos, seja quanto à liberação dos volumes não utilizados para os ecossistemas aquáticos, e não para novos usos (Estevan e Naredo, 2004). Algumas tentativas já vêm sendo realizadas para sinalizar as pressões nos sistemas hídricos do país. Na *Demarcación Hidrográfica*

*del Júcar*, por exemplo, considera-se que os corpos hídricos submetidos a índices de exploração superiores a 0,8 (relação entre recursos disponíveis e recursos utilizados) apresentam um estado de “pressão significativa”. Mesmo que estes limiares possam não ser adequados para certas situações, a busca de referenciais sobre as pressões nas massas de água demonstra avanços em relação ao controle da superexploração.

Outra dimensão atrelada à necessidade da integração da gestão da água no ordenamento territorial é a dos riscos ambientais. Como lembra Olcina Cantos (2008), a Espanha é um “*país-riesgo*” devido à ocorrência de estiagens e inundações periódicas, considerados os dois “perigos naturais” de maior repercussão socioeconômica e territorial no país. Nenhum território espanhol está isento de sofrer períodos de estiagens e inundações, com duração, frequência e consequências muito variáveis ao longo do país. Mesmo tratando-se de um país marcado, em grande parte, por regimes hidrológicos mediterrâneos, nas políticas tradicionais de obras hidráulicas na Espanha, as “secas” e inundações tendem a ser concebidas como eventos excepcionais, extremos, não previsíveis, que ocorrem em períodos de “crise” e para os quais há que se implantar medidas de emergência paliativas (ESTRELA, 2006). Esta lógica ficou evidente no *Texto Refundido de la Ley de Aguas* de 2001, cujo artigo 58 permite ao governo, mediante decreto e ouvidos os organismos de bacia, o estabelecimento de medidas de urgência para a minimização dos efeitos de secas extraordinárias quando declaradas de utilidade pública. O planejamento e o ordenamento territorial não são contemplados nesta lógica.

Entretanto, a Diretiva Quadro da Água ressaltou que, apesar de as estiagens e inundações poderem trazer riscos e danos, não podem ser entendidas como eventos excepcionais e imprevisíveis, ainda mais nos ambientes mediterrâneos. “*En el contexto mediterráneo las “sequías” que se suceden década tras década pueden ser calificadas de cualquier cosa menos de “no previsibles”. Lo realmente no previsible en un clima mediterráneo sería que fueran pasando las décadas y no se presentaran bienios o cuatrienios de “sequía”* (MINISTÉRIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO; AGENCIA DE ECOLOGÍA URBANA DE BARCELONA, 2009). O próprio *Plan Hidrológico Nacional* de 2000 (MIMAN, 2000 b) alertou que “*es básico retener la idea fundamental de que, en sociedades hidráulicamente desarrolladas, el problema de las inundaciones se traslada del campo de las infraestructuras al de la ordenación territorial*” (p. 477).

No caso das estiagens, o artigo 27 do *Plan Hidrológico Nacional* prevê que o *Ministerio de Medio Ambiente* estabeleça um sistema de indicadores hidrológicos para as bacias intercomunitárias que permita prever as situações de estiagens, minimizar os seus impactos ambientais, econômicos e sociais, bem como servir

de referência para a declaração formal de situações de alerta e seca por parte dos organismos de bacia. Também estabelece que os planos de bacia devem contemplar “*planes especiales de actuación en situaciones de alerta y eventual sequía*”, também conhecidos como “*planes especiales de sequias*”. Em conformidade com os mencionados planos, os gestores responsáveis pelos sistemas de abastecimento urbano que atendam, individual ou coletivamente, uma população igual ou superior a 20.000 habitantes deve dispor de um “*Plan de Emergencia ante situaciones de sequía*” (ESTRELA, 2006). Os organismos de bacia passaram, então, a elaborar os planos em conformidade com o estabelecido na legislação, como foi o caso do “*Plan Especial de Alerta y Eventual Sequía*” (PES), elaborado pela *Confederación Hidrográfica del Júcar* e aprovado em 2007 (CHJ, 2014a).

Estes planos contemplam medidas “*estratégicas, tácticas y de emergencia*” (ESTRELA, 2006). As medidas estratégicas são amparadas legalmente, possuem metas de médio e longo prazo e requerem, geralmente, fortes inversões financeiras, como é o caso da construção de represas e plantas de dessalinização. As medidas “*tácticas*” são de curto prazo e são aplicadas durante as estiagens para minimizar os seus efeitos e danos. As medidas de emergência visam combater os efeitos negativos de secas inesperadas e mais rigorosas ou longas e podem envolver a construção de poços, medidas de restrições de fornecimento de água, proibição de usos, dentre outros. Vários trabalhos salientam a necessidade de se incorporar, nas políticas de convivência com os riscos de estiagens, medidas de controle das demandas e aproveitamento de recursos hídricos não convencionais (Olcina Cantos, 2002 e 2008; Olcina Cantos e Rico Amorós, 1999).

Muitas vezes associadas à expressão “*seca*”, as estiagens referem-se a períodos de redução das precipitações e da disponibilidade hídrica sob a perspectiva de satisfação dos usos humanos. Porém, os regimes pluviométricos respeitam ritmos e ciclos naturais. Por outro lado, a redução da disponibilidade hídrica superficial é causada, geralmente, pelas próprias ações e atividades humanas ao longo do tempo. Portanto, a ocorrência de “*secas*” é algo a ser ponderado e compreendido no seu real significado: o clima, o ambiente, a água não punem a humanidade com castigos periódicos e tampouco vêm reduzindo gradualmente a sua oferta de água para os usos humanos. O aumento das demandas e a intensificação dos usos da água acompanhada da superexploração dos mananciais devem ser sempre postos em primeiro plano na busca de soluções referentes à gestão da água.

Nas últimas décadas, estes processos vêm reduzindo os limites hídricos dos fenômenos referidos como “*seca*” na Espanha, já que o termo vai sendo empregado a quadros de disponibilidade hídrica cada vez mais críticos. Deste modo, alarmes de períodos de “*seca*”, “*escassez*” e “*crise da água*” são propagados quando as disponibilidades não atendem suficientemente as demandas, não tendo, necessariamente, relação com os regimes hídricos naturais. A falta de foco nas causas

reais dos problemas territoriais corrobora com a adoção das lógicas tradicionais de políticas de redução de riscos de “secas” com base no aumento da oferta de água nas áreas atingidas, demonstrando o caráter paliativo e pouco eficiente, em longo prazo, destas estratégias. Nesta lógica, aumenta-se a oferta de água, justifica-se a necessidade de novas obras e não se ataca as raízes dos problemas de gestão. Este quadro levou Llamas (2008) a afirmar que “*la falta de planificación para mitigar las sequías se debe a una mezcla de falta de organización institucional, de ignorancia y de corrupción*” (p. 572). O autor menciona que, na Espanha, muitas secas e inundações “normais” são consideradas “extraordinárias” para conseguir-se fundos de emergência, o que facilita as situações de improvisação e corrupção.

Quanto às inundações, a sua associação com perigos e tragédias consolida na sociedade a ideia de que são processos negativos, inimigos da humanidade. Estas ideias são, muitas vezes, propagadas pelo poder público, pela mídia e pelo próprio aparato gestor da água, o que pode ser bastante conveniente para justificar a aplicação de políticas hidráulicas estruturais de combate às inundações. Nunca é demais reforçar a noção de que as inundações são fenômenos naturais, cíclicos e normais, com os quais devemos saber conviver. Em um país mediterrâneo, esta falsa noção negativa dos cursos d’água e de suas inundações é ainda mais facilmente propagada, dadas as características dos regimes pluviométricos e fluviais.

Muito tem sido escrito e falado sobre a necessidade de aplicação dos princípios de precaução e prevenção na gestão de riscos de inundações, buscando-se evitar, ao máximo, perdas de vidas e danos materiais. A prevenção traz a lógica de antecipar-se aos fatos, minimizando intervenções futuras de combate às consequências de danos ocorridos. Porém, assim como ocorre em diversos países, este não é um campo tradicional das políticas públicas e da gestão da água na Espanha, acostumadas a conviver com séculos de combate às consequências dos problemas, e não de suas causas. A lógica da prevenção é, geralmente, “esquecida” em prol da lógica das políticas estruturais de obras de combate aos efeitos dos eventos naturais.

Em acordo com a Diretiva Europeia n. 60, de 23 de junho de 2007, que trata da gestão do risco de inundações, o aparato de gestão da água tem sido forçado a incorporar o princípio de “convivência com as inundações”, em vez do tradicional princípio de “defesa contra as inundações” (Olcina Cantos *et al.*, 2016b). Nesta abordagem, aceita-se que as inundações são eventos naturais e cíclicos, impossíveis de eliminar, e que as medidas de cunho hidráulico-estrutural devem ser complementadas por soluções alternativas não estruturais que incorporem o planejamento do uso da terra nas áreas de risco.

A ocupação de áreas inundáveis é antiga e tradicional na Espanha, seja para usos agrícolas ou para a expansão de áreas urbanizadas. A topografia e a fertilidade das planícies, assim como a proximidade dos cursos d’água, sempre foram

fatores de atração humana em nível mundial. Até os anos 1970, não somente as planícies fluviais eram ocupadas na Espanha, mas também vários leitos fluviais urbanos nas maiores cidades eram locais da construção de residências precárias por população de baixa renda. Geralmente desprovida de outras alternativas de moradia, a população que se instalava nestes leitos urbanos convivia com a insalubridade de águas poluídas e com a elevada vulnerabilidade às inundações repentinas. Em regimes mediterrâneos sujeitos a chuvas torrenciais e enchentes rápidas e violentas (*riadas e avenidas*), os danos das cheias e inundações foram recorrentes ao longo dos séculos, afetando principalmente as populações instaladas nas planícies e leitos fluviais. Portanto, o aumento da vulnerabilidade ambiental na Espanha, em termos de inundações, aumentou ao longo do tempo em função da ocupação das planícies e do aumento da exposição aos riscos e não, como às vezes pode ser pensado ou propagado, do aumento da frequência e da intensidade dos eventos hidrológicos extremos (Olcina Cantos, 2008).

Apesar de afetarem, em maior ou menor grau, todo o país, as inundações que provocam mais perdas e danos são as típicas do contexto mediterrâneo, com cheias súbitas de pequenos cursos d'água que recebem grandes aportes de água de chuvas torrenciais em seus altos cursos e inundam rapidamente os trechos de jusante (Olcina Cantos, op. cit.). O litoral mediterrâneo, a Cantábria (norte do país) e as Ilhas Canárias são territórios particularmente afetados por tais processos. Gil Olcina e Rico Amorós (2008a) mencionam que

las regiones de Murcia y Valencia integran uno de los territorios con riesgo de inundaciones más importantes de España, si se considera la magnitud de los daños y la alta frecuencia con que se presentan estos episodios asociados a lluvias torrenciales (p. 295).

Os autores apontam a bacia do rio Segura como o “*territorio ibérico que mayor número de víctimas mortales ha registrado durante las dos pasadas centurias*” (p. 330). Nos climas mediterrâneos, eventos catastróficos são comumente causados por “*avenidas*” e “*riadas*” torrenciais em canais intermitentes, e muitos casos de danos materiais e perdas de vidas humanas ocorreram nestas situações ao longo da história do país. Não por acaso, já em 1954 foi implementado o *Consortio de Compensación de Seguros*, um sistema estatal de seguros vinculado ao ministério de economia e que visa compensar os danos sociais ou ambientais de eventos extremos, configurando-se em um caso bastante peculiar de seguro não particular para indenização de efeitos catastróficos.

Olcina Cantos *et al.* (2016b) citam os mais impactantes eventos de inundação na Espanha durante o século XX, incluindo os da Catalunha, em 1940, Murcia, em 1946 e Valencia, em 1957. Também destacam aqueles relacionados a

períodos de rápidas mudanças socioambientais em função de intensas migrações de população rural para as áreas urbanas, como as inundações na Catalunha, em 1962 e 1971, e Murcia e Andaluzia, em 1973. Nestes últimos casos, os eventos causaram centenas de vítimas na população precariamente instalada ao longo das planícies das áreas urbanas. A partir dos anos 1980, houve uma queda significativa do número de vítimas das inundações devido à redução das ocupações de baixa renda nas áreas de risco e à construção de obras de proteção, mas, ao mesmo tempo, aumentou a população exposta aos riscos em outras áreas mais distantes das calhas fluviais e em zonas litorâneas e montanhosas. No início da década ocorreram intensas inundações em Valência e nos Pirineus da Catalunha em 1982, bem como no País Vasco em 1983, esta última considerada a que trouxe maiores danos econômicos na história da Espanha.

Nas décadas seguintes também ocorreram episódios de inundações importantes, mas não com a magnitude e os danos dos da década de 1980. O número de vítimas fatais caiu significativamente, mas dois eventos destoaram desta tendência: a forte cheia torrencial que atingiu o acampamento de Las Nieves, próximo a Biescas nos Pirineus, em agosto de 1996, e que vitimou 87 pessoas, e a inundação que atingiu Badajoz, em novembro de 1997, e que vitimou 21 pessoas de baixa renda que viviam em habitações precárias em área de risco (Olcina Cantos *et al.*, 2015).

Tradicionalmente as decisões técnicas e políticas para a defesa contra as inundações ocorrem após eventos catastróficos. Este foi o caso do “*Plan Sur de desviación del río Turia*”, implantado em Valencia em 1961, depois que intensas chuvas e inundações causassem 86 mortes e fortes danos materiais em 14 de outubro de 1957 (Gil Olcina e Rico Amorós, 2008a). Com o Plano, o rio Turia foi desviado e o antigo leito transformado em um parque urbano. Por outro lado, as políticas estruturais mostraram suas limitações na trágica inundação de 1982 no baixo vale do rio Júcar, em Valencia. Apesar das intensas chuvas terem sido um fator causador importante, a maior parte das 30 mortes, dos 300.000 afetados e dos danos materiais e econômicos deveram-se a uma onda de cheia gerada após o colapso da represa de Tous (Olcina Cantos *et al.*, 2016b).

A reconhecida carência ou ausência de processos de ordenamento territorial eficientes foram historicamente camuflados, no caso do controle das inundações, pela lógica tradicional das obras hidráulicas, visando proteger principalmente as áreas urbanas. Grande parte das estruturas buscou dominar os regimes fluviais a partir de obras de canalização, desvios, diques e represamentos para o controle da dinâmica dos fluxos. A artificialização e controle dos sistemas fluviais com maiores riscos, junto com a redução das vazões em função do aumento das demandas, diminuiu drasticamente a frequência de inundações na Espanha a partir dos anos 1990. Muitas planícies deixaram de ser inundadas, perdendo suas funções

hidrogeomorfológicas e ecológicas. A redução dos danos e das perdas humanas também pode ser compreendida devido ao aumento da aplicação de estratégias sociais adaptativas de convivência com as inundações, as quais reduziram a vulnerabilidade social, em termos gerais.

A evolução socioeconômica da Espanha, a partir da segunda metade da década de 1980 e particularmente a partir da entrada do país na União Europeia, auxiliou a redução dos danos das inundações, já que houve o gradual desaparecimento de ocupações de baixa renda nas calhas fluviais. Entretanto, paralelamente, verificou-se um aumento da população exposta às inundações, seja devido ao aumento populacional ou à expansão das áreas urbanizadas em áreas de risco, principalmente no litoral mediterrâneo. Além de aumentar a concentração da população exposta, as áreas urbanizadas intensificam os riscos devido aos impactos na dinâmica dos fluxos, aumentando o escoamento superficial e os picos de cheia, e reduzindo os tempos de concentração dos fluxos. Com a regulação dos pequenos cursos d'água por estratégias de canalização e a intervenção nas planícies por meio da construção de diques e outras obras, os maiores desafios de controle de inundações passaram para o campo da drenagem urbana, principalmente nas áreas turísticas litorâneas.

Outros fatores também contribuíram para a redução dos impactos das inundações no país nas últimas décadas, como os avanços nas políticas de gerenciamento de riscos, incluindo maiores investimentos, os avanços tecnológicos no campo de geração de dados hidrológicos em tempo real e prevenção de eventos críticos, a aplicação dos planos de controle de inundações por parte dos organismos de bacia, e os avanços legais quanto ao controle da ocupação de áreas de riscos. Neste aspecto, foram reconhecidas legalmente as denominadas “zonas catastróficas”, nas quais todas as perdas de caráter público ou privado devem ser assumidas pelo Estado.

A *Directriz Básica de Inundaciones*, dada pela Resolução da Secretaria de Estado de Interior, de 31 de janeiro de 1995, determinou medidas em casos de emergência e medidas de redução de riscos de inundação a partir do ordenamento territorial (AEBOE, 1995). As zonas inundáveis foram divididas em três tipos: *Zona de inundación frecuente* (afetadas por inundações com períodos de retorno de 50 anos), *Zonas de inundación ocasional* (entre 50 e 100 anos) e *Zona de inundación excepcional* (entre 100 e 500 anos). Também classificou as zonas inundáveis em graus de risco: risco alto, risco significativo e risco baixo. Esta diretriz embasou a elaboração de diferentes documentos regionais sobre o tema, por parte das comunidades autônomas e organismos de bacia, como os *Planes de Espacios Fluviales* nas *Cuencas Internas de Cataluña*, o *Plan de Prevención de avenidas e inundaciones em cauces urbanos* na Andaluzía, o *Plan gobl frente a inundaciones em la Ribera*

*del Júcar* e o *Plan de Acción Territorial de carácter sectorial para la prevención del riesgo de inundaciones* na *Comunidad Valenciana* (PATRICOVA).

Mais recentemente, a Espanha foi levada a buscar adaptar-se às exigências da Diretiva Europeia n. 60/2007, relativa à gestão dos riscos de inundações. A Diretiva estabelece três fases, com seus respectivos prazos de cumprimento, para a realização de planos de avaliação e gestão de riscos de inundações (CHJ, 2014a): 1) Avaliação preliminar dos riscos potenciais de inundação (prazo em 2011); 2) Elaboração de mapas de riscos (2013), e 3) Elaboração de planos de gestão de riscos de inundação (2015). A maioria dos organismos de bacia não cumpriu estes prazos, estando em atraso com os produtos exigidos.

O Real Decreto n. 09, de 11 de janeiro de 2008, que modificou a Lei da Água de 1985 e o *Reglamento del Dominio Público Hidráulico* de 1986, determinou que a “*Zona de Servidumbre*” (5 m de largura, medidos, horizontalmente, a partir das margens do leito menor), que coincide com a “*Zona de inundação frequente*”, deve ser destinada a usos públicos de caráter ambiental. Já na “*Zona de Policía*” (100 m de largura medidos com igual critério), que coincide com a área afetada pelas inundações com 100 anos de período de retorno, qualquer uso da terra requer autorização do poder público. Além desta zona, os organismos de bacia podem informar ou realizar recomendações, mas não têm a competência para autorizar ou proibir usos da terra propostos nos planos locais de ordenamento territorial.

Por sua vez, o Real Decreto n. 903, de 09 de julho de 2010, que trata da avaliação e gestão dos riscos de inundação, transpôs a Diretiva n. 60/2007 para o ordenamento jurídico espanhol. O documento estabeleceu a obrigatoriedade da elaboração dos *Planes de Gestión del Riesgo de Inundación* pelas *demarcaciones hidrográficas* e a sua coordenação com o 2º ciclo de la *planificación hidrológica* (2016-2021). A maioria destes planos foi aprovada pelo governo em 22 de janeiro de 2016. A *Confederación Hidrográfica del Júcar*, por exemplo, publicou em 2015 o *Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar (Ciclo 2015 – 2021)* e o *Plan de Gestión del Riesgo de Inundación* (CHJ, 2015 e), no qual apresenta propostas de gestão dos riscos de inundação dentro das exigências dos *estudios ambientales estratégicos*. O referido *Real Decreto* também determinou que as Regiões Hidrográficas do país devem elaborar mapas de risco segundo a probabilidade de inundação (AEBOE, 2010): a) alta; b) média (período de retorno maior ou igual a 100 anos); c) baixa ou cenários de eventos extremos (período de retorno igual a 500 anos).

Nas décadas recentes, o desenvolvimento e aprimoramento de técnicas de prevenção de riscos de inundações têm contribuído para a redução de eventos com danos importantes no país. É o caso da aplicação de técnicas de cartografia de riscos, de geoprocessamento, de sensoriamento remoto e de sistemas de alerta, como

o *Sistema Automático de Información Hidrológica* (SAIH) implantado em 1989 pela *Confederación Hidrográfica del Júcar* (Gil Olcina e Rico Amorós, 2008a). Os estudos sobre riscos de inundações realizados pelo Ministério do Meio Ambiente e pelos organismos de bacia devem configurar o *Sistema Nacional de Cartografía de Zonas Inundables*, o qual deve ser desenvolvido em parceria com as comunidades autônomas e com os territórios locais afetados (AEBOE, 2008). Além das zonas inundáveis, os produtos cartográficos devem incorporar a delimitação dos leitos fluviais públicos e das já mencionadas zonas de “*servidumbre*” e “*policía*”, zonas estas pertencentes ao *Domínio Público Hidráulico* e nas quais o uso do solo e as atividades humanas devem ser controladas.

Os planos de emergência também evoluíram nas últimas décadas. Em 2014, as *comunidades autónomas* aprovaram os seus respectivos *Planes de Protección Civil ante el Riesgo de Inundaciones*, com forte ênfase local. As municipalidades com população igual ou superior a 20.000 habitantes, ou consideradas legalmente centros turísticos, são obrigadas a implementar os *Planes de Emergencia Municipal*. Por outro lado, os *Planes de Actuación Municipal ante el riesgo de Inundaciones* devem ser elaborados pelas municipalidades que apresentem riscos “moderados” ou “altos”, conforme categorização aplicada pela *Dirección General de Protección Civil y Emergencias*. Entretanto, a grande maioria dos municípios espanhóis ainda não atendeu estas exigências (Olcina Cantos *et al.*, 2016b).

Deste modo, a partir do estímulo do quadro legal, diferentes iniciativas de redução dos riscos de inundação e estiagens passaram a ser incorporadas nas lógicas de gestão de muitas bacias. Algumas *confederaciones hidrográficas* e organismos de bacia intracomunitários passaram a contemplar, nos últimos anos, planos de gestão territorial com medidas de controle dos riscos nas Regiões Hidrográficas. A escala local é decisiva para a aplicação de medidas de controle e redução de riscos de inundações, como lembra Olcina Cantos (2008), na qual os planos de ordenamento territorial urbano e a cartografia de riscos são importantes instrumentos.

A importância do ordenamento territorial como estratégia de gestão da vulnerabilidade ambiental e prevenção de riscos e danos de eventos extremos vem sendo destacada na Espanha e o país vem avançando quanto ao aparato legal e às abordagens adotadas. Nas palavras de Olcina Cantos (op. cit.), o ordenamento territorial se apresenta como o processo mais “racional, sensato e sustentável de redução dos riscos a médio e longo prazo”. Em outro trabalho, o mesmo autor afirma que “*la ordenación territorial supone el cambio de la organización de asentamientos y actividades existentes en un espacio geográfico en aras a la mejora de su calidad ambiental y social, de la calidad de vida de los habitantes en dicho territorio*” (Olcina Cantos, 2004, p. 69).

Mesmo com diferenças de posturas, ideias e visões, tem havido um consenso na sociedade espanhola sobre a necessidade de compatibilização entre gestão da água, gestão ambiental e gestão territorial. Como alertam Estevan e Naredo (2004),

La nueva situación pide a gritos, más que nunca, pasar de la política tradicional de promoción de obras hidráulicas de oferta, ahora aún más potenciabile con la desalación, a la promoción de la economía y la ecología del agua en el marco de una nueva cultura hídrica y territorial, que están íntimamente asociadas. En realidad, la esencia del cambio es el tránsito desde su tradicional carácter de política sectorial, hacia un carácter, primero, de política ambiental, y, posteriormente, de política territorial (p. 22).

Arrojo (2008) também salienta que a gestão territorial somente pode ser efetiva partindo-se da identificação dos usos prioritários do solo e da água, ou seja, aqueles que sejam de interesse geral e que tenham protagonismo em períodos de redução das disponibilidades hídricas. Neste sentido, o abastecimento urbano tem, e deve ter, prioridade na legislação espanhola sobre os usos econômicos e até mesmo sobre as vazões ecológicas. Estas devem ser priorizadas em sequência, para que o sistema de gestão garanta a proteção do estado ecológico dos ecossistemas aquáticos em harmonia com o que determina a Diretiva Quadro da Água. Os usos econômicos devem ser contemplados a seguir, sendo aqueles que geralmente disparam os problemas de redução das disponibilidades hídricas e comprometimento da qualidade da água. É justamente no contexto dos usos econômicos que as inundações e estiagens devem deixar de ser vistas como fenômenos excepcionais e de crise para serem concebidas, previstas e geridas como eventos normais e cíclicos na realidade mediterrânea espanhola.

A importância da conexão entre gestão da água e gestão territorial foi o eixo das conclusões do Ciclo de Debate “*El Uso del Agua en la Economía Española: Situación y Perspectivas*”, realizado em Murcia em 2007 (MIMAN, 2007c). O documento afirma que

El problema de los usos del agua no es sólo, ni fundamentalmente, un problema de escasez, sino de modelo de desarrollo territorial. En gran medida son los procesos territoriales los que determinan el consumo de recursos hídricos, su calidad o el grado de alteración del dominio público hidráulico (p. 27).

O texto reforça que as mudanças nas políticas da água devem ser precedidas de uma profunda transformação do modelo de desenvolvimento adotado na

Espanha, o qual é visto como “ineficiente e insustentável”. Esta transformação deve contemplar a busca da gestão integrada da água no sentido amplo proposto pela Diretiva Quadro da Água, envolvendo integração de instâncias gestoras, de políticas setoriais, de escalas territoriais, de dimensões da água e dos sistemas aquáticos, de disciplinas e abordagens, de experiências e de vivências. Para a Diretiva Quadro, “é necessário continuar a integrar a proteção e a gestão sustentável da água noutras políticas comunitárias, como as políticas energética, de transportes, agrícola, das pescas, regional e turística” (PARLAMENTO EUROPEU; CONSELHO DA UNIÃO EUROPEIA, 2000; p. 327).

A Diretiva Quadro estabelece que o uso da água deve ser “sustentável, equilibrado e equitativo” e o *Texto Refundido de la Ley de Aguas* explicita que a gestão e o planejamento da água devem ser guiados pela busca de um desenvolvimento regional harmônico. As políticas de aumento da oferta de água e de “solidariedade hidrológica” entre bacias a partir de transferências hídricas regionais certamente podem trazer benefícios econômicos a certas áreas ou certos usuários, mas estes benefícios tendem a ser temporários, insustentáveis temporalmente e restritos socialmente se não são acompanhados por outras medidas de gestão territorial. Como lembram autores como González *et al.* (2015), a solidariedade hidrológica não tem fundamento prático do modo como vem sendo aplicado na Espanha, já que é a busca de menores desigualdades de renda, e não de água, que deve ser o motor da redução das disparidades regionais. Neste sentido, a redistribuição de água via transferências hídricas não tem sido eficiente na redistribuição de renda, pois os maiores benefícios sociais não atingem as camadas menos favorecidas da população.

Certamente a água é um recurso vital e essencial para os processos produtivos e para a melhoria das condições socioeconômicas do país, mas a forma e o contexto em que a água é distribuída, as condições de acesso e as diversas outras dimensões do desenvolvimento territorial tornam as medidas isoladas de aumento da oferta ineficientes. Nunca é demais lembrar que o desenvolvimento envolve a manutenção e melhoria da qualidade ambiental, incluindo o estado ecológico dos sistemas aquáticos. Se o Estado fornece água, mas não auxilia ou garante que a água seja utilizada por quem necessita e da forma adequada segundo os princípios da Diretiva Quadro, os resultados estão fadados ao fracasso.

## 8 Participação social

Vários países vêm buscando efetivar sistemas de gestão da água participativos nas últimas décadas, atendendo a demandas e exigências legais, ambientais e sociais. Na Espanha, esta evolução vem sendo sentida com mais resultados a partir da aprovação da Diretiva Quadro da Água. Conforme a Diretiva, os processos de gestão devem incorporar a participação dos usuários em todas as suas

etapas. Portanto, o sistema como um todo deve buscar implementar este objetivo, e particularmente os organismos de bacia devem atentar para a sua incorporação nos planos de bacia. O Artigo 14 afirma que “o êxito da presente Diretiva depende de [...] informação, de consultas e de participação popular, incluídos os usuários” (PARLAMENTO EUROPEU; CONSELHO DA UNIÃO EUROPEIA, 2000). Também estabelece que os estados membros devem fomentar a participação ativa de todas as partes interessadas na aplicação da Diretiva, particularmente na elaboração, revisão e atualização dos planos de bacia. Neste processo, deve-se facilitar o acesso prévio da sociedade às informações adequadas para permitir contribuições prévias à tomada das decisões finais.

A incorporação dos processos de participação pública na gestão da água prevê, segundo a Diretiva, três etapas. O nível de participação preliminar é denominado de “informação pública”, envolvendo a disponibilização de informações necessárias para a efetivação da participação, bem como o seu acesso. Na etapa de “consulta pública”, deve-se contemplar a participação popular direta, abrindo-se diferentes possibilidades de intervenções, sugestões, opiniões e reações populares às propostas iniciais do sistema gestor. A documentação colocada à disposição da sociedade deve viabilizar a participação por escrito, por entrevistas ou por aplicação de questionários. A participação popular também deve ser viabilizada por meio de audiências públicas, nas quais observações, percepções, experiências e ideias devem ser consideradas (Espluga e Subirats, 2008). Finalmente a etapa denominada de “participação ativa” deve envolver um nível mais elevado de envolvimento social em que a sociedade discute e delibera sobre questões relativas à gestão das bacias, bem como formulam propostas de soluções de problemas. Neste caso, o aparato gestor deve implementar instâncias participativas como grupos de trabalho ou fóruns de discussão. A Diretiva exige que os níveis de “informação pública” e “consulta pública” sejam plenamente assegurados, enquanto que o nível de “participação ativa” deve ser “fomentado”.

Uma das mensagens-chave presentes nas conclusões do Ciclo de Debate “*El Uso del Agua en la Economía Española: Situación y Perspectivas*”, realizado em Murcia no ano de 2007, foi que os eixos fundamentais da política de águas na Espanha são sustentabilidade ambiental, gestão integrada, racionalidade econômica e participação pública (MIMAN, 2007c). Entretanto, La-Roca (2008) afirma que a Espanha ainda não absorveu, em suas práticas de gestão, as mudanças metodológicas que a Diretiva Quadro exige, principalmente quanto abandono do modelo tecnocrático vigente. Apesar do salto qualitativo e quantitativo no que se refere à participação social na gestão da água a partir dos anos 2000, ainda não ocorreu “*el cambio profundo en la democratización de las decisiones sobre el agua*” (Hernández-Mora, 2016, p. 11), permanecendo as

decisões sobre os temas prioritários nas mãos dos setores políticos e econômicos dominantes. Deste modo,

aunque la información y el conocimiento de los distintos actores han mejorado a través de su involucración en los procesos de planificación, el enfoque de gobernanza participativa introducido por la DMA<sup>9</sup> no ha transformado sustancialmente los equilibrios de poder en torno a las decisiones sobre el agua (Hernández-Mora, p. 15).

De fato, vários trabalhos vêm apontando esta distorção de poder decisório nos processos de incorporação da gestão participativa na gestão da água na Espanha, apesar do aumento das informações disponíveis ao público. As questões decisivas e prioritárias continuariam a ser decididas pela “comunidade política da água”, formada pelos setores de grandes usuários representativos dos interesses dominantes tradicionais (setores agrícola e hidroelétrico), enquanto os grupos minoritários continuariam sub-representados (Hernández-Mora e Ballester, 2011; Hernández-Mora *et al.*, 2015).

Desde os anos 1990, os defensores da *Nueva Cultura del Agua* frisam a importância da participação nos processos de gestão, mas sob forma de processos abrangentes e empoderadores e não apenas como o atendimento técnico de determinações legais. Segundo Martínez Gil (1997),

hay que instaurar la cultura de la participación y de la imaginación, capaces de dar cabida a las sabias estrategias del pequeño bien hacer.....Una cultura que entienda que en la sociedad actual los usuarios del agua y de los ríos somos todos (p. 89).

A participação social é vista, na lógica do movimento, como processo-chave para que a gestão da água deixe de ser contemplada apenas em enfoques de políticas setoriais e passe a ser considerada de modo integrado em políticas ambientais e territoriais. Neste sentido, Estevan e Naredo (2004) reforçam que somente um processo ativo de participação social pode legitimar solidamente as políticas territoriais. Diferentemente das políticas setoriais,

a las que les basta con alcanzar el consenso de los intereses del sector agrupados bajo el manto de la autoridad competente, para las políticas territoriales ninguna legitimación es efectiva si no se obtiene mediante un acuerdo social suficientemente amplio y representativo de las poblaciones

---

9 *Directiva Marco del Agua*

territoriales. Por eso, la nueva política del agua tendrá que construirse necesariamente sobre el diálogo social y ciudadano, y tendrá que dejar definitivamente atrás los acuerdos de reparto establecidos a espaldas de los intereses mayoritarios (Estevan e Naredo, 2004, p. 23-24).

Um conjunto de seis associações principais vem defendendo as ideias da *Nueva Cultura del Agua* na Espanha a partir de processos participativos (Hernández-Mora e Ballester, 2011; Hernández-Mora *et al.*, 2015; Hernández-Mora, 2016): a *Xarxa Catalana per una Nova Cultura de l’Aigua*, criada em 2001, a *Red Andaluza de la Nueva Cultura del Agua* (2001), a *Red Ciudadana por una Nueva Cultura del Agua en el Tajo/Tejo y sus Ríos* (2007), formada por participantes da Espanha e de Portugal, a *Ebro Cuenca Azul – Red de organizaciones en defensa de la Cuenca del Ebro* (2008), a *Red por una Nueva Cultura del Agua en el Júcar* (2010), a *URA Nueva Cultura del Agua de Navarra* (2011) e a *Red de Agua Pública* (RAP), criada em 2012 para defender o caráter público dos serviços de água e saneamento. Estas *Redes por una Nueva Cultura del Agua en España* vêm enfatizando a necessidade de aplicação adequada dos princípios da Diretiva Quadro para a evolução dos processos de gestão da água. Em certas ocasiões, estas redes atuam como verdadeiras interlocutoras preferenciais do aparato de gestão em suas áreas de atuação, em um processo de harmonia e sintonia com o Estado, mas em outras ocasiões os organismos de bacia concebem estes coletivos sociais como ameaças e não como potenciais colaboradores (Hernández-Mora, 2016).

A Espanha é uma referência internacional no que se refere à tradição histórica de participação associativa de usuários da água nos processos de gestão, dado que desde a Idade Média usuários de águas superficiais se agrupavam em comunidades de irrigantes voltadas a coordenar as ações de distribuição da água, de gestão das infraestruturas associadas e mediação de conflitos de uso. Para Hernández-Mora (2008), a Espanha apresenta uma “rica tradição de participação de usuários na gestão da água”, apesar desta experiência ter estado praticamente limitada às águas superficiais até a aprovação da Lei da Água de 1985. As exceções eram as associações de usuários para a gestão conjunta de poços para irrigação na região do Levante espanhol ou para abastecimento público em certas bacias do Norte do país e na Catalunha (*Comunidad de Usuarios del Bajo Llobregat*).

Em pleno período franquista de gestão centralizadora, buscou-se criar instâncias participativas nas *confederaciones hidrográficas*, visando reunir usuários para organizarem a utilização das águas. Del Moral e Zapata (2016) lembram que as *Juntas de explotación*, criadas em 1965, visavam, como o próprio nome indica, planejar e coordenar a máxima utilização das águas por associações de irrigantes. Por sua vez, as *Juntas de obras*, criadas em 1974, visariam ao planejamento e à gestão de obras para diversos usos. Em 1979, após o término do fran-

quismo, ocorreu uma remodelação das *confederaciones* com o objetivo principal de “*potenciar al máximo los instrumentos de participación establecidos en el Real Decreto fundacional de 5 de marzo 1926*” (DEL MORAL; ZAPATA, 2016, p. 09). Deste modo, foram restabelecidas as *Asambleas de usuarios* e instituídos os *Consejos de usuarios*.

Entretanto, para muitos autores, este modelo institucional e estas instâncias participativas foram consolidados para manter os ideais das políticas hidráulicas regeneracionistas, aglutinando representantes de setores usuários que consistiam, na verdade, na elite econômica-política do país. Deste modo, seriam estratégias de continuidade dos modelos tradicionais de gestão da água baseado em políticas de obras que estiveram fechados à participação cidadã na Espanha. Conforme Arrojo (2003), o alijamento da sociedade civil foi alicerçado na consolidação de uma imagem na qual

la gestión del agua se ha considerado cosa de ingenieros, regantes, hidroeléctricos, constructores y políticos, y se ha concedido la competencia de dicha gestión a este entorno profesional (p. 133).

O autor aponta, ainda, que a Espanha padece historicamente de uma cultura de participação em função da

herencia de una larga tradición de oscuro burocratismo y poder sin límites de los lobbys de la construcción y la hidroelectricidad, al amparo de la falta de libertades democráticas que impuso el régimen franquista

os quais geraram

las fuertes resistencias e inercias que han frenado y disuadido cualquier intento de modernización, apertura y democratización de las instituciones de gestión de aguas en España (ARROJO, 2003, p. 133).

As *Comunidades de Usuários* são as mais tradicionais instâncias de participação da sociedade na gestão da água na Espanha. Foram criadas pela Lei da Água de 1879, a qual determinou que todos os usuários de bens do domínio público hidráulico que se beneficiem de uma mesma fonte de água ou concessão devem organizar-se em *Comunidades de Usuários*. A gestão participativa dos usuários também é um dos princípios gerais da gestão pública da água na Lei da Água de 1985.

O *Texto Refundido de la Ley de Aguas* de 2001 estabelece, em seu artigo 41.3, que deve ser garantida a participação pública no processo de *planificación*

*hidrológica*, tanto nas fases de consultas prévias como nas de desenvolvimento e revisão dos planos de bacia. O artigo 42 regulamenta a obrigatoriedade de inclusão, nos planos de bacia, de um resumo das medidas de informação pública e de consulta adotadas, os seus resultados e os procedimentos para a obtenção da documentação de base e informações requeridas para as consultas públicas. O *Texto* também estabelece, nas disposições adicionais, que a participação pública ocorra atendendo a elaboração de um calendário e um programa de trabalho referente à elaboração dos planos, com indicação das estratégias de consulta adotadas, a elaboração de um *Esquema Provisional de Temas Importantes* em termos de gestão das águas, e a disponibilização dos exemplares do *Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación*.

Em termos gerais, as associações de usuários para a gestão coletiva das águas na Espanha ocorrem principalmente de três formas (Carles et al., 2001; Hernández-Mora, 2008):

- Associações para a gestão coletiva de águas de irrigação: envolvem as *comunidades de regantes* de águas superficiais e as *comunidades de usuários de aguas subterráneas*. Muitas vezes assumem todos os custos de captação, distribuição e manutenção das redes, mas também buscam uma rentabilidade em uma perspectiva de sistemas privados.
- Associações para a gestão coletiva de aquíferos: engloba comunidades de usuários (individuais ou *comunidades de regantes*) que utilizam as águas de um mesmo aquífero, sejam para que uso for.
- Associações para o abastecimento público de pequenos núcleos populacionais: abrange a grande maioria das comunidades de usuários na Espanha.

Conforme CHJ (2015d), o *Texto Refundido de la Ley de Aguas* de 2001 contempla a diferenciação das *Comunidades de Usuários*. *Comunidades Generales* são formadas pela associação de comunidades de usuários ordinárias que tenham interesses comuns e pelas *Juntas Centrales*, formadas por comunidades de usuários e usuários individuais, visando proteger seus direitos e interesses e gerir a utilização conjunta da água. No caso da água destinada à irrigação, as *Comunidades de Regantes* constituem-se em corporações de direito público associadas aos organismos de bacia, conforme estabelece a Lei da Água. Os proprietários de terras que são usuários de água para irrigação se unem para a administração autônoma e comum das águas públicas. A estes usuários é dada uma concessão de água à zona de terras irrigáveis, o que faz com que quando um proprietário vende a sua propriedade, está transmitindo igualmente o direito de uso da água.

Atualmente, pode-se afirmar que as *Comunidades de Regantes* são um exemplo de descentralização funcional autêntica na Espanha, pois o Estado não indica os seus representantes e tampouco financia as suas atividades, exercendo um papel de tutela associada ao respeito à autonomia (Casalduero e Viqueira, 2007).

As Comunidades estão associadas na *Federación Nacional de Comunidades de Regantes de España* (FENACORE), fundada em 1955. Exemplos ilustrativos do papel tradicional e histórico das *comunidades de regantes* na Espanha são encontrados nos tribunais das águas de Valencia e Murcia (*Tribunales de Aguas*), que funcionam ativamente desde a época medieval islâmica e visam solucionar conflitos entre os irrigantes das zonas de *huertas* de suas respectivas comunidades e entre estes e irrigantes de outras áreas. São instâncias decisórias democráticas constituídas por representantes dos próprios irrigantes e que se reúnem uma vez por semana para deliberar sobre os casos avaliados.

Conforme o trabalho de Casalduero e Viqueira (2007), diversos autores aceitam que a fundação do *Tribunal de las Aguas de la Veja de Valencia* data do ano 960, durante o califado de Córdoba. É a mais antiga instância jurídica de gestão de águas na Espanha, sendo encarregada de arbitrar os conflitos pelo uso da água de irrigação entre os agricultores do baixo Júcar. Foi declarado bem de interesse cultural imaterial da Espanha em 2005 e Patrimônio Imaterial da Humanidade em 2009. O Tribunal é constituído por “síndicos” que presidem algumas das *comunidades de regantes* da denominada *Huerta de Valencia*. Mesmo sem formação jurídica, fiscal ou administrativa, os síndicos têm aprimorado conhecimento técnico sobre irrigação e sobre o direito que rege as águas na Espanha. Os síndicos são eleitos pelos membros de cada comunidade, devendo atender os requisitos de serem proprietários e agricultores ativos em suas terras, além de possuir respaldo “moral e cultural” entre os irrigantes. O Tribunal funciona a partir de um sistema bastante simples e pautado por decisões rápidas e objetivas sobre as questões hídricas de interesse dos irrigantes.

Casalduero e Viqueira (op. cit.) também destacam o caso de Murcia, onde foi criado o *Libro del Agua* em 1332. Mesmo anexada à Coroa de Castela desde 1266, os irrigantes continuaram mantendo tradições de irrigação características do período de dominação árabe durante muitos anos. O *Libro del Agua* esteve em vigor até o século XVIII e possuía dados sobre os canais de irrigação, os volumes escoados para cada usuário, as características das captações de água e os procedimentos de conservação e manutenção das obras. O governo municipal intervinha para corrigir possíveis abusos e atender novas necessidades de água da *huerta* de Murcia por meio de decisões jurídicas que constituíam “direito especial” e, em última instância, por meio do denominado *Fuero Juzgo*, um fórum especial de decisão datado do século XIII. No século XIX o *Consejo de Hombres Buenos de la Huerta de Murcia* foi institucionalizado legalmente pelas *Ordenanzas de la huerta de Murcia*, passando a ter regras de funcionamento e composição regidas legalmente. O *Consejo* funciona com sistemática parecida com o Tribunal de Valencia, discutindo semanalmente as questões que são apresentadas pelos irrigantes da região do baixo rio Segura. Em 1991, a *Confederación Hidrográfica del*

*Segura* estabeleceu um código particular de direito para a *Comunidad de Regantes de la Huerta de Murcia* por meio da adaptação das *Ordenanzas de la Huerta de Murcia* à Lei da Água de 1985.

Os movimentos associativos entre irrigantes iniciados na Idade Média marcam, portanto, um dos processos de gestão da água mais antigos da Espanha e do mundo. As atuais *Comunidades de Regantes tradicionales* são constituídas por irrigantes que utilizavam a água antes dos *Planes del Estado* que estabeleceram os *Nuevos Regadíos*, sendo proprietárias de toda a infraestrutura destinada à irrigação em suas áreas de atuação. Já as *Comunidades de Regantes de Planes del Estado (Nuevos Regadíos)* são associações de usuários constituídas a partir dos planos de expansão das áreas irrigadas fomentados pelo Estado. Neste caso, o Estado investe na construção, manutenção e exploração de reservatórios e canais principais, enquanto as *Comunidades de Regantes* gerem os canais secundários e demais obras da infraestrutura de irrigação (CHJ, 2015d).

Todas as *Comunidades de Regantes* possuem funções legislativa, executiva e judicial, mas podem atuar de forma direta ou indireta. No primeiro caso, contam com três órgãos internos: 1) *Junta General*: formada por todos os usuários, sendo o órgão soberano da *Comunidad* e responsável por funções legislativas e competências específicas; 2) *Junta de Gobierno*: constituída por representantes eleitos por votação na *Junta General*, possuindo funções executivas; 3) *Jurado de Riego*: formado por representantes eleitos na *Junta General* e responsável pelas funções judiciais.

Na gestão indireta, a atuação ocorre em parceria com os organismos de bacia intracomunitários ou intercomunitários (*confederaciones hidrográficas*), mais especificamente com os seguintes órgãos: 1) *Consejo del agua*: é o órgão de planejamento dos organismos de bacia nos quais os diferentes usuários da água devem ter, legalmente, pelo menos 33% do total de membros. Os *consejos de agua* são considerados os mais importantes órgãos de participação e planejamento dos organismos de bacia, possuindo o papel de disponibilizar informações à sociedade e fomentar as consultas públicas e a participação da sociedade civil nos processos de gestão da água; 2) *Junta de Gobierno*: é o órgão de coordenação e gestão dos organismos de bacia e também devem possuir pelo menos um terço dos seus membros representados pelos usuários; 3) *Juntas de Explotación*: é o órgão que coordena a exploração das obras hidráulicas e recursos hídricos de certa área; 4) *Comisión de Desembalses*: é o órgão de gestão no qual se delibera as questões de utilização das águas dos reservatórios e aquíferos para a irrigação; 5) *Asamblea de Usuarios*: é o órgão no qual se elegem todos os representantes dos usuários nos demais órgãos de gestão indireta. Possui representantes do Estado, das Comunidades Autônomas e dos usuários, em proporção com a superfície irrigada, o consumo de água ou a potência de irrigação instalada.

Cabe lembrar que a Lei da Água de 1985 e o *Texto Refundido de la Ley de Aguas* de 2001 exigem que a participação dos usuários na gestão da água seja garantida nos colegiados decisórios dos organismos de bacia. Seguindo o disposto na Diretiva Quadro, há a obrigatoriedade de que pelo menos 1/3 do total de *vocales* seja constituído por representantes dos diferentes setores usuários, ficando os demais 2/3 a cargo de representantes do Estado e das *comunidades autónomas*. Esta exigência vale para a composição das *juntas de gobierno*, *juntas de explotación*, *asambleas de usuários*, *comisiones de desembalse* e *Consejos de agua* dos organismos de bacia. Entretanto, a participação pública institucionalizada legalmente a partir da Lei da Água nos organismos de bacia fica limitada somente aos usuários com concessões de uso, sejam usuários agrícolas, industriais, do setor hidroelétrico ou de abastecimento urbano. A participação também é condicionada pela quantidade de água utilizada, fator que define a proporcionalidade entre os usuários nos colegiados participativos.

O Real Decreto n. 907, de 06 de julho de 2007, que aprova o *Reglamento de la Planificación Hidrológica* (RPH) normatizado pelo TRLA, traz um capítulo dedicado à participação pública, no qual determina a necessidade de formulação de projeto de organização e procedimentos para efetivação da participação nos processos de planejamento. Também traz os conteúdos mínimos a serem seguidos nas etapas de informação pública, consulta pública e participação ativa.

A Diretiva 2003/4/CE, de acesso público à informação ambiental, também reforça a importância do tema na gestão ambiental dos países membros. Por sua vez, a Lei n. 27 de 18 de julho de 2006 (AEBOE, 2006) regulamentou os direitos de acesso à informação, participação e acesso à justiça em matéria de meio ambiente na Espanha. Esta lei foi complementada pela Lei n. 19, de 09 de dezembro de 2013, que buscou ampliar e reforçar a transparência dos processos de gestão quanto à participação pública e regular e garantir o direito de acesso à informação da sociedade.

Por outro lado, a Lei 42/2007, referente ao Patrimônio Natural e Biodiversidade, modificou o artigo 19 do *Texto Refundido de la Ley de Aguas* e abriu novos canais à participação popular no *Consejo Nacional del Agua*, o órgão superior do sistema nacional de gestão. A referida lei alterou a composição do conselho, na qual passou ser obrigatória a presença de representantes de atores locais, de organizações sindicais e empresariais mais representativas e de entidades sem fins lucrativos que estejam voltadas à defesa de interesses ambientais (Hernández-Mora, 2008).

As exigências legais têm levado os organismos de bacia a contemplarem a gestão participativa da água na elaboração de seus planos e programas. Estes avanços vêm sendo mais sentidos a partir dos planos desenvolvidos para o 1º *Ciclo de Planificación Hidrológica* (2009-2015). Como exemplo, neste 1º Ciclo

a *Confederación Hidrográfica del Júcar* (CHJ) redigiu um projeto de participação pública para a elaboração do plano hidrológico da bacia que foi aprovado em 2008 como resultado de um processo de consulta pública. Para o 2º Ciclo (2016-2021), a CHJ desenvolveu um novo modelo para buscar maior efetividade da participação pública por meio da *Comisión de Planificación y Participación Ciudadana*. Seguindo o disposto na legislação, a CHJ estabeleceu um processo baseado em três níveis de acesso popular: informação pública, consulta pública e participação ativa (CHJ, 2015d).

Entretanto, Hernández-Mora (2016) ressalta uma clara diferença nos processos de participação social entre o 1º e o 2º ciclos de planejamento. Enquanto no 1º todos os organismos de bacia empreenderam, em maior ou menor grau e qualidade, processos ativos, nos planos do 2º ciclo a falta de tempo, recursos ou vontade política limitaram a participação a sessões informativas e à consulta pública da documentação. O *Observatorio de las Políticas del Agua* da *Fundación Nueva Cultura del Agua* também afirmou que, apesar de algumas Regiões Hidrográficas terem empreendido processos de participação pública “ambiciosos” e coerentes com o disposto na Diretiva Quadro da Água no 2º *Ciclo de Planificación*, como no caso das *Cuencas Internas de Cataluña* e da *Demarcación Hidrográfica del Ebro*, muitas regiões apresentaram processos deficientes e de baixa qualidade (OPPA, 2015). O maior problema apontado pelo *Observatorio*, na maioria dos casos, foi a falta de efetividade para influenciar realmente nos processos decisórios e em questões prioritárias, como os objetivos ambientais e os programas de investimentos. A *Confederación Hidrográfica del Tajo* seria um exemplo ilustrativo de ausência de participação na definição dos temas chave do plano de bacia, conforme cita o OPPIA.

São verificadas outras estruturas formais de participação social no quadro institucional de gestão da água na Espanha, além dos organismos de bacia, porém a sociedade civil possui apenas papel consultivo. É o caso dos conselhos e fóruns dos órgãos de gestão ambiental de certas *autoridades autónomas*, como o *Foro del Agua de Navarra*, o *Consell per a l'Ús Sostenible de l'Aigua* e o *Consell per a la Sostenibilitat de les Terres de l'Ebre*, na Catalunha, o *Foro del Agua de las Islas Baleares*, o *Foro de Málaga*, a *Comisión del Agua de Aragón*, dentre outros (Espluga e Subirats, 2008). Neste sentido, as comunidades autônomas vêm tendo, em muitos casos, uma preocupação de certo modo destacada com a promoção da participação social na gestão da água e de ampliação da participação para além dos grandes setores usuários consultivos e possuidores de concessões de água (Hernández-Mora e Ballester, 2011).

Para Espluga e Subirats (2008), o aparato de gestão da água na Espanha não proporciona um processo efetivo de participação democrática, justamente em função dos critérios restritivos de composição e a rigidez habitual da estrutura de

funcionamento dos colegiados dos organismos de bacia. A maioria dos contemplados no nível de “participação ativa” é formada por representantes de entidades ou instituições, ou seja, raramente o processo abarca pessoas individualmente. Em vários casos, os autores também salientam que a “participação ativa” somente ocorre a partir de algum conflito social, por meio dos próprios envolvidos.

Hernández-Mora (2008) e Espluga et al. (2011) também criticam a limitação que a legislação apresenta de garantir a participação da sociedade civil, com caráter deliberativo, somente no *Consejo Nacional del Agua* e nos órgãos dos organismos de bacia, e apenas aos usuários que possuam concessão de direitos de uso. Seguindo o que determina a Diretiva Quadro da Água, os autores salientam a necessidade de ampliação da concepção de participação no sistema para além da noção fechada de “usuário”. Os autores também criticam a adoção do critério de proporcionalidade da participação nos organismos de bacia segundo o volume de água utilizado. Como o uso da água na Espanha é majoritariamente agrícola, em muitas Regiões Hidrográficas os irrigantes apresentam um peso tradicionalmente maior nos processos decisórios. Sua representação chega a 63% dos assentos na bacia do Ebro, 72% na bacia do Guadiana, 46% na bacia do Tajo e somente 20% nas *cuencas internas de Cataluña* (Hernández-Mora, op. cit.). Outros grupos interessados e a sociedade civil não organizada ficam, geralmente, excluídos dos processos decisórios, já que não são considerados “usuários” e não possuem concessões de uso da água. Os autores lembram que a incorporação da diversidade de interessados tende a enriquecer os processos de gestão e proteção da água e dos ecossistemas aquáticos. Mesmo com certos avanços recentes na busca de ampliação da participação para além dos “atores clássicos, circunscritos a usuários consuntivos da água”,

la legislación española históricamente ha tendido a excluir a otros usuarios no económicos (piragüistas, pescadores, bañistas, ecologistas y ciudadanos que disfrutaban de sus ríos y su entorno para su ocio y descanso) del ámbito donde se toman las decisiones sobre el uso y conservación de este recurso (Espluga et al., 2011, p. 6).

Ballester e Subirats (2015) reconhecem que, em termos qualitativos, os processos de participação na gestão da água na Espanha avançaram nos últimos anos e ganharam qualidade e difusão. Estes avanços trouxeram maiores possibilidades de criação de redes sociais e de debates entre setores historicamente divergentes. Entretanto, os autores listam uma série de carências e desafios que vêm comprometendo o desenvolvimento da gestão participativa no país: déficit de credibilidade dos processos participativos associado à desconfiança social frente ao poder político; carência de compromisso político com os processos participativos;

falta de clareza sobre o significado, os objetivos, os procedimentos e os resultados da participação; falta de representatividade dos setores interessados; déficit de capacitação técnica de parte dos participantes para apreender e compreender as informações discutidas; pouca experiência do aparato gestor e da sociedade na organização e implantação dos processos participativos, dentre outros.

Conforme o *Observatorio de las Políticas del Agua* da *Fundación Nueva Cultura del Agua* (OPPA, 2015), em muitas Regiões Hidrográficas há problemas de falta de transparência quanto ao acesso às informações por parte dos cidadãos, com destaque para as relativas ao uso e controle do *Dominio Público Hidráulico*, as pressões sobre o estado das massas de água, as concessões de uso e as captações de águas superficiais e subterrâneas. Deste modo, a sociedade fica limitada quanto à verificação da legalidade de usos e captações e tem sua participação e colaboração restringidas.

Espluga et al. (2011) mencionam uma série de fatores que vêm comprometendo os processos de gestão participativa da água na Espanha, como a rigidez da metodologia de participação, a falta de definição clara dos objetivos da participação, as dificuldades de integração das propostas elaboradas em nível de sub-bacias, as dificuldades de integração das diferentes instâncias gestoras e administrativas na concepção e aplicação de propostas. Muitos destes problemas têm raízes na falta de vontade política para impulsionar a qualidade dos processos participativos, já que é frequente que sejam implementados apenas para cumprir as exigências legais. Este caráter “forçado” do atendimento à legislação não resulta em aprimoramento da qualidade dos processos de participação. A debilidade e pouca efetividade de muitos processos pode ser vista, inclusive, como “*un elemento puramente coyuntural y táctico, que beneficia a determinados actores tradicionales (comunidades de regantes, empresas hidroeléctricas, abastecimientos urbanos, etc.), quienes se han mostrado siempre reacios a unos procesos percibidos como una amenaza a su estatus e intereses*” (p. 22).

Arrojo (2003), por sua vez, critica as recentes iniciativas de dinamização da participação popular nas instâncias de gestão da água na Espanha. Para o autor, o reconhecimento dos usuários como atores com direito de participação nos *consejos de agua* (no nacional e nos das Regiões Hidrográficas) ficou limitado às *comunidades de regantes*, empresas hidroelétricas e, secundariamente, aos municípios. Além da falta de representação de outros setores da sociedade civil, o autor aponta como deficiências do sistema a influência das forças políticas locais nos processos decisórios e a forte e rígida centralização da coordenação dos *consejos*, os quais “*se limitan a ser puros apêndices del aparato burocrático preexistente*” (p. 133).

Estevan e Naredo (2004) também concordam com estas falhas e apontam que o caminho passa por uma transformação do aparato gestor, começando pelas *confederaciones hidrográficas*. Os autores defendem que estas devem transfor-

mar-se em *Agencias del Agua* à escala de bacias, cuja atuação seja marcada pela multidisciplinaridade, transparência e ausência de domínio de setores e corporações profissionais. No caso dos *Consejos del Agua*, estes devem transformar-se em canais de participação social com ampla autonomia, enquanto os usuários econômicos fariam parte de comitês consultivos de caráter técnico. Um dos problemas a ser combatido é que

las comunidades de usuarios y, muy en particular, las de regantes, así como no pocas administraciones locales, están viciadas por el viejo paternalismo hidráulico del Estado. Se han ocupado más de pedir agua que de gestionarla. Se plantea la ardua labor de reconvertirlas en organizaciones eficientes en el uso del agua, bien informadas y plenamente responsables de su gestión y financiación (p. 37).

Assim como no Brasil, a garantia legal de representação dos usuários no aparato gestor da água das Regiões Hidrográficas não é sempre suficiente para assegurar um efetivo processo de participação. Deve ser lembrado que, mesmo atendendo o disposto na legislação, muitas vezes o mais importante não é o cumprimento das exigências que definem a composição dos órgãos colegiados em termos de quantidade e proporção de representantes, como ocorre na Espanha e no Brasil. Mais relevante é a qualidade do processo participativo quanto à efetividade e eficiência da atuação dos representantes na tomada de decisões. As deficiências da inserção da sociedade civil na gestão da água na Espanha faz Arrojo (2003) propor que

es necesario abordar una reforma a fondo de las confederaciones que permita desarrollar un nuevo enfoque de gestión interdisciplinar de las cuencas y un nuevo modelo de participación ciudadana en la gestión de aguas (p. 159).

A participação dos usuários na gestão das águas subterrâneas teve um importante marco em 1975 quando foi criada a primeira *Comunidad de Usuarios de Aguas Subterráneas* (CUAS) no Baixo Vale do rio Llobregat, Catalunha (Llamas *et al.*, 2015). Assim como no caso das águas superficiais, a Lei da Água de 1985 (reformada em 1999), e posteriormente o *Texto Refundido de la Ley de Aguas* de 2001, fomentaram a organização dos usuários de mesmos aquíferos, visando à coordenação das atuações entre eles e deles com o aparato gestor. Deste modo, foi institucionalizada a figura das CUAS sob a tutela do Ministério de Meio Ambiente. A participação só é permitida para usuários com concessões de uso e de modo institucionalizado nos órgãos participativos dos organismos de bacia.

A representatividade é proporcional ao volume de água utilizado (*demarcaciones intercomunitárias*) ou às características da concessão obtida (*demarcaciones intracomunitárias*). As comunidades estão reunidas na *Asociación Nacional de Usuarios de Aguas Subterráneas*.

A Lei da Água exige a criação das CUAS no caso de aquíferos declarados superexplorados pelos organismos de bacia. A identificação destes aquíferos deve ocorrer a partir de estudos sobre as disponibilidades e utilizações, aos quais é emitida uma *declaración de sobreexplotación*. O *Texto Refundido de la Ley de Aguas* determina que os organismos de bacia devem elaborar *planes de ordenación de extracciones* para estes aquíferos e proíbe a emissão de novas concessões de uso. Estas regras valem tanto para os usuários que permaneceram no regime privado (*Catálogo de Aprovechamientos Privados*) como para os que estão inscritos no *Registro de Aguas* sob a tutela do poder público. Para tais aquíferos, deve-se criar uma comunidade que congregue todos os usuários de certo aquífero ou mesmo de uma Junta Central de Usuários que inclua várias CUAS individuais de uma unidade hidrogeológica. Nestes casos, os representantes das CUAS passam a integrar a denominada *Junta de Explotación* dos respectivos aquíferos.

Como lembra Llamas (2005a), as CUAS estão constituídas quase exclusivamente por irrigantes, cujo interesse primordial é manter seus cultivos irrigados. “*Su preocupación efectiva por el medio ambiente en general, y por los humedales en particular, es lógicamente reducida cuando no hostil*” (p. 34-35). A maioria das CUAS são *comunidades de regantes*, mas também há *comunidades* que englobam usuários de águas superficiais e subterráneas. As conhecidas *comunidades de regantes* podem ser consideradas as instâncias mais antigas e tradicionais de participação de usuários na gestão da água na Espanha. Com raízes nos períodos de dominação romana e árabe, as *comunidades* são corporações de direito público associadas ao sistema dos organismos de bacia. Responsáveis pela prestação dos serviços de distribuição de água para irrigação, estas associações ganharam impulso a partir da Lei da Água de 13 de julho de 1879, a qual determinou que os usuários da água e de outros bens do domínio público hidráulico que se beneficiem de um mesmo manancial devem constituir-se em *Comunidades de Usuarios* (CHJ, 2015d).

As dificuldades e desafios da criação e atuação das CUAS resultaram em poucas unidades efetivamente ativas atualmente quanto à gestão dos recursos, como lembra Hernández-Mora (2008). Desde a aprovação da Lei da Água, dezesseis aquíferos foram declarados superexplorados, mas somente seis contavam com CUAS ativas em 2008, a maioria criada muitos anos depois da emissão da declaração de superexploração. Para a autora, “*el proceso de creación de instituciones colectivas operativas para la gestión del agua “por decreto” ha resultado ser sumamente complejo y en muchos casos imposible*” (p. 7).

A *Comunidad de Usuarios de Aguas del Delta del río Llobregat* (CUADLL) é a mais antiga do país, tendo sido criada em 1975 no município catalão de Prat de Llobregat. É uma entidade pública financiada por recursos de seus membros e por fundos estatais da *Agencia Catalana de l'Aigua*, com a qual foi firmado um convênio em 2001. A CUADLL agrega predominantemente usuários domésticos e industriais, possuindo participação ativa na gestão das águas subterrâneas locais, como o controle de usos e a promoção de infraestrutura de captação, distribuição e proteção das águas. Também atua em pesquisas, monitoramento e geração de bases de dados sobre as águas e os ecossistemas aquáticos da bacia, bem como na proteção legal de seus membros (Custodio, 2010).

Desde a criação das primeiras *confederaciones hidrográficas* nos anos 1920, as *comunidades de regantes* fizeram parte da sua configuração. Regidas pelo *Texto Refundido de la Ley de Aguas* de 2001, as comunidades têm representação garantida nos órgãos participativos dos organismos de bacia das Regiões Hidrográficas, como *Asamblea de usuarios*, *Juntas de Explotación*, *Comisión de Desembalse* e *Consejo del Agua*. Sua antiga consolidação reflete a importância da agricultura irrigada em um país mediterrâneo como a Espanha. Os irrigantes se organizam coletivamente para gerir a distribuição da água disponível entre os usuários, seja superficial ou subterrânea, buscando atender as demandas, controlar os abusos e mediar os conflitos. Em muitas áreas, como na *Albufera de València*, os irrigantes literalmente assumem o papel de gestores das águas locais de modo quase autônomo, função que caberia à *Confederación Hidrográfica del Júcar*.

Entretanto, até meados do século XX, muitas *comunidades de regantes* praticavam estratégias de gestão coletiva informais, baseadas em costumes e normas tradicionais (Gil Olcina e Rico Amorós, 2015). Na região de Benidorm, costa mediterrânea sudeste do país, as intensas transformações territoriais aportadas pelo turismo a partir dos anos 1970 levaram ao estabelecimento de acordos de gestão conjunta da água entre irrigantes e o setor de abastecimento público. Uma das estratégias foi a troca de água bruta fornecida pelos irrigantes (*aguas blancas*) por efluentes tratados fornecidos pelos municípios e empresas concessionárias responsáveis pelo saneamento (*aguas regeneradas*). Outros acordos envolveram a utilização conjunta de águas de reservatórios e de canais artificiais pelos usos agrícolas, urbanos e turísticos. Estes acordos foram vitais para os processos de expansão urbana e explosão da indústria turística que podia ser severamente limitada pela escassez de recursos hídricos e pela falta de um setor de saneamento proporcional às novas necessidades (RICO AMORÓS, 2015). Os acordos permitiram, na maioria dos casos, otimizar o funcionamento técnico e econômico dos sistemas de usos, levando a menores custos.

Ainda conforme Gil Olcina e Rico Amorós (2015), em 1970 foi criado o *Sindicato Central de Usuarios*, que motivaria, futuramente, a criação do *Consortio*

*de Aguas de la Marina Baja*, e em 1989 foi aprovado o primeiro projeto de intercâmbio de *aguas blancas* por *aguas regeneradas* entre o *Consortio de Aguas de la Marina Baja* e a *Comunidad de Regantes de Villajoyosa*. Porém, muitos acordos ocorreram, até recentemente, de modo informal (verbal), com base na confiança mútua entre as partes. Outros evoluíram para uma oficialização, como no caso do *Convenio de Colaboracion Económica* firmado em 2010 entre o *Consortio de Aguas y Saneamiento de la Marina Baja* e a *Comunidad General de Regantes y Usuarios de Callosa d’En Sarrià* (GIL OLCINA; RICO AMORÓS, 2015). Cabe ressaltar que nenhum acordo entre usuários teve ou tem o poder de modificar os direitos de uso da água outorgados pelo Estado pelo sistema de concessões.

Os acordos entre usuários se transformaram em instrumentos bastante úteis para a gestão da água na costa mediterrânea do Sudeste da Espanha, sendo visto como

un digno ápice de un conjunto de actuaciones hidrológicas que han permitido enfrentar con éxito uno de los mayores desequilibrios planteados en territorio español entre disponibilidades y demandas hídricas, evidenciando cómo la existencia de una gestión adecuada y de las infraestructuras diseñadas al efecto pueden permitir y propiciar acuerdos entre usuarios cuyas posturas parecían, en principio, contrapuestas e inconciliables (GIL OLCINA; RICO AMORÓS, 2015, p. 261-262).

Entretanto, as iniciativas de participação da sociedade civil não ocorrem somente para a gestão da água e aquíferos, mas também de sistemas fluviais. O *Programa de Voluntariado en Ríos*, organizado pelo *Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente*, visa “*aumentar la participación social en la conservación y mejora del estado ecológico de los ríos en las cuencas hidrográficas gestionadas por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente a través de las Confederaciones Hidrográficas*” (MAGRAMA, 2016c). Neste sentido, o programa vem buscando promover a participação cidadã na geração de conhecimento, diagnósticos e melhoria dos sistemas fluviais, sensibilizar a sociedade civil sobre os valores socioambientais dos ecossistemas fluviais, e conservar e proteger o patrimônio natural e cultural dos rios.

No contexto dos processos de associação voluntária, os *contratos de ríos* vêm se tornando mais comuns na Espanha nos últimos anos, apesar de ainda pouco numerosos. Com origens na experiência francesa de gestão de água, um *contrato de río* pode ser definido como

un proceso participativo promovido de manera voluntaria por agentes sociales, económicos e institucionales, cuyo fin es consensuar un plan de gestión, fijando objetivos y acciones de manera colectiva, que respondan

a un modelo de desarrollo elegido por todo el territorio, y a su vez reconozcan al río como eje vertebrador del mismo (Soriano et al., 2016, p. 426).

Na Espanha, os *contratos de río* são ainda incipientes. A experiência mais avançada é o “*Contrato del río Matarraña*”, na bacia do rio Ebro, desenvolvido de modo participativo desde 2009 à semelhança dos *contrats de rivières* franceses (CAMPOS *et al.*, 2010).

Outro instrumento recente de abertura à participação voluntária da sociedade civil na proteção de rios é a *custodia fluvial*. Assim como no caso da gestão de ambientes marinhos, a *custodia fluvial* baseia-se no fomento a acordos entre gestores públicos, proprietários de terras e usuários do *domínio público hidráulico* para contribuir para a proteção de ecossistemas fluviais e áreas úmidas (MAGRAMA, 2016d). A denominada *custodia del territorio*, pioneira neste sentido, é adaptada aos contextos fluviais por *entidades de custodia* que trabalham para a proteção dos sistemas fluviais.

A relevância da participação da sociedade civil, nestes casos, é explicitada pelo próprio quadro legal da dominialidade da água na Espanha: enquanto as águas são de domínio público, as terras circundantes aos cursos d’água e áreas úmidas podem ser privadas. Deste modo, o estado das águas pode ser comprometido pelas atividades que são empregadas nas terras privadas. A participação ocorre via acordos voluntários entre entidades de custodia, gestores públicos com competências para a gestão de sistemas hídricos, proprietários privados e usuários dos rios, como irrigantes e pescadores. Os acordos podem levar a iniciativas pontuais, como coleta de resíduos ou plantio de mudas nas margens fluviais, ou ações mais elaboradas e prolongadas, como estratégias de práticas agrícolas envolvendo a redução de aplicação de contaminantes ou redução do consumo de água para a irrigação, práticas sustentáveis de pesca ou a proposição de criação de espaços fluviais como áreas protegidas (MAGRAMA, *op. cit.*).

As *entidades de custodia fluvial* também podem aplicar o instrumento de gestão denominado *adopción de ríos*, iniciativas de gestão compartilhada em que prefeituras, empresas, organizações não governamentais ou grupos de cidadãos podem auxiliar os proprietários de terras a proteger e recuperar segmentos fluviais por meio de ações concretas. Os proprietários continuam sendo os gestores de suas terras, mas com a colaboração de voluntários para a conservação dos sistemas fluviais quando assim o desejarem (MAGRAMA, *op. cit.*).

No que se refere à participação da sociedade civil na gestão dos serviços de água e saneamento, o Fórum *La Participación Ciudadana en la Gestión del Agua*, organizado pela *Fundación Nueva Cultura del Agua* e realizado em Valencia em 09 de abril de 2016, destacou, em sua carta de conclusões e propostas gerais, que

es fundamental recuperar el control ciudadano de la gestión del agua urbana, a través de una plena transparencia y de una participación ciudadana efectiva (FNCA, 2016a, p. 3).

A *Fundación* também destaca que, apesar de a Espanha não estar avançada quanto à incorporação da participação social no setor de água e saneamento em relação a casos como Paris, Grenoble e Nápoles, algumas experiências nacionais têm dado bons resultados. É o caso das iniciativas da *Asociación Española de Operadores Públicos de Abastecimiento y Saneamiento* (AEOPAS), dentre as quais se destaca o fomento aos *Observatorios del Agua*, colegiados de participação social na gestão de águas urbanas em nível municipal.

Portanto, em todos os setores da gestão da água na Espanha tem sido enfatizada a importância da consolidação de um modelo e de um sistema que contemple a participação social de modo mais ativo. Uma das conclusões do *Ciclo de Debate: El Uso del Agua en la Economía Española: Situación y Perspectivas*, realizado em Murcia, em 2007 (MIMAN, 2007c), é que a gestão sustentável da água exige esforços para mudanças de mentalidade da sociedade e que a dimensão cultural é vital neste processo. Conscientização, informação e transparência são citados como processos chave para o desenvolvimento de políticas de gestão sustentável da água. Neste sentido, desde 2010 a organização Transparencia Internacional-Espanha vem empreendendo avaliações anuais por meio do denominado Índice de Transparencia en la Gestión del Agua en España (INTRAG), o qual é baseado em 80 indicadores (Hernández-Mora, 2016).

Mesmo com críticas e contínuas demandas por maior aprimoramento na participação social na gestão da água, é importante ressaltar que a Espanha vem passando por avanços significativos quanto ao tema nos últimos anos. Para Llamas et al. (2015) a experiência espanhola e as de outros países mostram que a solução dos desafios de gestão da água no país deve passar pela evolução do aparato legal, do comportamento social e dos usos da água, mesmo que as medidas não sejam politicamente atrativas. Para isto, é imprescindível a mudança de paradigma de gestão vigente e a consolidação de uma sociedade bem organizada, informada, participativa e ética.

