

## **Mainstreaming de l'enjeu de biodiversité dans la politique de l'eau en France**

Gabrielle Bouleau

La politique de l'Union européenne en matière de conservation de la biodiversité passe à la fois par des outils spécifiques et par l'inscription des enjeux de biodiversité dans d'autres politiques ou *mainstreaming*. Les instruments législatifs dédiés (par exemple le règlement anguille<sup>1</sup>, la directive Natura 2000<sup>2</sup>) correspondent à la méthode classique communautaire qui se caractérise par des objectifs contraignants (*command and control*) dont la conformité est jugée devant les tribunaux (Scott et Trubek 2002, Schäfer 2006b). Pour infléchir des politiques d'autres domaines dans le but de préserver la biodiversité, d'autres instruments moins contraignants ont aussi été développés. Cette stratégie d'alignement ou *mainstreaming* correspond à un nouveau mode de gouvernance de l'Union européenne (Scott et Trubek 2002). Adoptée initialement en 2000 dans la stratégie de Lisbonne en matière d'emploi, cette nouvelle gouvernance a ensuite été utilisée dans le domaine de l'environnement pour constituer l'agenda Europe 2020 pour une « économie intelligente, durable et inclusive ».

Les relations entre la politique européenne de l'eau et celle de la biodiversité sont un cas limite de *mainstreaming* puisque ces deux politiques sont proches et toutes deux pilotées par la DG Environnement. Néanmoins les préoccupations à l'égard de la biodiversité et plus largement la prise en compte de l'eau comme milieu biologique sont longtemps restées en dehors du champ des directives sur l'eau (Aubin et Varone 2004). Les directeurs de l'eau de tous les Etats membres n'ont pas forcément la conservation de la biodiversité dans leur portefeuille. On assiste néanmoins depuis la fin des années 1990 à une *écologisation* de la politique de l'eau. Suite au rejet par le Conseil d'un projet de directive écologique sur l'eau en 1994, la Commission a adopté en 1995 une position plus modeste en faisant référence aux zones humides et aux fonctions assurées par ces espaces<sup>3</sup>. Parallèlement elle a développé en interne avec l'aide de quelques scientifiques une réflexion visant à évaluer la politique de l'eau avec des indicateurs biologiques. Ce processus a été couronné de succès avec l'adoption en 2000 d'une directive cadre européenne sur l'eau qui impose l'usage de tels indicateurs.

Cette communication s'interroge sur ce que ce détour par le domaine de l'eau fait à la politique de conservation de la biodiversité. Dans une première partie, l'analyse de la littérature sur le *mainstreaming* permet de formuler plusieurs hypothèses sur ses effets sur les objectifs de conservation, les possibilités d'apprentissage et le repositionnement de l'Etat dans cette politique. Nous discuterons de ces hypothèses dans le cas de l'écologisation de la politique de l'eau avec une approche qui prête attention aux scènes de formulation des problématiques (forums) et celles où sont négociés les compromis (arènes) (Jobert 1994, Fouilleux 2000, Fouilleux et Jobert 2006). Il

---

<sup>1</sup> RCE 1100/2007

<sup>2</sup> 92/43/CEE

<sup>3</sup> Communication de la Commission au Parlement et au Conseil du 29 mai 1995

s'agit de restituer la spécificité historique des processus politiques étudiés pour comprendre d'une part comment sont construits socialement des problèmes et des solutions dans des espaces plus ou moins cloisonnés et plus ou moins politisés et, d'autre part comment ces idées sont reprises dans les arènes des politiques publiques en fonction de l'évolution des rapports de force des acteurs. Une deuxième partie étudie ces relations entre arènes et forums au niveau européen en analysant le processus de négociation de la directive cadre sur l'eau. Une troisième partie aborde la mise en œuvre de cette directive au niveau français avec quelques éléments de comparaison au Royaume Uni et aux Pays-Bas pour conclure sur ce que le *mainstreaming* fait à la conservation de la biodiversité.

### 1. Le *mainstreaming* et ses effets

La nouvelle gouvernance de l'Union européenne consiste à encourager la convergence par des instruments non contraignants, comme la méthode ouverte de coordination (Radaelli 2003, Dehousse 2004, Bruno et al. 2006), le *benchmarking* (comparaison par indicateurs) et le *mainstreaming* (affirmation d'un nouvel enjeu dans des politiques préexistantes). Cette stratégie répond en partie aux critiques accusant le processus politique communautaire de rigidité. La méthode classique attribue en effet à la Commission le monopole de l'initiative législative. Elle confie le pouvoir législatif et budgétaire au Parlement et au Conseil et le pouvoir de sanction en cas de non-conformité à la Cour de justice (Scott et Trubek 2002). Ce partage des pouvoirs est plutôt favorable à une réglementation uniforme, avec pour modèle la réglementation adoptée en matière monétaire qui tolère peu d'écart à la règle. Selon Armin Schäfer (2006b) la méthode ouverte de coordination est le fruit d'une coalition socio-démocrate qui a voulu promouvoir ses objectifs sur l'emploi et la politique sociale sans remettre en cause la souveraineté des Etats<sup>4</sup>. Plusieurs auteurs notent cependant qu'il existait déjà des outils flexibles dans la méthode classique (Scott et Trubek 2002), comme les directives dans le domaine de l'environnement qui offraient des possibilités de transposition différente. Néanmoins le circuit de décision restait *top-down*. La spécificité de la nouvelle gouvernance telle qu'elle a été présentée dans la stratégie de Lisbonne pour la politique de l'emploi est de favoriser un processus *bottom-up* et d'offrir plus de subsidiarité.

La nouvelle gouvernance a d'abord été élaborée dans les domaines de l'exclusion sociale, du système de retraite et de l'emploi. Elle a ensuite été élargie au domaine de l'environnement. On observe par exemple un réalignement écologique de la stratégie communautaire pour le développement rural, où la biodiversité a ainsi été inscrite comme l'un des sept indicateurs d'impact (Ansaloni 2009). De même, la politique européenne de l'eau qui a longtemps eu pour objectifs de protéger les consommateurs et de limiter les distorsions de concurrence entre industries polluantes a connu à partir de la fin des années 1990 un réalignement progressif imposant aux Etats de protéger les milieux aquatiques et exigeant un suivi à l'aide d'indicateurs biologiques (Aubin et Varone 2004). Depuis 1997 avec l'adoption du traité d'Amsterdam, c'est désormais le développement durable qui est promu dans l'ensemble de la politique européenne (Baker 2007), sachant que ce terme générique intègre l'objectif de conservation de la biodiversité. L'utilisation de la nouvelle gouvernance pour promouvoir la protection de l'environnement est devenue explicite en 2010, lorsque l'environnement a été ajouté à la stratégie de Lisbonne pour constituer l'agenda Europe 2020.

---

<sup>4</sup> A l'inverse, l'auteur considère que le traité de Maastricht est le fait d'une coalition libérale-conservatrice qui a mis en place de la réglementation rigide pour une politique fiscale et monétaire qui ne s'imposerait qu'à ses successeurs.

Les auteurs convergent en général pour souligner le potentiel d'apprentissage que permet la nouvelle gouvernance (Scott et Trubek 2002, Radaelli 2003, Dehousse 2004). La remontée d'informations produites par des indicateurs comparables d'un Etat à l'autre (par *benchmarking* ou par les données du rapportage) favorise des solutions définies localement et leur possible diffusion. La comparaison peut faire émerger des questionnements favorables à l'expérimentation de nouvelles pratiques. Cependant les outils de la nouvelle gouvernance peuvent avoir des résultats très différents selon le processus des politiques publiques dans chaque Etat membre (Lopez-Santana 2006). L'introduction de nouveaux indicateurs dans des politiques existantes (*mainstreaming*) et l'organisation systématique de leur comparaison (*benchmarking*) ne s'accompagnent pas toujours d'objectifs clairs (Dehousse 2004) ni de conditions favorables à l'apprentissage (Bruno et Didier 2013). D'autres auteurs craignent qu'en favorisant l'apprentissage et l'appropriation locale, les objectifs communs soient dilués et que cela nuise à la convergence (Schäfer 2006a). Les retours d'expérience sur le *mainstreaming* en matière d'égalité des chances entre les hommes et les femmes montrent que le concept est suffisamment polysémique pour que dans un contexte où l'augmentation du taux d'emploi est restée la priorité, seul l'accès des femmes à l'embauche ait vraiment été amélioré, les différences de salaires n'ayant pas été diminuées (Bruno et al. 2006).

Ces analyses invitent à étudier l'alignement du domaine de l'eau sur les problématiques de biodiversité à travers deux questions : est-ce qu'à l'occasion du détour par la gestion de l'eau l'objectif de conservation de la biodiversité a été maintenu ou bien a-t-il été *traduit* sous une forme atténuée ? Est-ce que la mise en œuvre d'une politique de l'eau écologisée permet un *apprentissage* local favorable à la conservation biologique ? Deux niveaux sont intéressants à étudier pour répondre à ces questions : le niveau européen où la politique de l'eau a connu une évolution marquée par l'introduction d'indicateurs biologiques et le niveau national où les contingences du calendrier politique et des mobilisations des acteurs dans des scènes particulières ont donné lieu à des trajectoires variées.

## **2. L'inscription de la biodiversité dans la politique européenne de l'eau**

Les préoccupations à l'égard de la biodiversité dans l'agenda européen furent introduites dès la fin des années 1970 à la faveur de la mobilisation d'associations environnementalistes de niveau infranational et supranationales (Fairbrass et Jordan 2001). Elles donnèrent lieu notamment à la directive « oiseaux »<sup>5</sup>. Cette directive imposait un objectif de conservation contraignant mais la définition des zones concernées restait à la discrétion des Etats membres. Les conflits entre les usages de l'eau et les objectifs de conservation s'exprimèrent dans des arènes locales tandis qu'au niveau européen les deux politiques de l'eau et de la biodiversité s'ignoraient largement. Le degré de conformité des Etats membres avec cette directive demeura faible. Les mobilisations internationales en faveur de la biodiversité donnèrent un nouvel élan à la politique européenne dans ce domaine avec la signature de la Convention sur la biodiversité en 1992, l'adoption de la directive habitat en 1992<sup>6</sup> et d'une stratégie biodiversité en 1998<sup>7</sup>. Entre 1993 et 1998, c'est à la faveur d'opportunités que la commission avança son agenda en matière de biodiversité (Baker 2003). La stratégie déployée consista à infléchir des politiques en place dans d'autres domaines, notamment pour accumuler de l'information sur l'état des milieux naturels à travers des mécanismes de rapportage. Dans la

---

<sup>5</sup> 79/409/EEC

<sup>6</sup> 92/43/EEC

<sup>7</sup> COM(1998) 42

stratégie de 1998, le projet de directive cadre sur l'eau est explicitement mentionné comme un instrument faisant partie de l'agenda biodiversité de la Commission. Pour prendre la mesure du réalignement prévu par cette directive, il faut revenir sur l'histoire de la politique européenne de l'eau.

Tout au long des années 1970, la politique européenne de l'environnement a été marquée par l'absence d'une compétence communautaire spécifique. L'eau, souvent mentionnée au singulier, est alors régulée comme une ressource pour différents usages. Les textes adoptés dans ce domaine devaient être votés à l'unanimité. Si de nombreuses réglementations contraignantes furent adoptées pour limiter les rejets dans l'eau, elles sont toutes caractérisées par une approche très sectorielle, visant un type de rejet. La législation de cette époque repose sur des directives désignant un seuil impératif dont le niveau d'exigence est plutôt la norme minimale en vigueur (Kallis et Nijkamp 2000, Aubin et Varone 2002) et d'un seuil guide qui impose un suivi. L'obligation de rapportage auprès de l'arbitre européen ouvre ainsi les données administratives au grand public, augmentant le pouvoir de pression des acteurs environnementalistes et des associations de protection des consommateurs (Kallis et Nijkamp 2000). Au cours de ces « heures sombres » de la politique environnementale (Jordan 2005), l'activisme de la cour de justice européenne et de certains magistrats nationaux produisent quelques changements de pratiques sur les pollutions localisées (Koppen 2005). La méfiance entre Etats membres favorise aussi la standardisation des protocoles de mesure avec un haut degré de spécification technique (Majone 1996). En complément des directives adoptées par type d'industrie pour éviter les distorsions de concurrence, d'autres directives furent prises au nom de la protection de la santé du consommateur, sur les eaux destinées à la consommation humaine<sup>8</sup> et les eaux de baignade<sup>9</sup> qui entraînent des changements importants dans les Etats membres. Motivées par le même souci, les directives adoptées sur les eaux de production de poissons<sup>10</sup> et de coquillages<sup>11</sup> furent en revanche beaucoup moins mises en œuvre (Kallis et Nijkamp 2000).

En 1986, différents acteurs mobilisés autour de la qualité des milieux aquatiques vont bénéficier d'une visibilité médiatique à l'occasion d'une pollution transfrontalière spectaculaire sur le Rhin, due à l'incendie de l'usine Sandoz à Bâle en Suisse. L'image télévisée des tonnes d'anguilles mortes (Kiss 1987) favorise un recadrage sur les eaux (au pluriel) comme milieux biologiques. La conférence ministérielle qui se réunit à Francfort en 1988 conclut sur des manques en matière de réglementation environnementale aquatique. Alors que l'accident de Sandoz est caractéristique d'une pollution ponctuelle, l'événement crée une fenêtre d'opportunité de prise de parole des experts limnologues et océanographes dont les préoccupations se concentrent sur les phénomènes d'accumulation de pollutions dans les milieux. Ils pointent notamment l'importance des pollutions diffuses d'azote et de phosphore qui ne sont pas réglementées au niveau européen et leurs conséquences sur la prolifération d'algues et l'asphyxie des milieux (eutrophisation).

Dans certaines arènes dominées par des acteurs moteurs en matière de réglementation des milieux, comme la convention internationale pour la protection des eaux du Léman (CIPEL 1971) et la Convention Oslo-Paris pour la protection de l'environnement marin de l'Atlantique Nord-Est (OSPAR 1972-1974), les réflexions sur les pollutions diffuses et les problèmes d'accumulation ont inspiré des

---

<sup>8</sup> COM 75/440 et COM 80/778

<sup>9</sup> COM 76/160

<sup>10</sup> COM 78/659

<sup>11</sup> COM 79/923

engagements contraignants en matière de réduction des flux de toxiques (Howarth 2006, Skjærseth et al. 2006). En revanche, jusqu'à la fin des années 1980, l'arène communautaire est moins favorable à une réglementation ambitieuse. Si l'Allemagne, les Pays-Bas et le Danemark sont identifiés comme des pays favorables à des restrictions, le Royaume-Uni, la France et l'Italie s'y opposent (Vogel 2003).

Cet équilibre des forces est bousculé à partir de 1986. La période 1986-1989 coïncide avec une montée du parti écologiste en France qui rejoint le clan des pays favorables à une réglementation plus sévère. Brice Lalonde, ministre de l'écologie en 1988, est aussi le rapporteur de la mission française d'évaluation des dommages liés à l'accident Sandoz (Villalba 1997). Il accusera aussi publiquement les pollutions diffuses d'origine agricole. Par ailleurs, la Commission acquiert de la légitimité en matière d'environnement avec l'affirmation de la compétence des Communautés Européennes dans ce domaine dans le traité de l'Acte unique (1987).

Ce changement d'équilibre des forces dans les arènes européennes est favorable à la diffusion des préoccupations à l'égard des pollutions diffuses et d'eutrophisation depuis le forum d'experts. Cela se concrétise par l'adoption de trois directives qui adoptent des standards environnementaux faisant explicitement référence à des seuils de protection environnementale. A l'approche par émission succède une approche par immission qui se préoccupe de la résultante des émissions dans le milieu (Barraqué 1997, Halpern 2011). Ainsi, les directives nitrates<sup>12</sup> et eaux résiduaires urbaines<sup>13</sup> cherchent à diminuer le risque d'eutrophisation des eaux continentales et marines. C'est aussi la logique de la directive relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution<sup>14</sup> qui préconise la norme la plus sévère entre la meilleure technique disponible et l'objectif de qualité du milieu récepteur.

Forte de ces succès, la Commission propose en 1994 une directive sur la qualité écologique de l'eau qui s'inscrit dans la continuité des directives sur l'eau passées en généralisant les seuils de protection environnementale à toutes les eaux mais qui aligne aussi cette généralisation sur un objectif de préservation de la biodiversité. Ce projet de directive contient une définition large de la qualité écologique intégrant la faune vertébrée et invertébrée du cours d'eau et des berges, la flore aquatique et arborée, des considérations paysagères et patrimoniales (Loupsans et Gramaglia 2011). On y perçoit nettement la volonté de la Commission de faire se rejoindre les politiques de l'eau et de la biodiversité. Cependant en 1994, la fenêtre d'opportunité pour une réglementation ambitieuse en matière environnementale s'est refermée. La coalition conservatrice qui a adopté le critère de convergence économique<sup>15</sup> est défavorable à de nouvelles directives environnementales. Les directeurs de l'eau de la France et du Royaume Uni font part d'une étude estimant 150 milliards d'Euros<sup>16</sup> sur 1993-2005 la mise en œuvre de la directive ERU sur toute l'Union (Kallis et Nijkamp 2000). En 1995, sous la présidence espagnole défavorable à toute réglementation pouvant impacter la souveraineté nationale en matière de gestion quantitative de l'eau, les directeurs de l'eau adoptent une position commune sur les incohérences des réglementations environnementales européennes et demandent une dérégulation (Santbergen 2013, p. 115).

---

<sup>12</sup> 91/676/CEE

<sup>13</sup> 91/271/CEE

<sup>14</sup> Directive IPPC 96/61/CE

<sup>15</sup> Voir note 4

<sup>16</sup> valeur 94-95

Les positions exprimées par les directeurs de l'eau reflètent l'influence d'un autre forum international, celui des économistes libéraux au sein du forum que constitue l'OCDE (Pestre 2014). Ce forum a été particulièrement actif dans la construction et la diffusion de plusieurs argumentaires permettant de réconcilier l'économie et l'environnement. Il diffuse dans les années 1970 les théories de l'économiste Arthur Pigou (1920) qui préconise d'internaliser les externalités environnementales par le biais d'écotaxes. Puis au sein de ce même forum, ce paradigme du pollueur-payeur qui repose sur un important contrôle administratif des activités est remis en cause dans les années 1980. Les Etats ne seraient pas capables d'assurer correctement ce contrôle faute d'informations pertinentes. Les acteurs économiques seraient plus pertinents et plus efficaces pour autoréguler leurs émissions. Le succès de la réduction des pollutions atmosphériques sulfurées sert d'exemple pour pointer la capacité d'initiative environnementale des firmes qui escomptent un avantage concurrentiel (Weale 1992, Hajer 1995). Au cours des années 1980, le paradigme se transforme ainsi pour devenir une critique systématique des outils de type « *command and control* » (Pestre 2014). Cette critique rencontre au niveau européen les réflexions sur la nouvelle gouvernance.

Face à la fronde des directeurs de l'eau, la Commission propose de mettre en place une stratégie commune qui associera les directeurs et la Commission à toutes les étapes d'élaboration et de mise en œuvre de la réglementation. Un nouveau texte est proposé, la directive cadre sur l'eau (DCE), qui restreint l'attention portée à la biologie aux seuls êtres vivants dans l'eau et qui déploie une logique néo-managériale directement inspirée de la politique britannique de l'eau (Moss 2003, Santbergen 2013). La nouvelle proposition établit un cadre pour évaluer les politiques de l'eau. Des objectifs de qualité doivent être fixés par les Etats membres, les actions pour les atteindre devront être comparées en matière de coûts et d'efficacité, une information régulière sur la qualité des eaux sera produite et rendue publique. Cette redevabilité s'exprime sous forme d'indicateurs.

D'un point de vue technique, cette démarche d'évaluation pan-européenne se heurte à une difficulté : l'absence de critère commun d'évaluation de la qualité des eaux n'ayant pas d'enjeu ni sanitaire ni d'eutrophisation. Comment déterminer la composition « naturelle » d'une eau et sa biodiversité « normale » alors que celle-ci varie considérablement selon les latitudes et le continuum amont-aval ? Le forum d'experts réuni à l'initiative de la commission en 1994 ne permet pas de conclure sur cette question. La notion de « bon état » proposée par les gestionnaires selon le modèle d'action environnementale « pression, état, réponse » popularisé par l'OCDE puis l'agence européenne de l'environnement (Svarstad et al. 2008, Fernandez et al. 2014) se heurte à l'abandon du paradigme d'équilibre stable en écologie dans les années 1960. Si les scientifiques identifient certaines formes de dysfonctionnements écologiques (dont l'eutrophisation), ils ne croient pas qu'il existe des cortèges d'espèces stables caractéristiques d'eaux non perturbées (Howarth 2006, Steyaert et Ollivier 2007, Bouleau et Pont 2015). Les experts chargés de trouver des indicateurs du « bon état »<sup>17</sup> s'éloigneront alors du forum des écologues (Loupsans et Gramaglia 2011) pour proposer d'évaluer la dégradation des eaux en comparant la présence et l'abondance d'espèces entre des sites perturbés et des sites préservés. Cette démarche, fondée sur l'écart à la référence supposée stable, n'est pas nouvelle (Bouleau et Pont 2014). Beaucoup de pays possèdent des indicateurs biologiques qui ont été construits sur ce principe parfois cinquante ou cent ans auparavant, mais la référence est peu explicite (assemblage des espèces donnant les meilleures

---

<sup>17</sup> Ces indicateurs (annexe V de la directive) ont été en grande partie proposés par le Water Research center au Royaume Uni.

notes), elle est souvent nationale et pas toujours représentative de la diversité des milieux. Dans les pays qui les ont développés, ces indicateurs sont utilisés en routine comme traceur de dégradation<sup>18</sup>. L'annexe V de la DCE rend ce principe d'écart à la référence beaucoup plus explicite. Elle supprime les références uniques nationales et exige des références par écorégion. Par le biais de cette construction intellectuelle, la biodiversité qui résulte de processus dynamiques n'est plus un but en soi, mais devient un instrument de mesure. L'objectif écologique de la DCE n'est pas de conserver ou restaurer les processus favorables au maintien de la biodiversité mais d'instituer des situations de référence servant d'étalon à l'évaluation. La prise en compte des dynamiques naturelles et des processus est laissée à la discrétion des Etats membres.

Les premiers allers-retours de consultation autour du texte n'ont pas modifié l'annexe V de la DCE mais se sont soldés par des amendements du Conseil supprimant les échéances d'atteinte des objectifs écologiques et retirant les obligations de zéro rejet pour les substances les plus polluantes. Cependant entre 1999 et 2000 l'arène européenne de négociation a connu un nouveau changement. Le traité d'Amsterdam (octobre 1997) a renforcé le rôle du Parlement dans différents domaines dont celui de la qualité de l'eau. La mise en œuvre de cette modification est intervenue pendant le processus de discussion de la directive cadre. Le Parlement, poussé par l'activisme du président de sa commission environnement Ken Collins (Richardson 1994, Earnshaw et Judge 2005) et l'enjeu institutionnel de peser dans la procédure de codécision, a joué la montre, organisé des auditions et réintroduit peu à peu l'ensemble des éléments évacués par le Conseil des ministres. En matière d'écologie, le texte adopté fixe des objectifs de restauration pour les eaux que les Etats membres qualifient de « naturelles » et des objectifs de bon potentiel à définir au cas par cas pour des eaux « profondément modifiées ».

En utilisant ainsi la biodiversité spécifique pour qualifier les rivières et définir des objectifs de restauration par comparaison à des références, la Commission et les experts qu'elle a associés à sa démarche sont parvenus à aligner les objectifs d'évaluation des politiques de l'eau sur ceux de conservation de la biodiversité au prix d'une vision statique de la biodiversité. Les références biologiques sont devenues le juge de paix de la qualité des eaux « naturelles ». On peut conclure au niveau européen que cet alignement reste partiel, puisqu'il ne concerne pas les eaux « profondément modifiées » dont l'évaluation écologique est peu contraignante. Le texte adopté ne permet pas de conclure sur ce que le détour par les sites de référence produit sur l'objectif de conservation de la biodiversité. Il faut regarder la mise en œuvre du texte dans les Etats membres pour voir si l'usage de la biodiversité comme instrument de mesure de la qualité de l'eau favorise ou non sa préservation. La question du devenir de l'objectif de conservation rejoint alors celle de l'apprentissage. Dans la mesure où la biodiversité résulte de processus dynamiques, l'objectif de préservation suppose une compréhension de ces mécanismes. Est-ce que les outils construits sur l'hypothèse d'une stabilité des références permettent un apprentissage favorable à la restauration écologique ?

### **3. La mise en œuvre de cette politique de l'eau écolisée au niveau français**

---

<sup>18</sup> C'est le cas de l'IBGN en France, de l'indice saprobie en Allemagne et de la méthode RIVPACS au Royaume Uni. Le fait que dans la réalité la référence ne soit pas stable crée une dérive progressive de l'outil qui devient moins sensible à certaines dégradations.

Au niveau national, il est difficile de séparer les arènes et les forums parce que les experts qui interviennent dans le débat d'idées sont souvent partie prenante dans les compromis décisionnels. Les Etats membres ont mis en œuvre la directive de manières très diverses (Keessen et al. 2010). La proportion des eaux classées « naturelles » et « fortement modifiées » dans chaque pays varie considérablement, bien que la directive prévoit un critère économique commun pour effectuer cette dichotomie. Lorsque des ouvrages perturbent le fonctionnement naturel d'un cours d'eau, il faut que leur suppression ou leur remplacement par des solutions plus écologiques induise des coûts disproportionnés pour que la rivière soit classée fortement modifiée. Dans la pratique, ce critère s'est avéré très malléable et propice à des traductions variées d'un Etat à l'autre (Feuillette et al. 2015). Le cas français s'avère intéressant à étudier pour comprendre les éventuelles difficultés d'apprentissage des mécanismes permettant de conserver la biodiversité dans la mise en œuvre de la politique de l'eau, parce qu'à l'inverse d'autres pays, les autorités ont adopté un niveau élevé d'ambition de restauration écologique et ont investi des ressources importantes dans la connaissance des milieux.

Au Royaume Uni, deux facteurs ont joué en faveur d'un taux élevé de désignation d'eaux profondément modifiées. D'une part, l'enjeu de la biodiversité dans ce pays hérite d'une construction politique ancienne qui l'associe à la préservation esthétique du patrimoine bâti (Ansaloni 2009). Cette conception valorise des ouvrages anciens (moulins, seuils, quais, ...) même s'ils perturbent le fonctionnement fluvial. Il n'existe pas au Royaume Uni de coalition qui demande leur suppression. Ceci a facilité la désignation des cours d'eau correspondants comme fortement modifiés. D'autre part, le débat concernant la mise en œuvre de la directive a été cadré par les économistes préoccupés par la limitation des dépenses publiques. Ceux-ci ont pointé les incertitudes associées à l'évaluation de l'état écologique et le risque d'investir inutilement pour restaurer des cours d'eau trop dégradés. Les fonctionnaires ont souvent utilisé l'expression « no gold plating » pour prévenir toute surenchère de préservation (Moss 2008). En 2012, le Royaume Uni prévoyait que seulement 37% des eaux atteindraient le bon état écologique en 2015 (European Union Committee of UK Parliament 2012).

Aux Pays-Bas, la coalition environnementaliste qui s'était impliquée dans la négociation de la directive a été rattrapée par le lobby agricole à l'occasion de la médiatisation du rapport « Aquarein »<sup>19</sup> du bureau d'étude Alterra proche de l'université agronomique de Wageningen (Behagel et Turnhout 2011). Ce rapport estimait que pour atteindre le bon état écologique des eaux qualifiées de naturelles par l'administration environnementale le pays devrait renoncer aux deux tiers de son activité agricole. Devant la mobilisation, le gouvernement fit marche arrière et requalifia la majeure partie de ses eaux dans la catégorie « profondément modifiées ». Seuls 20% des eaux sont désormais considérées comme pouvant atteindre le bon état écologique en 2015 (European Union Committee of UK Parliament 2012).

En France, le niveau d'ambition environnementale dans la mise en œuvre de la directive cadre en France a été politisé à l'occasion du Grenelle de l'environnement (Whiteside et al. 2010, Lascoumes 2011). Les « initiés » du monde de l'eau (Rui et Villechaise-Dupont 2006) qui estimaient à 40% les eaux ayant déjà un bon état écologique ont été favorables à l'affichage d'un objectif de 66% pour 2015. Ils pensaient pouvoir atteindre cet objectif en prenant en compte de toutes petites masses

---

<sup>19</sup> (van der Bolt et al. 2003)



d'eau dont on ne connaissait pas encore l'état et en mettant en œuvre d'autres engagements du Grenelle sur la réduction des pollutions par les pesticides et sur la restauration de la continuité écologique par suppression de barrages et de seuils. Malheureusement, l'adoption de nouveaux indicateurs basés sur des références par écorégion a fait évoluer à la baisse le pourcentage de masses d'eau en bon état et les toutes petites masses d'eau se sont révélées moins semblables aux références qu'initialement prévu. De plus, les engagements du Grenelle en matière de réduction de pesticides n'ont pas été tenus. Enfin, les propriétaires d'ouvrages constituant des obstacles au franchissement des poissons (notamment les moulins) se sont fortement mobilisés contre les objectifs de continuité écologique. Face à ces difficultés, les autorités ont misé sur l'expertise, mais les structures du monde de l'eau ont influencé le circuit de production des données et la nature des expériences dans des directions peu propices à l'apprentissage de la restauration écologique.

Préalablement au Grenelle, le gouvernement s'est doté d'un organisme chargé de centraliser les données de surveillance pour assurer la cohérence du rapportage, de capitaliser les retours d'expérience et la connaissance, l'office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA) créé en 2006. Cet organisme, qui assume également les fonctions de police de l'eau antérieurement confiées au Conseil supérieur de la pêche (Bouleau et Gramaglia 2015 (à paraître)), dispose par ce biais d'informations sur les « pressions » (i.e. les causes de dégradation de la qualité de l'eau). L'ONEMA ne produit pas directement les autres données de surveillance des eaux qu'il capitalise, celles-ci sont financées par les agences de l'eau par le biais de marchés publics et réalisées par des laboratoires agréés par le ministère.

Alors qu'au Royaume Uni ce sont les incertitudes de l'évaluation qui ont été mises à l'agenda, en France c'est le risque d'erreur de l'opérateur chargé de la mesure qui a préoccupé les pouvoirs publics. Le monde français de l'eau historiquement dominé par des ingénieurs (Marié 1984, Goubert 1986, Barraqué 1995, Haghe 1998, Garcier 2005) a abordé les données biologiques avec des normes industrielles. En 1998, anticipant l'adoption de la directive cadre dans le domaine de l'eau, le ministère chargé de l'environnement a cherché à améliorer la crédibilité des données de surveillance des eaux qui seraient transmises au niveau européen. Influencé par l'activisme du Comité français d'accréditation (Cofrac) et sa légitimité auprès des acteurs industriels, le ministère a imposé que tous les laboratoires surveillant les eaux en application du code de l'environnement soient accrédités<sup>20</sup>. Cette procédure, qui repose sur des audits privés du système de management de la qualité des laboratoires, existe depuis les années 1980 pour les organismes certifiant les produits mis sur le marché européen. Par arrêté, le ministère a étendu cette procédure à la surveillance chimique puis biologique des rivières, exigeant que le système d'assurance-qualité des laboratoires produisant des données environnementales soit conforme à la norme ISO/CIE 17025.

L'exigence d'accréditation des laboratoires de chimie n'a pas suscité de réaction particulière. Les laboratoires privés étaient déjà de grosses structures disposant de système de management de la qualité. Du côté de l'administration, le coût de la mise aux normes des laboratoires de chimie des DIREN<sup>21</sup> a été jugé rédhibitoire et ces structures ont été fermées<sup>22</sup>. Le personnel a été invité à se

---

<sup>20</sup> Arrêté du 12 novembre 1998 portant modalités d'agrément des laboratoires pour certains types d'analyses des eaux ou des sédiments

<sup>21</sup> Directions régionales de l'environnement, services régionaux du ministère de l'écologie, devenues les DREAL (directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement) entre 2009 et 2011.

<sup>22</sup> Circulaire de 2005

reconvertir pour travailler dans les laboratoires d'hydrobiologie au sein des DIREN. En revanche, quand l'obligation d'accréditation a été étendue aux laboratoires d'hydrobiologie, les employés concernés se sont mobilisés pour empêcher que le même scénario ne se reproduise avec la fermeture des laboratoires d'hydrobiologie des DIREN devenues DREAL. Le ministère recommandait en effet que les analyses hydrobiologiques qui avaient été le monopole des laboratoires publics jusque dans les années 1990 soient externalisées aux structures privées. Les personnels des laboratoires publics, relayés par quelques directeurs de DREAL, exprimèrent leur doute sur l'indépendance des laboratoires privés et leur capacité à fournir des données fiables en hydrobiologie alors que les données produites seraient utilisées pour le rapportage européen. Les acteurs privés dans ce domaine étaient d'une part de multiples petites structures menacées par le coût de l'accréditation et d'autre part des structures plus importantes percevant l'accréditation comme un moyen de différenciation. La mobilisation parvint à un compromis : l'obligation d'accréditation pour tous les labos, publics ou privés, avec le maintien des laboratoires publics et même leur renforcement en personnel pour veiller à la cohérence des données et assurer leur interprétation.

Alors que l'accréditation devait générer plus de confiance dans les données, de nombreux acteurs estiment qu'aujourd'hui l'accréditation ne garantit pas la qualité des données et, inversement, que les données de qualité ne sont pas forcément issues de structures accréditées (Marchal 2014). L'accréditation a plutôt permis de dissocier la fonction de production de données (pour l'externaliser) de la fonction d'interprétation qui demeure l'apanage des DREAL et des agences de l'eau. Dans la pratique cependant, l'interprétation des données pour l'action n'est pas une pratique systématique. Les agences et les DREAL ne travaillent pas systématiquement ensemble sur ce sujet.

En effet, les investissements prévus pour répondre aux enjeux de la DCE sont planifiés au sein des agences de l'eau. Ces établissements prélèvent des redevances sur les usagers de l'eau et financent des opérations améliorant les ressources en eau. Leur politique est élaborée par un comité de bassin où siègent en majorité des élus souvent gestionnaires de services d'eau et des industriels. Les projets de restauration de la biodiversité impliquent souvent d'agir au-delà de l'eau elle-même, sur les pratiques des usagers, sur le bassin versant ou la plaine. Or les « initiés » de l'eau n'ont pas souvent de tels projets politiques (Bouni 2014). Les projets soumis au financement des agences sont souvent des solutions curatives de gestion des flux (Narcy et Mermet 2003). Il y a donc peu de retours d'expérience sur des projets de restauration. Dans ces conditions, c'est davantage la présence d'un élu motivé, plus que le diagnostic écologique sur le milieu, qui détermine la mise en œuvre d'un projet de restauration (Bouleau 2015). Or les données collectées par l'ONEMA ne portent nullement sur les conditions politiques des projets de restauration. L'apprentissage des solutions favorables à la biodiversité s'avère difficile faute d'expérimentations suffisantes ou d'informations pertinentes sur leurs conditions de félicité.

## **Conclusion**

La stratégie consistant à faire un détour par la politique de l'eau pour mettre en œuvre une stratégie de conservation de la biodiversité (mainstreaming) n'a pas favorisé l'apprentissage dans le cas français. Ceci s'explique par des facteurs ayant joué au niveau européen et des spécificités plus nationales. Au niveau européen, des experts déconnectés des forums scientifiques de l'écologie se sont appuyés sur une vision statique de l'écologie pour utiliser la biodiversité comme indicateur du

bon état des eaux. Cette traduction qui fait de la biodiversité un moyen plutôt qu'un objectif n'est favorable aux dynamiques de la biodiversité que si la mise en œuvre est adaptative et permet un apprentissage.

En France, le domaine de l'eau est très imprégné par des normes industrielles qui ont orienté le choix des données à collecter vers des savoirs techniques et ont cherché à garantir leur fiabilité par des procédures de certification des données et d'accréditation des opérateurs. Ces normes qui découpent les différentes tâches de production et d'interprétation des données ne facilitent pas l'apprentissage. L'ajustement dynamique de ce qu'il convient de mesurer est donc devenu impossible. L'enjeu de produire des données incontestables pour le rapportage européen dans le cadre de la mise en œuvre de la politique de l'eau a prévalu sur l'enjeu de compréhension des mécanismes que ces données permettent ou non de voir.

Dans la pratique, ces données techniques sur l'état des eaux ne suffisent pas à construire un diagnostic pour l'action. Les mécanismes de dégradation des milieux aquatiques ne sont pas reliés de manière univoque à la mesure de l'état écologique. Par ailleurs, les agences auraient davantage besoin d'analyse politique pour identifier les conditions favorables aux projets de restauration écologique que de diagnostic technique. En effet, en absence de porteur de projet motivé, ces établissements ne peuvent pas se substituer aux maîtres d'ouvrage. L'absence de projet de territoire compatible avec des actions de restauration s'avère être un facteur plus limitant que la connaissance des sites à restaurer. Faire reposer une nouvelle politique sur les possibilités d'apprentissage dans un secteur préexistant est donc une stratégie qui est fragile lorsque des acteurs historiques ont la capacité de restreindre le champ des données collectées à des connaissances qui ne permettent pas d'innover.

## Remerciements

L'auteure remercie Pierre-Luc Marchal pour sa relecture de cette communication et ses remarques très pertinentes.

## Bibliographie

Ansaloni M. 2009. Contrôle politique européen et processus d'eupéanisation : une comparaison des politiques agro-environnementales anglaises et françaises. *Congrès AFSP 2009 Section thématique 20 Transferts institutionnels et convergences étatiques*, Sciences Po Grenoble.

Aubin D. et Varone F. 2002. *European Water Policy. Towards an integrated resource management at EU level*, Euwareness.

Aubin D. et Varone F. 2004. The evolution of the European Water Policy. Towards an integrated resource management at EU level. Dans I. Kissling-Näf et S. Kuks. (coord). *The evolution of national water regimes in Europe: transitions in water rights and water policies*, Euwareness. Kluwer Academic publishers, p. 49-89.

Baker S. 2003. The dynamics of European Union biodiversity policy: interactive, functional and institutional logics, *Environmental Politics* vol. 12, n° 3, p. 23-41.

Baker S. 2007. Sustainable development as symbolic commitment: Declaratory politics and the seductive appeal of ecological modernisation in the European Union, *Environmental Politics* vol. 16, n° 2, p. 297-317.

Barraqué B. 1995. Les politiques de l'eau en Europe, *Revue française de science politique* vol. 45, n° 3, p. 420-453.

Barraqué B. 1997. Prospective de la qualité de l'eau, *Ingénieries-EAT* vol. spécial prospective, p. 41-50.

Behagel J. et Turnhout E. 2011. Democratic Legitimacy in the Implementation of the Water Framework Directive in the Netherlands: Towards Participatory and Deliberative Norms?, *Journal of Environmental Policy & Planning* vol. 13, n° 3, p. 297-316.

Bouleau G. 2015. « L'agence de l'eau n'est pas un guichet ». Les spécificités de l'instruction des aides environnementales Dans I. Arpin, G. Bouleau, J. Candau et A. Richard-Ferroudji. (coord). *Les activités professionnelles à l'épreuve de l'environnement* Toulouse, Octarès, p. 169-188.

Bouleau G. et Gramaglia C. 2015 (à paraître). De la police de la pêche à celle de l'environnement : l'évolution d'une activité professionnelle dédiée à la surveillance des milieux aquatiques. Dans I. Arpin, G. Bouleau, J. Candau et A. Richard-Ferroudji. (coord). *Les activités professionnelles à l'épreuve de l'environnement* Toulouse, Octarès.

Bouleau G. et Pont D. 2014. Les conditions de référence de la directive cadre européenne sur l'eau face à la dynamique des hydrosystèmes et des usages, *Natures Sciences Sociétés* vol. 22, n° 1, p. 3-14.

Bouleau G. et Pont D. 2015. Did You Say Reference Conditions? Ecological and Socio-economic Perspectives on the European Water Framework Directive, *Environmental Science & Policy* vol. 47, p. 32-41.

Bouni C. 2014. *Comment développer un projet ambitieux de restauration d'un cours d'eau. Retours d'expériences en Europe, un point de vue des sciences humaines et sociales*, Comprendre pour agir. ONEMA, 28p.

Bruno I. et Didier E. 2013. *Benchmarking. L'état sous pression statistique*. Paris, Editions La Découverte.

Bruno I., Jacquot S. et Mandin L. 2006. Europeanization through its instrumentation: benchmarking, mainstreaming and the open method of co-ordination... Toolbox or Pandora's box?, *Journal of European Public Policy* vol. 13, n° 4, p. 519-536.

Dehousse R. 2004. La Méthode ouverte de coordination. Quand l'instrument tient lieu de politique. Dans P. Lascoumes et P. L. Galès. (coord). *Gouverner par les instruments* Paris, Presses de Sciences Po, p. 331-356.

Earnshaw D. et Judge D. 2005. No simple dichotomies: Lobbyists and the European Parliament, *Journal of Legislative Studies* vol. 8, n° 4, p. 61-79.

European Union Committee of UK Parliament 2012. *An Indispensable Resource: EU Freshwater Policy*.

Fairbrass J. et Jordan A. 2001. Protecting biodiversity in the European Union: national barriers and European opportunities?, *Journal of European Public Policy* vol. 8, n° 4, p. 499-518.

Fernandez S., Bouleau G. et Treyer S. 2014. Bringing politics back into water planning scenarios in Europe, *Journal of Hydrology* vol. 518, Part A, p. 17-27.

Feuillette S., Levrel H., Blanquart S., Gorin O., Monaco G., Penisson B. et Robichon S. 2015. Évaluation monétaire des services écosystémiques. Un exemple d'usage dans la mise en place d'une politique de l'eau en France, *Natures Sciences Sociétés* vol. 23, n° 1, p. 14-26.

Fouilleux E. 2000. Entre production et institutionnalisation des idées : la réforme de la politique agricole commune, *revue française de science politique* vol. 50, n° 2, p. 277-305.

Fouilleux E. et Jobert B. 2006. Policy Ideas, Discourses and Debates in the Globalisation Process - Have Developing Countries a Chance to Compete? *ECPR Joint Session of Workshop*, Cyprus.

Garcier R. 2005. *La pollution industrielle de la Moselle française. Naissance, développement et gestion d'un problème environnemental, 1850-2000*. Thèse de doctorat Géographie, Lyon 2.

Goubert J.-P. 1986. *La conquête de l'eau. L'avènement de la santé à l'âge industriel*. Paris, Hachette Pluriel.

Haghe J.-P. 1998. *Les eaux courantes et l'Etat en France (1789 - 1919). Du contrôle institutionnel à la fétichisation marchande*. Thèse de doctorat Groupe de géographie sociale. Paris, EHESS.

Hajer M. A. 1995. *The politics of environmental discourse: ecological modernization and the policy process*. Oxford, Oxford University Press.

- Halpern C. 2011. L'Union européenne, vecteur d'innovation instrumentale ? Les logiques d'instrumentation de la politique française de l'environnement (1971-2006) *Politique européenne* vol. 33, n° 1, p. 89-117.
- Howarth W. 2006. The Progression Towards Ecological Quality Standards *Journal of Environmental Law* vol. 18, n° 1, p. 3-35.
- Jobert B., (dir) 1994. *Le tournant néo-libéral en Europe. Idées et recettes dans les pratiques gouvernementales*. Paris, L'Harmattan.
- Jordan A., (dir) 2005. *Environmental Policy In The European Union: Actors, Institutions, and Processes*. London & Sterling, VA, Earthscan.
- Kallis G. et Nijkamp P. 2000. Evolution of EU water policy: A critical assessment and a hopeful perspective, *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht (ZfU)*, n° 3, p. 301-335.
- Keessen A. M., Kempen J. J. H. v., Rijswick M. v., Robbe J. et Backes C. W. 2010. European River Basin Districts: Are They Swimming in the Same Implementation Pool?, *Journal of Environmental Law* vol. 22, n° 2, p. 197-221.
- Kiss A.-C. 1987. "Tchernobâle" ou la pollution accidentelle du Rhin par des produits chimiques, *Annuaire français de droit international* vol. 33, p. 719-727.
- Koppen J. 2005. The role of the European Court of Justice. Dans A. Jordan. (coord). *Environmental Policy In The European Union: Actors, Institutions, and Processes* London & Sterling, VA, Earthscan, p. 67-86.
- Lascombes P. 2011. Des acteurs aux prises avec le « Grenelle Environnement ». Ni innovation politique, ni simulation démocratique, une approche pragmatique des travaux du Groupe V, *Participations* vol. 1, n° 1, p. 277-310.
- Lopez-Santana M. 2006. The domestic implications of European soft law: framing and transmitting change in employment policy, *Journal of European Public Policy* vol. 13, n° 4, p. 481-499.
- Loupsans D. et Gramaglia C. 2011. L'expertise sous tensions. Cultures épistémiques et politiques à l'épreuve de l'écriture de la directive cadre européenne sur l'eau, *Centre international de formation européenne | L'Europe en Formation* vol. 3, n° 361, p. 87-114.
- Majone G. 1996. *La communauté européenne : un état régulateur*. Paris, Montchrestien.
- Marchal P.-L. 2014. *Le marché de la surveillance biologique des cours d'eau : enjeux politiques de l'accréditation en hydrobiologie*. rapport de master Science politique - écologie et stratégies. Paris, AgroParisTech.
- Marié M. 1984. Pour une anthropologie des grands ouvrages. Le canal de Provence, *Les Annales de la recherche urbaine* vol. 21, p. 5-35.
- Moss B. 2008. The Water Framework Directive: Total environment or political compromise?, *Science of the Total Environment* vol. 400, n° 1-3, p. 32-41.
- Moss T. 2003. Solving Problems of "Fit" at the Expense of Problems of "Interplay"? The Spatial Reorganisation of Water Management following the EU Water Framework Directive, *draft*. Erkner, Institute for Regional Development and Structural Planning.
- Narcy J.-B. et Mermet L. 2003. Nouvelles justifications pour une gestion spatiale de l'eau, *Natures Sciences Sociétés* vol. 11, p. 135-145.
- Pestre D. 2014. Néolibéralisme et gouvernement. retour sur une catégorie et ses usages. Dans D. Pestre. (coord). *Le gouvernement des technosciences. Gouverner le progrès et ses dégâts depuis 1945*, La découverte, p. 261-284.
- Pigou A. C. 1920. *The Economics of Welfare*. Londres, Mac Millan (1952).
- Radaelli C. M. 2003. *The Open Method of Coordination: A new governance architecture for the European Union?*, Swedish Institute for European Policy Studies.
- Richardson J. 1994. EU water policy: uncertain agendas, shifting networks and complex coalitions, *Environmental Politics* vol. 3, n° 4, p. 139-167.
- Rui S. et Villechaise-Dupont A. 2006. Les associations face à la participation institutionnalisée : les ressorts d'une adhésion distanciée, *Espaces et sociétés* vol. 1, n° 123, p. 209.

Santbergen L. 2013. *Ambiguous Ambitions in the Meuse Theatre. Impact of the Water Framework Directive on collective-choice rules for Integrated River Basin Management*. Delft, Radboud University of Nijmegen.

Schäfer A. 2006a. A New Form of Governance ? Comparing the Open Method of Coordination to Multilateral Surveillance by the IMF and the OECD, *Journal of European Public Policy* vol. 13, n° 1, p. 70-88.

Schäfer A. 2006b. Beyond the Community Method: Why the Open Method of Coordination was Introduced to EU Policy-making. Dans R. Holzhaecker et M. Haverland. (coord). *European research reloaded: cooperation and europeanized states integration among europeanized states* Netherlands, Springer, p. 179-202.

Scott J. et Trubek D. M. 2002. Mind the Gap: Law and New Approaches to Governance in the European Union, *European Law Journal* vol. 8, n° 1, p. 1-18.

Skjærseth J. B., Stokke O. S. et Wettestad J. 2006. Soft Law, Hard Law, and Effective Implementation of International Environmental Norms, *Global Environmental Politics* vol. 6, n° 3, p. 104-120.

Steyaert P. et Ollivier G. 2007. The European Water Framework Directive: How Ecological Assumptions Frame Technical and Social Change, *Ecology and Society* vol. 12, n° 1, p. 25 [on line].

Svarstad H., Petersen L. K., Rothman D., Siepel H. et Wätzold F. 2008. Discursive biases of the environmental research framework DPSIR, *Land Use Policy* vol. 25, n° 1, p. 116-125.

van der Bolt F., van den Bosch R., Brock T., Hellegers P., Kwakernaak C., Leenders D., Schoumans O. et Verdonschot P. 2003. *Aquarein. Gevolgen van de Europese Kaderrichtlijn Water voor landbouw, natuur, recreatie en visserij*, Wageningen, Alterra. Rapport n°835.

Villalba B. 1997. La genèse inachevée des Verts, *Vingtième siècle. Revue d'histoire*, n° 53, p. 85-97.

Vogel D. 2003. The Hare and the Tortoise Revisited: The New Politics of Consumer and Environmental Regulation in Europe, *British Journal of Political Science* vol. 33, n° 4, p. 557-580.

Weale A. 1992. *The new politics of pollution*. Manchester, Manchester University Press.

Whiteside K. H., Boy D. et Bourg D. 2010. France's 'Grenelle de l'environnement': openings and closures in ecological democracy, *Environmental Politics* vol. 19, n° 3, p. 449-467.