

Chapitre 10

La gestion de l'eau et les apports d'une approche par la *political ecology*

FRANÇOIS MOLLE

Introduction : une fluide métaphore

Mauvais maître, bon serviteur, arme du faire et du défaire, l'argent circule, irrigue et relie. Flux à la fois matériel et immatériel, on peut le stocker, le détourner, le cacher, le prêter, le perdre ou le gagner. Il peut nous apporter ruine ou félicité, déborder, corroder ou corrompre. Il peut aussi s'évaporer ou s'assécher. La cartographie de ses flux et de ses stocks dessine un espace d'ombres et de clartés toujours changeant, marquant en creux les bénéfiques et les coûts que son engagement matériel génère. Cette fluide chorégraphie se superpose et s'inscrit à la fois dans le tissu social et dans notre environnement biophysique naturel ; car, c'est de la combustion même du travail et de la nature que l'argent prospère.

Le capital peut revêtir de nombreuses formes et se dégrader en quantité et en qualité. Son accumulation, ici ou maintenant, n'est pas indépendante de sa rareté là-bas ou plus tard. C'est un fait commun que la distribution spatiale et sociale de ce capital n'est pas indépendante de celle du pouvoir : le pouvoir de décider, d'infléchir les flux, de fixer les termes et les contours des débats, et le pouvoir symbolique. Ces recouvrements et imbrications entre le capital, le social et le politique, qu'étudie l'économie politique, s'inscrivent matériellement dans le substrat même de notre environnement et dans la manipulation des stocks de ressources naturelles (minerais, hydrocarbures, biodiversité...) et des écosystèmes (marins, forestiers, aquatiques...). Leur incorporation dans le métabolisme productif entraîne des transformations environnementales qui s'enchaînent et s'ajoutent en produisant des phénomènes d'effondrement, d'émergence ou de dégradation irréversible.

L'eau est une ressource singulière. Si en tant que bien commun et renouvelable, elle se distingue du capital, son contrôle, son usage, sa distribution et sa fluidité ont – métaphoriquement – beaucoup d'aspects communs avec certaines caractéristiques du capital rapidement évoquées ci-dessus. C'est une ressource toujours dans un état de flux,

souvent invisible (sous terre), parfois changeante en qualité, toujours mouvante en termes de quantité ou de distribution dans le temps. Du fait de la nature du cycle hydrologique et de la capacité humaine à stocker, dériver, drainer, pomper, polluer, dessaler ou traiter l'eau, cette ressource fugitive et capricieuse connecte les gens qui en dépendent, pour le meilleur et pour le pire. Étant à la fois la base des écosystèmes et de la vie, une ressource essentielle pour nombre d'activités économiques majeures – notamment la production alimentaire – et un fluide « interconnecteur » dont la manipulation par certains acteurs génère de multiples externalités (positives et négatives) sur d'autres ou sur l'environnement, la gestion¹ des ressources en eau par les sociétés apparaît comme un thème de prédilection de la *political ecology*. C'est l'objectif de ce chapitre d'étayer cette affirmation, en l'illustrant par de nombreux exemples et en mettant en exergue la dimension fondamentalement politique du contrôle et de l'usage de cette ressource.

Curieusement, bien que l'eau ait inspiré un certain nombre de travaux notables (Waller, 1994; Mehta, 1998; Zimmerer, 2000), sa gestion au niveau de systèmes (systèmes irrigués, aquifères), de grands bassins versants ou de la formation des politiques publiques reste relativement peu étudiée par la discipline (Derman *et al.*, 2003; Sneddon, 2003; Molle, 2008b). L'essentiel des discussions théoriques est venu de réflexions sur les systèmes d'eau urbains (Swyngedouw *et al.*, 2002; Swyngedouw, 2004; Loftus, 2005; Heynen *et al.*, 2006). Ce chapitre propose une généralisation des approches de la *political ecology* à l'étude des interactions entre les sociétés et leurs *waterscapes*². Il considère les *waterscapes* comme des arènes où l'eau et le pouvoir circulent et définissent, en s'entre-laçant, les modes de contrôle de la ressource et la manière dont les externalités induites – pénuries, inondations, pollutions, dégradations environnementales, etc – sont générées et se propagent à travers l'espace et le temps pour affecter certains groupes sociaux (définis en matière de genre, d'ethnicité, de caste et de classe sociale) (Greenberg *et al.*, 1994; Peet *et al.*, 1996; Swyngedouw *et al.*, 2002; Bakker, 2003; Robbins, 2004; Heynen *et al.*, 2006; Molle *et al.*, 2007).

Interconnectivité

La caractéristique la plus fondamentale de l'eau est l'interconnexion qu'elle crée entre les individus et les groupes qui en dépendent. Cette interconnectivité est illustrée de manière triviale par les conflits entre les régions amont et aval de certains fleuves; par exemples le Nil, le Tigre et l'Euphrate. Il tombe sous le sens commun qu'un usage croissant ou démesuré de l'eau par les pays amonts est porteur de difficultés pour les pays de l'aval qui l'utilisent depuis des millénaires pour irriguer leurs grandes plaines alluviales et leurs deltas.

¹ Ce mot est employé ici de manière générique, mais ne suggère pas une approche managériale du problème. Bien au contraire, la «managérialisation» des problèmes liés à l'eau est souvent une manière d'occulter sa dimension éminemment politique, comme il sera montré plus loin.

² Par *waterscape*, on entend ici (Molle, 2012) une unité de paysage – souvent définie par rapport à un problème donné – vue à travers le prisme des interactions entre ses ressources en eau (superficielles et souterraines) et les autres éléments physiques, climatiques et biotiques d'une part, et les activités humaines d'autre part. Le *waterscape* est l'expression des interactions entre les sociétés et leur environnement. Il comprend tous les processus sociaux, économiques, culturels et politiques à travers lesquels la nature est perçue et transformée par les sociétés, ainsi que – en retour – l'influence des changements environnementaux sur ces sociétés.

L'interconnectivité est également patente dans le cas de systèmes de distribution d'eau comme les systèmes irrigués, les réseaux urbains et les nappes phréatiques exploitées par un ensemble d'usagers. Dans les deux premiers cas, il s'agit surtout de partager un flux, mais les stockages au niveau local peuvent être très importants. Dans le troisième cas, il s'agit surtout d'un stock, bien que la plupart des aquifères soient en fait des masses d'eau qui s'écoulent plus ou moins lentement vers la surface. Mais dans tous les cas, il s'agit de partager une ressource par des jeux qui sont, en première approximation, à somme nulle ; c'est-à-dire que toute eau dérivée par le canal A n'ira pas vers le canal B, et que l'eau pompée ici et maintenant dans une nappe surexploitée ne sera pas disponible pour les futurs usagers. Il existe une riche littérature en sciences sociales sur les conditions de l'action collective dans les périmètres irrigués communaux (Coward, 1979 ; Tang, 1992) et sur les relations entre les structures de pouvoir et les modalités d'accès et de distribution de la ressource en eau. Dans certains cas, des règles de partage et de gestion inéquitables se traduisent par des distributions d'eau très hétérogènes, porteuses de différenciation sociale ou même de dégradation environnementale. Par exemple, quand les excès et les manques d'eau se combinent spatialement avec les caractéristiques locales du sol, de la nappe, du réseau de drainage et de la topographie pour engendrer des phénomènes de dégradation du sol par la salinisation.

Les trois facettes de l'interconnectivité

Mais l'interconnectivité est multiforme et beaucoup plus complexe qu'on ne l'imagine. On peut en distinguer trois facettes complémentaires et interdépendantes : l'interconnectivité est à la fois hydrologique, socio-politique et écosystémique, comme l'illustre le cas suivant.

Le bassin du Colorado est l'un des plus exploités au monde, avec une capacité de stockage égale à trois fois l'écoulement moyen du fleuve (Kenney, 2009). Ponctionné de toutes parts, il arrive à proximité de la frontière mexicaine où une dérivation importante emmène l'eau vers le district irrigué de l'*Imperial valley* (DIIV) par le *All-american canal*. Afin de faire face à la demande en eau croissante de la région urbaine de Los Angeles et San Diego, l'agence de l'eau métropolitaine a contacté le DIIV en lui proposant de financer le revêtement du *All-american canal*, l'objectif étant de faciliter la gestion et de récupérer les 100 millions de mètres cubes perdus par infiltration le long de son cours. Ce volume d'eau serait alors alloué à la ville de San Diego. Cet accord a été largement célébré, en particulier par la Banque mondiale, comme l'archétype de l'accord gagnant-gagnant qui donne la priorité au contrôle des pertes plutôt qu'à la mobilisation accrue de la ressource. Toutefois, si l'on considère l'ensemble du bassin et non plus seulement sa partie américaine, il apparaît clairement que les pertes représentaient en fait la principale alimentation de la nappe phréatique de la vallée de Mexicali. Cette nappe est elle-même exploitée intensivement pour l'irrigation par les paysans mexicains de l'autre côté de la frontière. Sans ces « pertes » la surexploitation de la nappe va devenir très vite plus critique, affectant à la fois sa qualité et la profondeur de pompage (et donc les coûts). La réduction des pertes augmentera aussi l'utilisation de l'eau résiduelle (salée) du Colorado, au détriment des sols irrigués et des écosystèmes deltaïques déjà considérablement dégradés. À travers cet exemple, on voit que l'interconnectivité hydrologique entre l'amont et aval, et entre les eaux superficielles et les eaux souterraines se traduit en termes socio-politiques par un déplacement de l'usage de l'eau (et des bénéfices correspondants) depuis le Mexique vers les États-Unis et de l'agriculture vers les villes.

En termes écosystémiques, cette interconnectivité se manifeste aussi par une dégradation accrue des zones humides et deltaïques du Colorado. Cet exemple illustre un phénomène quasi général (Molle, 2012) selon lequel les externalités négatives liées à des interventions répétées sur le cycle hydrologique tendent à se déplacer et se concentrer sur trois catégories de parties prenantes : les populations les plus vulnérables, en général politiquement les plus faibles, les générations suivantes (baisse et dégradation de la qualité des eaux souterraines, pertes de biodiversité) et l'environnement.



Figure 10.1. Réallocation de l'eau du Colorado.

Un autre exemple paradigmatique de l'intérêt de la *political ecology* pour étudier la mise en valeur des ressources en eau est celui des barrages (McCully, 2001 ; Baghel *et al.*, 2010). De la même façon que les canaux et les canalisations permettent la régulation spatiale de la distribution de l'eau, les réservoirs rendent possible une régulation temporelle de cette ressource. Par les réserves qu'ils constituent, ils affectent toutes les variables descriptives de la ressource. Les barrages engendrent des pertes quantitatives par évaporation ; la qualité de l'eau peut se dégrader par suite de la concentration des sels ou l'eutrophisation ; la charge sédimentaire de la rivière peut être retenue, alors que la distribution du débit au cours du temps est radicalement altérée par la logique des usages prévus du réservoir (contrôle des crues, irrigation en saison sèche, production d'énergie ou alimentation en eau potable des villes tout au long de l'année). L'ouvrage crée des interdépendances entre :





- les populations de l'amont ; les pollutions qu'elles génèrent ou leurs pratiques d'usage du sol conditionnent la quantité et la qualité des écoulements ;
- les gestionnaires de l'ouvrage, dont les contraintes sont souvent liés à des échelles supérieures, comme dans le cas d'une contribution à un réseau national électrique interconnecté ;
- les politiques qui interviennent souvent à différents niveaux pour modifier la gestion des bénéfices et du risque ;
- les populations déplacées par la construction de la retenue ou affectées négativement par le changement de régime hydrologique en aval (effondrement des berges, disparition possible du régime de crues et de ses bénéfices en termes de recharge des eaux souterraines, d'apports limoneux, ou d'alimentation des zones humides) ;
- les populations bénéficiaires du barrage ;
- tous les écosystèmes aquatiques – et les populations qui en dépendent – connectés au régime hydrologique ainsi modifié.

Si l'on se penche plus particulièrement sur la planification et le processus de décision conduisant à la construction de l'ouvrage, de nombreuses autres catégories d'acteurs apparaissent. Elles comprennent en particulier les politiciens et les administrations concernées, les entreprises de construction et les bureaux d'études, les banques, les ONG de défense de l'environnement ou des droits de l'homme et d'autres divers organisations, réseaux et coalitions.

On peut identifier un grand nombre d'interactions à travers le cycle hydrologique. Le tableau 10.1 fournit des exemples d'impacts provoqués par certains usages ou certaines interventions d'une partie du bassin sur l'autre (typiquement de l'amont sur l'aval). Au-delà des impacts sur la quantité – ce qui est ajouté ici doit être soustrait là – il illustre les externalités négatives en termes de qualité de la ressource, de sa distribution dans le temps et de sa charge en sédiments. Ces impacts sont souvent plus visibles quand il s'agit d'interventions à grande échelle, comme la construction d'un grand barrage ou d'un grand périmètre irrigué. Mais ils peuvent également être le résultat d'actions mineures et diffuses, souvent non coordonnées, comme la multiplication des puits individuels, le changement des états de surface par le surpâturage (qui influence les écoulements), où la dissémination de petits ouvrages de collecte ou de rétention d'eau. Ceci montre, de plus, que l'on ne doit pas commettre l'erreur d'analyser seulement l'action de l'État. Ce que font les individus localement, formellement ou le plus souvent informellement, peut également affecter le watershed de manière significative.

Une meilleure compréhension des interconnexions avec les eaux de surface permet de souligner les externalités négatives presque invariablement associées à l'utilisation des eaux souterraines. La plupart des aquifères sont des masses d'eau souterraines qui s'écoulent, de manière lente et invisible, vers des exutoires que sont en général les sources, les lacs ou les zones humides, le lit des rivières et la mer. À l'exception de ce dernier cas, l'extraction d'eau souterraine se traduit par une réduction des débits des rivières ou des sources, ou une moindre alimentation des zones humides. Ces réductions sont invisibles, sauf quand leur impact cumulé se traduit par des changements environnementaux massifs et perceptibles. À Azraq (Jordanie) par exemple, le pompage d'eau souterraine pour les villes et l'agriculture a entraîné l'assèchement d'une zone humide, pourtant classée site Ramsar, caractérisée par une riche biodiversité et des flux d'oiseaux migrateurs. Ce phénomène se rencontre également dans les zones humides de Tablas de Damiel en

Tableau 10.1. Exemples d'interactions amont-aval au sein d'un bassin versant.

| Amont et aval |  |  |  |  |
|---------------------|-----------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------|
| Variable | Dérivation amont par périmètre irrigué sur un autre périmètre en aval | Aménagements antiérosifs ou petits réservoirs sur un barrage aval | Villes avec capacité de pompage supérieure aux puits d'irrigation | Impacts des puits sur les qanâts ou puits superficiels |
| Quantité | | | | |
| Qualité | Ville ou industries sur l'agriculture irriguée | Pollution agricole diffuse sur l'alimentation urbaine | Villes contaminant les aquifères utilisées pour l'irrigation | Pollution agricole diffuse sur les puisards villageois |
| Temps | Centrale hydroélectrique sur pêcheries ou périmètres irrigués | Petites retenues des crues et signaux biologiques de reproductions des poissons | Centrales hydroélectriques sur des écosystèmes des zones humides | Collectes des eaux réduisant les écoulements, les crues et la recharge des nappes en aval |
| Charge en sédiments | Déforestation à grande échelle sur des barrages | Surpâturage ou érosion localisée sur des réservoirs à l'aval (envasement) | Barrages retenant les alluvions vs fertilisation des plaines en aval | Déforestation diffuse accroissant la charge en sédiments et la formation du delta |

Légende.

○ Usage ou intervention diffuse ou dispersé en amont.

⊗ Usage ou intervention diffuse ou dispersé en amont et en aval.

Espagne et dans de nombreuses autres régions du globe. L'assèchement de sources dû au surpompage est également documenté dans de nombreux endroits, comme la vallée du Saïss au Maroc ou l'est de la vallée du Ghab en Syrie. La modification de l'alimentation des rivières par les eaux souterraines est plus difficile à jauger et à mettre en évidence. Dans certains cas, on passe d'une situation où ces écoulements souterrains rechargent – en moyenne – la rivière, à une situation où la dépression causée par la multiplication des pompages inverse les flux. C'est alors la rivière qui recharge les nappes adjacentes déficitaires et alimente les propriétaires des pompes, tout en passant souvent de rivière pérenne à intermittente. C'est le cas de nombreuses rivières de l'ouest des États-Unis, en particulier en Arizona.

Les échanges entre les eaux de surface et les eaux souterraines sont par nature fluctuants, largement invisibles et retardés; les constantes de temps sont extrêmement variables selon la nature du substrat pédo-géologique. On voit, par ces exemples, comment

ces échanges contribuent à la complexité des circulations hydrologiques et comment l'utilisation des eaux souterraines peut se traduire par des externalités multiples et complexes, difficiles à estimer et à contrôler, sans parler des effets induits sur le biotope en général et les écosystèmes aquatiques en particulier.

De même que les subprimes et la titrisation ont permis la formation de fortunes en endettant certains ménages et en déplaçant le risque (grandissant) vers le futur et vers la collectivité, certaines manipulations du cycle hydrologique génèrent des externalités négatives déplacées dans le temps vers les années ou les générations à venir. Ceci est évident dans le cas de la surexploitation d'aquifères ou de leur contamination par des polluants qui compromettent à terme leur usage domestique. Ceci est également apparent dans les processus géophysiques induits par l'action de l'homme. C'est typiquement le cas de l'érosion littorale des deltas, dont les alluvions sont piégées par des barrages en amont, ou la salinisation des sols. Mais les externalités négatives sont également observables sur le court terme. Par exemple, en ce qui concerne la gestion interannuelle des barrages, le dilemme entre l'optimisation des usages et des bénéfices de l'eau une année donnée et la conservation des stocks importants en fin d'année afin de se préparer à d'éventuelles années sèches. Favoriser la sécurité et la régularité interannuelle se paye par de plus fortes pertes par évaporation et déversement, et se traduit par un bénéfice moyen moindre. Favoriser la productivité à court terme se traduit par des pénuries plus fréquentes et plus fortes, au détriment des écosystèmes aquatiques et de ceux qui sont moins bien desservis par les réseaux (ou qui sont non prioritaires). On voit bien, ici, la nature politique d'une gestion d'ouvrages, souvent imaginée à tort comme une question purement technique.

Si la matérialité du cycle hydrologique permet d'identifier certaines relations de cause à effet et des trajectoires d'impacts, des causalités plus subtiles peuvent se développer également à travers les discours. Considérons l'exemple du contrôle des crues dans la ville de Bangkok. Le tiers de la ville se trouve actuellement en dessous du niveau de la mer à cause du compactage du sol, occasionné par les prélèvements excessifs dans les aquifères des industries de la zone métropolitaine. Ces industries dépendent à 90 % de cette ressource en eau de bonne qualité. La Fédération des industries thaïlandaises a réussi à retarder et à minimiser les mesures censées encadrer et réduire cet usage autour de la capitale. La vulnérabilité accrue de la ville aux inondations a conduit à un endiguement toujours plus haut et plus étendu. Cet endiguement a rendu plus menaçante la perspective d'une rupture et accru la sévérité des crues, maintenant repoussées vers les zones agricoles non endiguées. Les dégâts occasionnés par les crues du Chao Phraya à la fin des années 1980 ont été interprétés par les autorités comme la conséquence de la déforestation de la partie amont du bassin par les minorités ethniques qui y vivent (Forsyth, 2003). Des scandales provoqués par la déforestation par des compagnies privées liées à l'appareil militaire thaïlandais ont, à la même époque, également fait monter la pression. Il en a résulté une interdiction d'exploitation forestière au niveau national. Même si cette interdiction n'a été que partiellement respectée, les compagnies forestières se sont déplacées dans les pays voisins – la Birmanie, le Laos, et le Cambodge – où la régulation était inexistante ou inefficace et la corruption plus répandue (Lang, 2002). L'abattage de forêts dans ces pays s'est traduit par un certain nombre de déséquilibres écologiques – comme au Cambodge avec l'augmentation des sédiments dans le grand lac du Tonle Sap – et des impacts négatifs sur la productivité des pêcheries locales. Cette chaîne de causalités permet d'illustrer le lien qui existe entre le pouvoir politique des industriels

thaïlandais et la préservation de leur intérêt privé d'une part, et les revenus des pêcheurs cambodgiens d'autre part. Il est évident que cette chaîne est partielle et ténue, et qu'une étude plus approfondie n'aurait pas de mal à faire émerger d'autres déterminants à chacun des nœuds de cette chaîne. Son mérite pédagogique est, néanmoins, de montrer comment le pouvoir circule de multiples manières, passe d'une échelle à l'autre, remonte de l'aval vers l'amont et s'associe en particulier à la production d'un certain nombre de récits (ici le lien supposé, et de fait erroné, entre la dégradation du couvert forestier par les minorités et les inondations). Ces récits établissent les causalités, désignent les coupables et définissent les mesures à prendre. L'étude montrerait également que si la réalité hydrologique peut s'appréhender au niveau de l'unité géographique du bassin (avec des exceptions et la prise en compte des transferts interbassins), les processus socio-politiques qui façonnent le waterscape se déploient, eux, à de multiples autres échelles.

Il faut aussi noter l'existence de nombreuses actions sur le waterscape lui-même qui peuvent avoir un impact sur le régime hydrologique. Outre les changements d'état de surface liés à l'usage des sols, le dragage et l'extraction de sable ou de gravier du lit des rivières ont souvent de nombreux impacts négatifs :

- modification du profil hydraulique du cours d'eau ;
- induction des phénomènes d'érosion de berges ;
- abaissement du niveau de l'eau dans la rivière qui peut se traduire par un abaissement de la nappe (comme au Sri Lanka). Cet abaissement peut faciliter l'intrusion d'eau de mer quand il se produit dans les deltas (comme celui du *Pearl river* en Chine).

Réciproquement, l'incapacité à évacuer les sédiments déposés dans la rivière – à cause de débits réduits – génère des externalités colossales. C'est le cas du bassin de Murray-Darling en Australie dont la partie terminale doit être constamment curée pour assurer la pérennité des zones humides, ou de celui du fleuve Jaune (en Chine) où s'est créée une rivière « perchée » sur des sédiments endigués, source potentielle de crues destructrices.

Surexploitation des ressources et externalités

Le détour par l'hydrologie présentée dans la section précédente est nécessaire pour comprendre la diversité des interventions d'une société sur ses ressources et son environnement. Ces interventions posent des questions non seulement d'action collective autour de la gestion d'une ressource précieuse, mais également d'anticipation et de contrôle des externalités négatives engendrées et propagées à travers les chemins complexes et fluctuants du cycle hydrologique et des phénomènes bio-géophysiques associés.

Mais l'interconnectivité décrite ci-dessus n'est pas toujours visible, elle est parfois absorbée ou atténuée – noyée dirait-on – dans la générosité des flots. Les rejets de polluants peuvent être dilués jusqu'à des seuils inoffensifs. Les différents prélèvements peuvent rester limités, sans affecter d'autres usagers ou l'environnement ; l'interface entre le fleuve, la zone littorale et la mer reste alors en équilibre. Au fur et à mesure que les rivières sont sollicitées, que des stocks sont créés et utilisés, que les aquifères exploités, que les activités polluantes augmentent, et que l'eau est recyclée et réutilisée plusieurs fois de l'amont vers l'aval (avec, à chaque utilisation, une dégradation de sa qualité), on dit que le bassin se ferme (Molle *et al.*, 2007 ; Falkenmark *et al.*, 2008). En pratique, cela se traduit par une qualité d'eau ou un débit insuffisant pour assurer un équilibre à l'interface terre-mer en termes de contrôle des intrusions salines, d'évacuation de la charge en sédiments, ou de santé des écosystèmes estuariens et littoraux.

L'interconnectivité et l'interdépendance entre les usagers et les diverses parties du bassin augmentent avec les différents types d'intervention sur le cycle hydrologique et deviennent patentées. En effet, les usages de l'eau ont tendance à se développer et à remonter vers l'amont, au plus près de la production de la ressource, tandis que les sels tendent à se concentrer à l'aval. Les retours de drainage des systèmes irrigués ou les rejets des villes sont également réutilisés au plus près de leur source. Les stocks superficiels ou souterrains tendent à diminuer, alors que la capacité de dérivation ou de pompage de l'eau excède la ressource disponible. Bref, les flux se tendent considérablement et la vulnérabilité du système aux variations climatiques s'accroît de manière critique. Cette vulnérabilité est surtout ressentie et absorbée par les usages moins prioritaires, typiquement l'irrigation et l'environnement, tandis que les villes sont plus sécurisées. Cette hiérarchisation des usages définit une géographie du risque inégale. Une situation similaire se rencontre dans le problème de protection contre les crues. Une situation d'exploitation intensive ou de surexploitation se traduit par une exacerbation des impacts induits par une action donnée sur le reste du système. Quand seulement 5 % de l'écoulement naturel de la rivière atteignent son exutoire, cela signifie que 95 % sortent du système sous forme de vapeur d'eau par les autres usages, notamment l'irrigation. Bien qu'une partie de cette évapotranspiration soit non productive et « perdue » (p.e. dans des zones où les sols sont engorgés pour cause de mauvais drainage et d'utilisation excessive d'eau par l'irrigation) avec la fermeture du bassin, toutes les ressources disponibles ont tendance à être mobilisées pour des usages productifs. À moins d'importer de l'eau d'autres bassins, de désaliniser les eaux de mer ou de déplacer le problème dans le temps en surexploitant les nappes, il n'est pas possible d'augmenter la ressource. Et la plupart des interventions se solderont, *nolens volens*, par une réallocation de l'eau d'un usage à l'autre, comme on l'a vu plus haut dans le cas du revêtement du *All-american canal*.

Il n'y a, bien sûr, rien de fondamentalement inévitable et systématique, encore moins « naturel », dans le processus décrit ci-dessus. Au contraire, ces trajectoires d'évolution (Molle *et al.*, 2009b) sont le reflet de configurations sociopolitiques particulières qui se manifestent concrètement par des décisions d'aménagement ou des politiques de régulations. Elles doivent être interrogées du point de vue des intérêts, des idéologies et de la distribution du pouvoir au sein de la société, et donc des modes de gouvernance de l'eau.

Quelle gouvernance ?

Le contrôle et la régulation des externalités produites, dans un contexte de fermeture des bassins, par la manipulation du cycle hydrologique sont nécessaires pour limiter ou éviter un développement non durable, marqué par de fortes inégalités dans l'accès à l'eau et par diverses dégradations environnementales. Les considérations présentées ci-dessus montrent la difficulté d'une telle régulation, à cause de la complexité des interdépendances entre acteurs, processus hydrologiques et niveaux d'échelle. Que le mode de régulation envisagé soit économique ou politique, il est très difficile de démêler l'écheveau des coûts et des bénéfices, et celui des responsabilités publiques et privées. Une meilleure régulation doit passer par une connaissance hydrologique approfondie, mais celle-ci fait en général cruellement défaut. Une gestion plus durable de l'eau et une plus grande justice environnementale ne sont possibles qu'à travers l'émergence d'une nouvelle gouvernance.

Celle-ci doit clarifier la distribution des rôles au niveau étatique et administratif, associer les populations concernées à la prise de décision et prendre en compte les interactions interscalaires aussi bien hydrologiques que sociopolitiques. Cette nouvelle gouvernance comporte des mécanismes propres à limiter la «transmutation» du pouvoir en bénéfices individuels associés à des coûts collectifs et environnementaux. La *political ecology* doit permettre de mettre à nu les mécanismes par lesquels les structures de pouvoir existantes s'inscrivent, de manière inégale et non durable, dans le social et l'environnement – en détaillant en particulier les dimensions idéelles et discursives de ce pouvoir – mais aussi en se prolongeant par une contribution à des processus délibératifs susceptibles de démocratiser la prise de décision dans le secteur de l'eau.

Gouvernance étatique

Quelle qu'en soit la traduction juridique et constitutionnelle, le pouvoir de l'État sur l'eau est évident. Il se manifeste au niveau de l'allocation de la ressource – administration centrale plus ou moins transparente ou supervision d'un système de droits d'eau – et par sa capacité à réaliser des ouvrages de contrôle hydrauliques de grande envergure : capter, distribuer et maîtriser l'eau passent d'abord par sa capacité financière et technique à s'inscrire matériellement dans le waterscape.

Il est bien connu que les territoires où se manifestent concrètement les pénuries, les conflits, les inondations et les pollutions de l'eau – en général des tronçons de rivière, des lacs, des estuaires ou des zones d'utilisation de l'eau – ne correspondent que rarement aux découpages administratifs et politiques. Ceci est encore plus vrai si l'on considère les chaînes de causalité et les territoires élargis où s'opèrent les actions et les décisions qui sont à la racine de ces problèmes. Ou même à un échelon encore supérieur, quand on considère l'extension des réseaux d'acteurs impliqués et leurs intérêts, au-delà de la manifestation physique des problèmes considérés, vers des niveaux nationaux ou internationaux. Il a, de fait, été souvent remarqué que les déterminants, tout comme les solutions, d'un problème d'eau spécifique se trouvaient souvent, au moins en partie, en dehors du bassin hydrographique concerné (Molle *et al.*, 2007). De même, de nombreux problèmes liés à l'eau ne concernent que des territoires spécifiques et l'on doit donc définir les *problemsheds* correspondants, c'est-à-dire les unités spatiales et les constellations sociales (*issue networks*) – souvent multiniveaux – pertinentes pour la résolution de ces problèmes (Mollinga *et al.*, 2007).

Dans un premier temps, les modes d'action étatiques vont donc être caractérisés par la distribution verticale du pouvoir entre un État central et les niveaux régionaux ou même communaux, souvent marquée par des processus plus ou moins avancés de décentralisation. Une configuration également familière est celle où les impératifs de la gestion intégrée des ressources en eau – formulés par la Directive cadre sur l'eau, par exemple – ou d'autres considérations conduisent à la création d'une couche de gouvernance supplémentaire située à l'échelle du bassin versant. Ce sont des agences ou organisations de bassin, qui peuvent prendre des formes très diverses. Selon les attributions de ces agences, on observe en général des conflits de pouvoir entre celles-ci et les autres couches de gouvernance officielles.

Une deuxième ligne de fracture et de conflits concerne en général les attributions des différents ministères concernés par l'eau : typiquement les ministères de l'Agriculture, de l'Énergie, les Ressources en eau, ou le ministère de l'Environnement – ou toute autre forme de combinaison dans la définition des ministères. Le manque de coordination et

souvent la compétition entre ces ministères, que ce soit pour des questions de prérogatives ou de budget, sont très préjudiciables à une gestion intégrée de l'eau. L'un des points clés est la mise en place d'un régulateur au niveau du secteur, mais ce rôle de régulation est souvent confié au ministère de l'Environnement sans que celui-ci ne se voie attribuer le pouvoir de contrôle nécessaire.

Planification et aménagement

La planification de la mise en valeur des ressources en eau et sa matérialisation sous forme de grandes infrastructures hydrauliques, le plus souvent publiques, sont au cœur de la manipulation du cycle hydrologique et de la transformation des environnements aquatiques. Elles doivent constituer un sujet privilégié de la *political ecology*. Le contrôle du pouvoir de décision, quant à la nature des projets à mettre en œuvre et leur financement, est un enjeu considérable et souvent au centre de conflits bureaucratiques. Tisser des relations privilégiées avec le système politique permet à des groupes d'intérêts (en particulier agricoles) d'assurer la subvention publique des investissements dont ils bénéficient, et aux bureaux d'études et entreprises de construction de signer des contrats lucratifs (Repetto, 1986). Comme le reconnaît un rapport de la Banque mondiale (2007), « les investissements en infrastructures hydrauliques nécessitent des injections importantes de capital à des endroits précis, ce qui rend le secteur sujet à un lobbying intense de la part d'intérêts locaux et de compagnies de construction ».

Les politiciens, quant à eux, en retirent un bénéfice politique en renforçant leur base électorale, voire des retombées financières sous forme de dessous-de-table de la part des compagnies de construction (Holden *et al.*, 1996), et ils sont friands de projets iconiques pouvant légitimer l'État et leur conférer du prestige (Molle, 2008b). De plus, la mobilisation de ressources supplémentaires a le gros avantage d'éviter les alternatives politiquement plus stressantes (réduction des allocations, réallocation entre usagers) et de reporter les coûts, de manière moins visible à court terme, dans le temps et (souvent) sur l'environnement.

Les bureaucraties du secteur hydraulique sont particulièrement puissantes dans les pays qui se sont construits autour de la maîtrise de l'eau, l'hydroélectricité ou l'agriculture intensive : l'Inde, l'Iran, l'Égypte, la Turquie, la Chine, l'Espagne ou le Mexique en sont de bons exemples. Elles ont prospéré autour d'une « mission hydraulique » qui leur a parfois permis de former un État dans l'État et de contrôler une part importante du budget public (Molle *et al.*, 2009a). Ces administrations cherchent à la fois une reproduction bureaucratique à travers la pérennité de leur budget et à renforcer leur légitimité professionnelle. En pratique, Barrow (1998) remarque qu'en pratique « la mise en valeur des ressources hydrauliques a souvent été détournée par les gouvernements et les départements responsables pour l'hydroélectricité, l'irrigation ou les travaux publics ».

Enfin, les banques de développement et les agences de coopération ont également un intérêt à maximiser l'octroi de prêts (Chambers, 1997). Cela induit une « culture du prêt » favorisée par le fait que le service de la dette ou le repaiement par les pays sont indépendants de la réussite du projet (Repetto, 1986 ; Kanbur, 2000 ; Venot *et al.*, 2011).

Au total, « de nombreux grands projets hydrauliques à objectifs multiples (irrigation, hydroélectricité, contrôle des crues, alimentation urbaine, etc) ont été entrepris pour des raisons politiques plutôt qu'économiques » (Holden *et al.*, 1996) et ont généré ou perpétué des « comportements de capture de rente profondément intégrés au tissu social et

politique» (Briscoe, 1999). Il est donc très important, pour comprendre comment les sociétés façonnent leurs *waterscapes*, d'examiner la convergence d'intérêts des acteurs les plus puissants, à la fois publics et privés, autour de solutions intensives en capital et d'options politiques susceptibles d'orienter les bénéfices générés vers les détenteurs du pouvoir (Berkoff, 2001 ; Molle, 2008b). Ces configurations se retrouvent dans d'autres domaines, comme la construction de routes ou d'autres infrastructures, mais ces confluences d'intérêt sont notoirement présentes dans le secteur de l'eau ; le cas certainement le mieux connu et le mieux décrit étant celui de l'ouest des États-Unis (Worster, 1985 ; Reisner, 1993).

Choix, options et pouvoir

Pour les raisons esquissées ci-dessus, les décideurs publics ont une forte préférence pour la résolution des problèmes de pénurie d'eau par une augmentation de l'offre, c'est-à-dire par une mobilisation accrue de la ressource par des infrastructures comme les stations de pompage, les barrages ou les transferts interbassins. Mais les limites naturelles font que les coûts économiques, sociaux et environnementaux de cette option augmentent avec l'intensité de la mobilisation de la ressource. L'alternative, popularisée sous le nom de gestion de la demande, comporte trois options :

- la réduction des pertes dans les réseaux de distribution et au sein des bassins hydrographiques ;
- la réduction de la demande des différents usagers afin de limiter les prélèvements sur le cycle hydrologique ;
- la réallocation de l'eau entre usages selon des critères qui reflètent les priorités sociales et politiques du moment. La priorité peut, par exemple, être donnée à l'alimentation en eau potable des populations les plus pauvres ou au maintien des débits écologiques, comme c'est le cas en Afrique du Sud, ou aux usages urbains, sur la base des bénéfices économiques supérieurs qu'ils génèrent.

Selon le modèle de la démocratie représentative, on peut faire l'hypothèse que les décideurs, notamment les politiciens et les bureaucrates, essayent de sélectionner les options qui leur paraissent les plus appropriées en fonction des priorités et des valeurs collectives. Par exemple, les options retenues dans le concept de la Gire (gestion intégrée des ressources en eau) sont : l'efficacité globale de l'usage des ressources, l'équité sociale et la durabilité environnementale (Brüschweiler, 2003). Les options caractérisées par leur incompatibilité radicale avec l'un de ces trois «E» (efficacité, équité et environnement) doivent être écartées. D'un autre côté, la théorie des choix publics met l'accent sur la rationalité des décideurs et la manière dont ils prennent en considération leurs intérêts privés. Ces intérêts peuvent être simplement financiers (parfois associés à des pratiques de corruption), mais ils sont également très souvent politiques (il est naïf d'attendre que les politiciens prennent des décisions qui hypothéqueraient leurs chances aux prochaines élections). Toutefois, ils ne décident pas dans le vide. La prise de décision est un processus qui est rarement isolé des acteurs non étatiques – dont les valeurs et les intérêts se manifesteront à un moment ou à un autre – ou des institutions supranationales comme l'Union européenne et sa Directive cadre sur l'eau. La probabilité que ces valeurs soient prises en compte dépendra du mode général de gouvernance, de la distribution du pouvoir et du poids politique des différents groupes, mais aussi de l'existence de plateformes permettant un apprentissage social et de réduction des différences entre intérêts antagonistes.

La prise de décision fait donc apparaître une tension à la fois entre les trois «E» et entre les valeurs collectives et les valeurs privées. Dans les tensions entre les trois «E», le critère d'efficacité économique et les intérêts associés sont souvent favorisés au détriment des deux autres. La distribution des coûts et bénéfices liés à chacun option de politique publique varie grandement. Par exemple, il est évident que les mesures tarifaires ont généralement un impact (différencié) sur les usagers, alors qu'elles génèrent des bénéfices financiers pour les compagnies ou le gouvernement. Si cette mesure n'est pas bien acceptée par la population ou s'il existe des mécanismes démocratiques pour transformer leurs propositions en pression ou changement politique, elle peut comporter également un coût politique certain.

Il est intéressant et instructif de cartographier les différentes parties prenantes d'une réforme annoncée sur deux axes représentant, d'une part, le soutien ou l'opposition à la réforme et, d'autre part, le pouvoir d'influencer sa mise en place (Zeitoun *et al.*, 2012). Un tel exercice de cartographie aide à comprendre pourquoi certaines options sont préférées à d'autres. L'option qui génère des bénéfices en faveur des groupes d'intérêts les plus puissants a évidemment plus de chances d'être sélectionnée que l'option contraire. Mais il faut aussi prendre en compte la manière dont elle affecte tous les autres groupes, ainsi que le poids politique de chacun d'entre eux. Encore une fois, il convient de noter que ce processus de sélection de certaines options au détriment des autres se fait dans un environnement très incertain ; à la fois en ce qui concerne les implications hydrologiques et environnementales de chaque choix, et en ce qui concerne la perception et la réaction des différentes parties prenantes.

Une telle analyse est rendue encore plus compliquée par le fait que les catégories de parties prenantes doivent souvent être désagrégées. Par exemple, les résidents urbains riches ne sont pas concernés par une hausse des tarifs, tandis que les pauvres le sont. Certains paysans ne sont pas concernés par des augmentations du prix de l'eau d'irrigation, car ils disposent d'un puits. De la même manière, les gouvernements ne sont pas homogènes : les intérêts des différents ministères (ressources en eau, agriculture, environnement, finance, etc.) ne sont pas identiques. En effet, il est courant de trouver des groupes avec des visions et stratégies différentes dans chaque ministère : certains sont intéressés par des réformes et d'autres préfèrent le *statu quo*.

De manière générale, les processus de décision – nous l'avons noté plus haut – tendent souvent vers des solutions qui repoussent les coûts et le risque vers le futur, l'environnement et les populations politiquement plus faibles. Mais le mécanisme le plus fréquent est sans doute celui de la socialisation des pertes. Les décideurs s'abstiennent ainsi de toucher aux intérêts de certains groupes puissants ou d'affronter les conséquences politiques désastreuses d'une politique publique visant à réduire les usages actuels, ou à réallouer l'eau vers d'autres usagers. Ils préfèrent recourir à des solutions dont les coûts financiers sont supportés par la collectivité. C'est typiquement le cas de nombreuses stations de dessalement que l'on voit apparaître en Espagne, en Algérie et ailleurs, et qui représentent un nouvel eldorado pour le capital.

Vers une gouvernance renouvelée ?

Si les décisions des politiques et des experts ne conduisent pas à des résultats socialement bénéfiques, la question se pose – au-delà de la dénonciation ou de l'explicitation de cet état de fait – sur les moyens d'infléchir les modes de gouvernance autour de la gestion et de la mise en valeur des ressources en eau.

Les processus participatifs ont été promus par les gouvernements pour satisfaire les modes du moment, plutôt que par un authentique désir de déléguer une part d'autorité ou de prérogatives. Ils sont considérés comme une affaire technique ou managériale (Guijt *et al.*, 1998), ou élaborés dans l'ignorance de la complexité des structures sociales et de pouvoir local (Neef, 2008). Les appels incantatoires à une gestion participative, pilier affiché de la Gire, et ses déclinaisons (*Gestion participative de l'irrigation* et *Transfert des services de gestion de l'irrigation*) ont peu de succès à leur actif (Mukherji *et al.*, 2010). De plus, les initiatives participatives ou de cogestion au niveau de petits bassins versants, parfois fertiles aux États-Unis ou en Europe (Fritsch *et al.*, 2008 ; Ingram, 2008), ont du mal à convaincre ailleurs. Les « formes de planification plus ouvertes et interactives qui enjoignent les aménageurs à travailler avec les parties prenantes et leurs revendications concurrentes » (Saarikoski, 2002) sont pour l'heure marginales.

Certains promeuvent la décentralisation et une démocratie représentative, à travers des autorités élues à l'échelon local, comme un moyen d'impliquer et d'émanciper des populations (Ribot, 2002 ; Batterbury *et al.*, 2006). Mais celles-ci butent souvent contre la faiblesse des moyens délégués, le manque de capacité technique ou de gestion, la capture des rentes par les élites locales. Parfois, elles aboutissent au renforcement des réseaux clientélistes (Marcus, 2007 ; Dutta, 2009). D'autres, enfin, considèrent qu'il faut promouvoir une « gouvernance collaborative » (Ansell *et al.*, 2008) ou une démocratie délibérative à travers des plateformes multipartites ou des dialogues. Le dialogue est défini, ici, comme « une situation artificielle dans laquelle un ensemble de parties prenantes plus ou moins interdépendantes d'une même ressource sont identifiées, et invitées à se rencontrer et interagir dans un forum ayant pour objectif la résolution des conflits, la négociation, l'apprentissage social, et une prise de décision collective en vue d'une action concertée » (Röling et Woodhill, 2001). Ces initiatives interrogent les approches par la théorie du choix rationnel, la sociologie axée sur les jeux d'acteurs ou la *political ecology*. Elles essaient de dépasser la dénonciation et l'explicitation des structures de pouvoir, des stratégies d'acteurs et de la reproduction sociale des inégalités pour s'intéresser (et participer) aux conditions dans lesquelles les gens font le choix de coopérer (Röling, 2001).

Eau, pouvoir et discours

Les débats sur l'eau sont chargés de valeurs véhiculées par des discours souvent antagonistes. Les approches poststructuralistes de la *political ecology* (Escobar, 1996 ; Forsyth, 2003) mettent l'accent sur la dimension discursive du pouvoir. Elles sont très utiles pour éclairer les rapports entre la nature et le contenu de ces débats, les idéologies qui les sous-tendent, les intérêts véhiculés, les politiques publiques et les trajectoires particulières des waterscapes.

Un premier domaine d'intérêt est celui de la vie sociale des concepts eux-mêmes. Il convient de comprendre comment certains mots et concepts émergent, sont disséminés, puis récupérés et réappropriés par différents acteurs³. Les concepts à la mode – la gestion intégrée des ressources en eau (Gire), la gestion adaptative, la gestion par bassin-versant, le concept pollueur-payeur, l'eau virtuelle, les paiements pour services environnementaux, ou les partenariats public-privés – portent tous la marque d'un moment particulier

³ Le concept de bassin-versant est développé dans l'article de Molle (2009), alors que celui de l'eau virtuelle est décrit par Roth et Warner (2008). Le concept de *politique de l'eau pour tous* de la Banque mondiale est explicité par Goldman (2007).

et d'un réseau d'acteurs qui ont contribué à leur élaboration et diffusion. Certains de ces concepts, que j'ai appelés ailleurs *concepts nirvana* (Molle, 2008a), comme le développement durable, la Gire, le partage des bénéfices (*benefit sharing*), ou la sécurité hydrique, évoquent des objectifs par nature consensuels qui gomment les dimensions politiques en se focalisant sur les bénéfices. Ces concepts oublient les coûts associés et la nature irréconciliable de nombreux objectifs affichés. Ils se transforment souvent en une série de bonnes pratiques normatives (p.e. « *getting prices and institutions right* » – déterminer le bon prix ou les bonnes institutions) et réifiées. Mais, parce qu'ils sont apparemment consensuels et validés au niveau international, ces concepts deviennent aussi une denrée politique. Ils sont utilisés comme feuille de vigne par divers intérêts, qui réalisent invariablement qu'ils faisaient de la Gire sans le savoir. Ces concepts font partie de ce que Foucault a appelé les technologies politiques, c'est-à-dire des dispositifs par lesquels des débats intrinsèquement politiques sont formulés en des termes scientifiques, techniques, neutre et implicitement objectifs (Shore *et al.*, 1997).

Pour influencer les débats, la manipulation du discours emploie un certain nombre de techniques.

Le *framing* permet de présenter un problème sous un jour particulier en définissant les termes du débat, le contour du sujet, les options d'action considérées et celles qui sont ignorées (Keeley *et al.*, 1999) ou certains d'entre eux sont ignorés. Dans l'exemple du bassin du Colorado, les paysans mexicains sont les *perdants* oubliés du *gagnant-gagnant* américain.

Le *labelling* est un procédé qui – en adoptant des catégories agrégées telles que les paysans, les usagers, les sans-terres, les pauvres, les ONG, la bureaucratie, la société, etc – simplifie la réalité. Il gomme les hétérogénéités et les différences et, par la même occasion, évacue une part de la fragmentation du social et du politique (Sutton, 1999).

Un autre procédé très répandu est celui qui consiste à présenter certaines actions ou certains projets comme inévitables ou indiscutables. C'est le Tina (*There is no alternative* – il n'y a pas d'alternative) thatchérien qui s'applique aux projets qui sont destinés à réduire la pauvreté, verdir le désert, apporter le développement aux zones marginales les plus pauvres, répondre à la baisse du ratio eau disponible *per capita*, ou tout simplement mettre en valeur un potentiel (hydroélectrique, irrigation). Le Tina est souvent renforcé par le procédé de *sécuritisation* (Buzan *et al.*, 1998 ; Zeitoun *et al.*, 2006). Ce procédé consiste à imposer une action ou un projet censé relever d'un intérêt supérieur et indiscutable comme la sécurité nationale, la sécurité alimentaire ou la volonté du Roi. La conséquence est de fermer le débat et de discréditer ceux qui le souhaiteraient ouvert.

Le *framing* est en général associé à des récits (*narratives*) et des histoires – avec un début, un milieu et une fin (Roe, 1991) – qui établissent implicitement une causalité entre un impact environnemental ou un comportement d'une part, et un état du monde d'autre part. Il semble ainsi aller de soi, par exemple, que les pêcheries du Mékong, qui concernent les plus pauvres et sont censées décliner sous le coup d'une surexploitation (tragédie des communs), doivent être remplacées par des techniques modernes d'aquaculture (leur futur ne formant ainsi plus vraiment d'obstacles à la construction des barrages) (Friend *et al.*, 2009). Ces récits désignent aussi les coupables. Ainsi, les crues du Ganges (Inde) et du Chao Phraya (Thaïlande) seraient dues à la déforestation dans les parties hautes de ces bassins (Forsyth, 2003) ; cette causalité est pourtant infirmée par les hydrologues. De même, les intérêts liés à l'écotourisme ont attribué les interruptions de la fourniture d'électricité

des barrages du Rufji et les pénuries d'eau en Tanzanie à la dégradation du bassin par les pasteurs et les pêcheurs. Ces pêcheurs et pasteurs se sont trouvés violemment évincés (Lankford *et al.*, 2002), malgré la reconnaissance tardive d'un lien de causalité de leurs activités erroné (Yawson *et al.*, 2006).

Les manques d'eau sont invariablement attribués aux gaspillages des irrigants. Cela permet d'éviter d'examiner la responsabilité des gestionnaires et d'oublier que – dans les grands périmètres publics – les paysans ne peuvent, en définitive, utiliser que l'eau que l'on veut bien leur distribuer. C'est aussi le prétexte qui justifie des mesures de tarification censées (à tort) apporter des économies d'eau. Dans le secteur urbain, la promotion du slogan *L'eau pour tous* par les réseaux transnationaux – associant en particulier les compagnies majeures de l'eau, la Banque mondiale et divers réseaux d'expertise – est basée sur la diffusion active d'un récit. Ce récit lie l'incapacité des États à assurer les besoins en eau potable de leurs populations et l'assainissement des villes à la dénonciation d'une crise de l'eau résultant du gaspillage par des usagers qui ne la payent pas et ne la reconnaissent pas à sa juste valeur (Goldman, 2007). Le projet néolibéral de privatisation, imposé en particulier via les conditionnalités des prêteurs, se développe sur la base des attentes des profits qui pourraient être retirés d'une transformation des pauvres en clients. Mais il s'appuie et s'autojustifie aussi à partir de la construction d'un consensus soi-disant partagé par une « communauté de l'eau » qui célébrerait l'engagement du privé, de ses capitaux et de son expertise dans la lutte contre la pauvreté et la poursuite des objectifs du Millénaire.

L'analyse de discours entend révéler leurs hypothèses implicites, ainsi que les valeurs et intérêts qu'ils reflètent, et forme donc une composante importante de la *political ecology*. La complexité et la multiplicité des causes et des processus qui sous-tendent les interactions société-environnement, ainsi que les incertitudes concernant certains processus hydrologiques sont propices aux explications partielles et intéressées. Donc, il faut combattre les idées reçues et déboulonner certains mythes (Leach, 1996 ; Stott, 2000), mais aussi, comme le propose la *political ecology* critique avancée par Forsyth (2003), expliciter et exposer comment les explications scientifiques des problèmes environnementaux, ainsi que les solutions proposées pour les résoudre sont liées au contexte social et politique.

Conclusion

Les problèmes d'eau ont, depuis longtemps, fait l'objet d'approches techniques et managériales basées sur une vision linéaire et Malthusienne de l'offre et de la demande, avec des solutions en général conçues en termes d'investissements en capital, d'expertise, et parfois de réformes institutionnelles mises en œuvre par les autorités concernées elles-mêmes. Au fur et à mesure que les bassins-versants se ferment et que les flux d'eau se tendent, l'interconnectivité cruciale entre les acteurs dépendants d'un même cycle hydrologique et les écosystèmes qui leurs sont associés se manifeste par la grande diversité des externalités générées par toute intervention humaine sur ce cycle.

Contrairement à l'image d'une ressource maîtrisée (pour le bien commun) par la technique, les circulations de l'eau montrent des liens étroits entre les flux hydriques et les relations de pouvoir. Ces liens s'inscrivent aussi bien dans les ouvrages hydrauliques, les modes de régulation et les politiques publiques mis en place, que dans leurs conséquences écologiques. La *political ecology* doit s'intéresser aux circonstances sociales et politiques qui déterminent la trajectoire des *waterscapes*. Ces circonstances sont caractérisées par

le choix de modes spécifiques de mise en valeur, de gestion et de régulation de l'eau. En amont, la *political ecology* devra questionner les intérêts, les idéologies, les narratives et la science qui les justifient et en aval, les conséquences sociales et environnementales de la manipulation du cycle hydrologique.

L'interconnectivité, ses conséquences sociales et environnementales créent des situations inédites où la probabilité que l'action d'un acteur donné ait un impact sur un autre acteur est amplifiée. Les emboîtements et interactions entre échelles, tant au plan hydrologique que sur celui de la gouvernance, sont particulièrement prononcés. Ils s'étendent jusqu'au niveau global où se dessinent des éléments clés des régimes hydriques comme la demande alimentaire et le prix des denrées, le changement climatique ou les idéologies et concepts hégémoniques. Enfin, les problèmes d'eau font apparaître non seulement des questions d'alternatives économiques ou des conflits d'intérêts, mais aussi de multiples valeurs, perceptions et spiritualités attachées à sa circulation et qui se prêtent mal à des approches rationalisantes (Strang, 2004). Toutes ces raisons confèrent aux problèmes d'eau des particularités qui intéressent directement les différentes approches de la *political ecology*.

En résumé, une approche par la *political ecology* pose le point de départ suivant : les interventions (directes ou indirectes) sur les systèmes hydroécologiques par diverses parties prenantes – caractérisées par des différences de pouvoir politique, décisionnel et discursif et un accès variable aux ressources – ont tendance à générer des coûts, des bénéfices et du risque. Ceux-ci vont se répartir de manière inégale, à la fois dans le temps et dans l'espace, et se propager à travers les échelles spatiales et les groupes sociaux. Une approche par la *political ecology* doit chercher à identifier, comprendre et expliciter ces mécanismes afin de promouvoir des modes de gouvernance qui favorisent l'équité, l'émancipation et l'intégrité des écosystèmes.

Bibliographie

- Ansell C., Gash A., 2008. Collaborative governance in theory and practice. *Journal of public administration research and theory*, 18 (4) : 543-571.
- Baghel R., Nüsser M., 2010. Discussing large dams in Asia after the world commission on dams: is a political ecology approach the way forward? *Water alternatives*, 3 (2) : 231-248.
- Bakker K., 2003. A political ecology of water privatization. *Studies in political economy*, (70) : 35-58.
- Barrow C.J., 1998. River basin development planning and management: a critical review. *World development*, 26 (1) : 171-186.
- Batterbury S.P.J., Fernando J.L., 2006. Rescaling governance and the impacts of political and environmental decentralization: an introduction. *World development*, 34 (11) : 1851-1863.
- Berkoff J., 2001. *Irrigation, grain markets and the poor. February 2001*. Presentation to ICID British. Chapter: 21.
- Briscoe J., 1999. The financing of hydropower, irrigation and water supply infrastructure in developing countries. *Water resources development*, 15 (4) : 459-491.
- Brüschweiler S., 2003. Gestion intégrée des ressources en eau (Gire) : la voie du développement durable. *Infosources*, n°1, 16 p. www.inforesources.ch/pdf/focus1_f.pdf
- Buzan B., Waeber O., de Wilde J., 1998. *Security: a new framework for Analysis*. Lynne Rienner Publishers, London.

- Chambers R., 1997. *Whose reality counts? Putting the first last*. Intermediate technology publications, London.
- Coward E.W., 1979. Principles of social organization in an indigenous irrigation system. *Human organization*, 38 (1) : 28-36.
- Derman B., Ferguson A., 2003. Value of water: political ecology and water reform in southern Africa. *Human organization*, 62 (3) : 277-288.
- Dutta D., 2009. Elite capture and corruption: concepts and definitions. Bibliography: with an overview of the suggested literature. National Council of Applied Economic Research.
- Escobar A., 1996. Construction nature: elements for a post-structuralist political ecology. *Futures*, 28 (4) : 325-343.
- Falkenmark M., Molden D., 2008. Wake up to realities of river basin closure. *International journal of water resources development*, 24 (2) : 201-215.
- Forsyth T., 2003. *Critical political ecology. The politics of environmental science*. Routledge, London, New York. 320 p.
- Friend R., Arthur R., Keskinen M., 2009. Songs of the doomed: The continuing neglect of capture fisheries in hydropower development in the Mekong. In : *Contested Waterscapes in the Mekong Region: Hydropower, Livelihoods and Governance* (Molle F., Foran T., Käkönen M., eds). Earthscan, London. p. 307-332.
- Fritsch O., Newig J., 2008. Participatory governance and sustainability: early findings of a meta-analysis of stakeholder involvement in environmental decision-making. In : *Reflexive governance for global public goods* (Brousseau E., Dedeurwaerdere T., eds). MIT Press, Cambridge, MA.
- Goldman M., 2007. How “water for all!” policy became hegemonic: the power of the World Bank and its transnational policy networks. *Geoforum*, 38 (5) : 786-800.
- Greenberg J.B., Park T., 1994. Political ecology. *Journal of political ecology*, (1) : 1-12.
- Guijt I., Kaul M., (eds), 1998. *The Myth of community: gender issues in participatory development*. Intermediate technology publications, London. 282 p.
- Heynen N., Kaika M., Swyngedouw E., 2006. Urban political ecology: politicizing the production of urban natures. In : *The nature of cities: urban political ecology and the politics of urban metabolism* (Heynen N.C., Kaika M., Swyngedouw E., eds). Routledge, London and New York.
- Holden P., Thobani M., 1996. *Tradable water rights: a property rights approach to resolving water shortages and promoting investment*. Policy research dissemination center, Working Paper 1 627. World Bank, Washington D.C.
- Ingram H., 2008. Beyond Universal Remedies for Good Water Governance. *Rosenberg international forum on water policy*. Zaragoza, June 24-27, 2008.
- Kanbur R., 2000. Aid, conditionality and debt in Africa. *Foreign aid and development: Lessons learnt and directions for the future* (Tarp F., ed.) Routledge, New York. p. 53-65.
- Keeley J., Scoones I., 1999. *Understanding environmental policy processes: a review*. IDS working paper 89, Environment group, Institute of development studies. University of Sussex, Brighton, UK.
- Kenney K., 2009. The Colorado river: what prospect for “a river no more”? *River basins trajectories: societies, environments and development* (Molle F., Wester P., eds). CABI, Wallingford, UK. p. 123-146.
- Lang G., 2002. *Deforestation, floods, and state reactions in China and Thailand*. Working papers series n°21. Southeast Asia Research center, Hong Kong.

- Lankford B.A., van Koppen B., 2002. *River basin management in the great Ruaha river basin, Tanzania*. GWP n°121. Global water partnership toolbox.
- Leach M., Mearns R., Eds., 1996. *The lie of the land: challenging received wisdom on the African Environment*. James Carney, London. 256 p.
- Loftus A.J., 2005. *A political ecology of water struggles in Durban, South Africa*. PhD dissertation thesis. School of geography and the environment, University of Oxford, Oxford, UK.
- Marcus R.R., 2007. Where community-based water resource management has gone too far: poverty and disempowerment in southern Madagascar. *Conservation and society*, 5 (2) : 202-231.
- McCully P., 2001. *Silenced rivers: the ecology and politics of large dams. Enlarged and updated*. Zed Books, London and New York.
- Mehta L., 1998. *Contexts of scarcity. The political ecology of water in Kutch, India*. PhD thesis. Sussex University, Brighton, UK.
- Molle F., 2008a. Nirvana concepts, narratives and policy models: insights from the water sector. *Water alternatives*, 1 (1) : 131-156.
- Molle F., 2008b. Why enough is never enough: the social determinants of river basin closure. *International Journal of Water Resources Development*, 24 (2) : 217-226.
- Molle F., 2009. River basin planning and management: the social life of a concept. *Geoforum*, 40 (3) : 484-494.
- Molle F., 2012. Justice spatiale et bassins hydrographiques: distribution des coûts, des bénéfices et du risque. In : *Justice et injustices spatiales* (Bret B., Blanchon D., Hancock C., Landy F., eds). Presses universitaires de Paris Ouest, Paris.
- Molle F., Mollinga P., Wester P., 2009a. Hydraulic bureaucracies and the hydraulic mission: Flows of water, flows of power. *Water alternatives*, 2 (3) : 328-349.
- Molle F., Wester P., 2009b. *River basins trajectories: societies, environments and development*. CABI, Wallingford, UK and Cambridge, MA.
- Molle F., Wester P., Hirsch P., 2007). River basin development and management. In : *Water for food, water for life: a comprehensive assessment of water management in agriculture* (Molden D., ed.) Earthscan and IWMI, London and Colombo. p. 585-625.
- Mollinga P.P., Meinzen-Dick R.S., Merrey D.J., 2007. Politics, plurality and problemsheds: a strategic approach for reform of agricultural water resources management. *Development policy review*, 25 (6) : 699-719.
- Mukherji A., Fuleki B., Shah T., Suhardiman D., Giordano M., Weligamage P., 2010. *Irrigation reform in Asia: a review of 108 cases of irrigation management transfer*. Asian Development Bank. 118 p.
- Neef A., 2008. Lost in translation: the participatory imperative and local water governance in north Thailand and southwest Germany. *Water alternatives*, 1 (1) : 89-110.
- Peet R., Watts M., (eds), 1996. *Liberation ecologies: environment, development, social movements*. Routledge, New York. 288 p.
- Reisner M., 1993. *Cadillac Desert: the american west and its disappearing water*. Penguin Books, New York.
- Repetto R., 1986). *Skimming the water: rent seeking and the performance of public irrigation systems*. Research report 4. World resources institute, Washington, D.C. 47 p.
- Ribot J.C., 2002. *Democratic decentralization of natural resources. Institutionalizing popular participation*. World resources institute, Washington DC. 30 p.

- Robbins P., 2004. *Political ecology: a critical introduction*. Blackwell, Oxford. 264 p.
- Roe E., 1991. Development narratives, or making the best of blueprint development. *World development*, 19 (4) : 287-300.
- Röling N., 2001. From arena to interaction: blind spot in actor-oriented sociology. www.outcomemapping.ca/resource/resource.php?id=100.
- Röling N., Woodhill J., 2001. *From paradigms to practice: foundations, principles and elements for dialogue on water, food and environment*. Workshop on national and basin level dialogue. Bonn, December 1 and 2, 2001.
- Roth D., Warner J., 2008. Virtual water: Virtuous impact? The unsteady state of virtual water. *Agriculture and human values* (25) : 257-270.
- Saarikoski H., 2002. Naturalized epistemology and dilemmas of planning practice. *Journal of planning education and research*, (22) : 3-14.
- Shore C., Wright S., 1997. Policy: a new field of anthropology. In : *Anthropology of policy: critical perspectives on governance and power* (Shore C., Wright S., eds). Routledge, London. p. 3-34.
- Sneddon C.S., 2003. Reconfiguring scale and power: the Khong-Chi-Mun project in northeast Thailand. *Environment and planning A* (35) : 2 229-2 250.
- Stott P., Sullivan S., (eds), 2000. *Political ecology: science, myth and power*. Arnold, London.
- Strang V., 2004. *The meaning of water*. Berg, Oxford and New York.
- Sutton R., 1999. *The policy process: an overview*. Working paper, n°118. ODI, London.
- Swyngedouw E., 2004. *Social power and the urbanization of water: flows of power*. Oxford University Press, New York.
- Swyngedouw E., Kaika M., 2002. Urban water: a political-ecology perspective. *Built environment*, 28 (2) : 124-137.
- Tang S.Y., 1992. *Institutions and collective action: self governance in irrigation*. ICS Press, San Francisco, CA. xvi, 151 p.
- Venot J.-P., Andreini M., Pinkstaff C.B., 2011. Planning and corrupting water resources development: the case of small reservoirs in Ghana. *Water alternatives*, 4 (3) : 399-423.
- Waller T., 1994. Expertise, elites, and resource management reform: Resisting agricultural water conservation in California's imperial valley. *Journal of political ecology* (1) : 13-42.
- World Bank, 2007. *Making the most of scarcity: Accountability for better water management results in the Middle East and North Africa*. World Bank, Washington, D.C.
- Worster D., 1985. *Rivers of empire: water, aridity, and the growth of the American West*. Oxford University Press, Oxford.
- Yawson D.K., Kongo V.M., Kachroo R.K., 2006. Impact assessment of Mtera and Kidatu reservoirs on the annual maximum floods at Stiegler's Gorge of the Rufiji River in Tanzania. *Water international*, 31 (1) : 100-108.
- Zeitoun M., Allan T., Al Aulqi N., Jabarin A., Laamrani H., 2012. Water demand management in Yemen and Jordan: addressing power and interests. *Geographical journal*, 178 (1) : 54-66.
- Zeitoun M., Warner J., 2006. Hydro-hegemony – a framework for analysis of trans-boundary water conflicts. *Water policy*, (8) : 435-460.
- Zimmerer K.S., 2000. Rescaling irrigation in Latin America: The cultural images and political ecology of water resources. *Ecumene*, 7 (2) : 150-175.