

Gestion durable de la ressource en eau : l'utilisation du paiement pour service environnemental au service de la protection des captages

La mise en évidence de l'interdépendance de certaines activités économiques vis-à-vis des services écologiques fournis par le bon état des milieux aquatiques a conduit à passer d'une gestion individualisée (où l'utilisateur agit en fonction de ses propres objectifs et intérêts) à une gestion collective de la ressource en eau visant à la recherche d'un bénéfice global à travers la mise en œuvre de montages institutionnels concernant le maintien (ou la fourniture) d'un ou de plusieurs services écologiques.

Le recours à des mécanismes de marché, comme le paiement pour services environnementaux (PSE), participe d'un enjeu visant à encourager des choix qui non seulement intègrent la valeur économique des services écologiques (ou le coût de leur perte), mais conduisent aussi à des formes de gouvernance adaptées aux enjeux environnementaux propres à chaque territoire concerné.

Le PSE constitue un instrument financier d'incitation à un changement de comportement ou de pratique de la part de celui ou de ceux qui sont à l'origine de la dégradation environnementale. En France, une première expérience de PSE conduite par la Société des eaux minérales Vittel a permis de mettre en évidence les besoins et risques attachés à la mise en œuvre d'un tel mécanisme.

Par Sarah HERNANDEZ* et Marc BENOÎT**

Introduction

L'évaluation des écosystèmes mondiaux, dans le cadre du *Millennium ecosystem assessment* (2005), a mis en évidence une forte dépendance des activités humaines à la bonne santé des écosystèmes et de leur diversité biologique. De plus, les écosystèmes fournissent des services dits « écologiques » (1) dont bénéficient directement ou indirectement les individus et les secteurs économiques, sans que l'on puisse réellement comptabiliser leur contribution à la production, à la consommation, aux loisirs ou à la culture. L'absence de valeur reconnue à ces services (ou lorsque c'est le cas, la prise en compte imparfaite de cette valeur) dans les décisions de production, de consommation et d'occupation du territoire entraîne une perte progressive (parfois irréversible) d'un *capital naturel*, une perte qui se transforme, à terme, en coûts supplémentaires que doit supporter la société dans son ensemble (2). Cela se traduit par des coûts de gestion supplémentaires, par l'augmentation des coûts de production, par des investissements croissants en matière de restauration et d'épura-

tion des milieux hydriques (ou, tout simplement, par des investissements dans des substituts ayant les mêmes fonctionnalités que ces services écologiques). L'enjeu est donc d'encourager des choix qui non seulement intègrent la valeur économique des services écologiques (ou le coût de leur perte), mais aussi conduisent à des formes de gouvernance adaptées aux enjeux environnementaux observés dans chaque territoire (HERNANDEZ, 2008).

Les ressources en eau et les milieux aquatiques n'échappent pas à cette analyse. En reconnaissant que certaines activités économiques sont interdépendantes des services écologiques fournis par le bon état des milieux aquatiques, le débat se déplace de la sphère purement environnementaliste vers le domaine de l'économie, où les enjeux de la conservation de la nature peuvent être reliés aux questions d'efficacité économique et de viabilité financière ; le débat permet aussi de passer d'une gestion individualisée (dans laquelle chaque usager agit en fonction de ses propres objectifs et intérêts) à une gestion collective de la ressource en eau où l'objectif est la recherche d'un bénéfice global à travers la mise en

œuvre de montages institutionnels concernant le maintien (ou la fourniture) d'un ou de plusieurs services écologiques. C'est dans cette logique que des mécanismes innovants, dits de marché (voir le tableau 1) se dévelop-

pent pour la gestion de la ressource en eau. Ils sont plus efficaces que les instruments purement réglementaires et complètent souvent le dispositif réglementaire par des approches plus incitatives.

Type d'instrument		Fonction/ principal objectif	Exemples	
Instruments fondés sur le marché s'appuyant sur les marchés existants	Taxes et redevances	Tarification de l'eau	Collecter les ressources financières pour le fonctionnement d'un service d'eau donné	Tarifs de l'eau potable et des eaux usées, tarifs de l'eau d'irrigation
		Taxe environnementale	Internaliser les impacts négatifs sur l'environnement et orienter les comportements, collecter les ressources financières pour le budget central	Taxe sur le déversement de polluants ou sur le captage, taxe sur les entrants polluants (par exemple, taxe sur l'utilisation de pesticides)
		Redevance environnementale	Internaliser les impacts négatifs sur l'environnement et orienter les comportements, collecter les ressources financières destinées à soutenir les pratiques et projets respectueux de l'environnement	Redevance sur le déversement de polluants ou sur le captage, redevance sur les entrants polluants (par exemple, taxe sur l'utilisation de pesticides)
	Subventions	Subventions sur les produits	Accroître l'attractivité des produits « verts » et des facteurs de production qui ont une incidence/ empreinte négative limitée sur l'environnement	Subventions pour les produits issus de l'agriculture biologique
		Subventions sur les pratiques	Promouvoir la mise en œuvre de pratiques et de processus de production permettant de limiter l'impact négatif sur les ressources en eau ou engendrer des externalités environnementales positives	Subventions pour les mesures agro-environnementales dans le secteur de l'agriculture
	Instruments fondés sur le marché créant de nouveaux marchés	Marché pour les biens environnementaux	Permis de polluer négociables	Garantir une réduction de la pollution par une allocation optimale de la pollution entre les secteurs
Permis de captage négociables			Garantir une allocation optimale des ressources en eau entre les secteurs (y compris l'environnement naturel)	Marchés de l'eau informels des programmes d'irrigation, transferts d'eau permanents/ temporaires de l'agriculture vers les zones urbaines/ permis de droits de prélèvement
Mécanismes de compensation			Elaborer des mécanismes en vertu desquels les dégradations environnementales induisent une contrepartie financière qui servira à financer des actions alternatives visant à compenser les dégradations	Compensation des dégradations écologiques dans l'écosystème aquatique
Autres instruments de marché	Accords volontaires (paiement pour service environnemental)	Dispositifs contractuels dans lesquels le maintien ou la fourniture du service écologique est au cœur d'une transaction monétaire volontaire, effectuée entre le(s) bénéficiaire(s) et le(s) fournisseur(s) du service écologique	Accords entre compagnies des eaux et agriculteurs afin de promouvoir les bonnes pratiques agricoles dans le domaine de l'eau potable dans les zones de protection, accords entre municipalités et agriculteurs pour faire évoluer les pratiques dans les espaces de mobilité des cours d'eau	

Source : STROSSER (P) et al (2011)

Tableau 1 : Instruments économiques et basés sur le marché pour la gestion de la ressource en eau et des milieux aquatiques

C'est notamment le cas des *paiements pour services environnementaux (PSE)*, des dispositifs contractuels dans lesquels le maintien ou la fourniture de services écologiques est au cœur d'une transaction monétaire volontaire entre le(s) bénéficiaire(s) et le(s) fournisseur(s) d'un ou de plusieurs services écologiques. Les services écologiques peuvent être multiples et dépendent de l'objectif environnemental. Les services écologiques visés par ce mécanisme sont liés à la capacité d'épuration des milieux, à la production d'eau potable, à la protection des nappes souterraines et des zones de captages, soit en préservant la qualité des milieux aquatiques, soit en restaurant le milieu, soit encore en corrigeant les sources de dégradation de la qualité des milieux (par les pesticides, par exemple). Mais quelles sont les modalités de la mise en œuvre d'un paiement pour service environnemental (PSE) appliqué au domaine de l'eau ? Nous verrons d'abord comment sont constitués les PSE en mettant l'accent sur la logique économique et institutionnelle de leur mise en œuvre. Ensuite, nous passerons en revue le premier exemple de ce type, en France, en détaillant le cas de la Société des Eaux minérales de Vittel. Nous finirons par quelques conclusions et éléments de débat.

Les paiements pour services environnementaux : comment fonctionnent-ils ?

La plupart des biens et services environnementaux sont considérés comme des biens publics. Le problème économique auquel ces biens et services sont confrontés est lié à l'absence d'un indicateur monétaire qui rende compte de l'épuisement ou de la dégradation du service écologique. Les usages multiples des milieux aquatiques et les pratiques affectant le milieu aquatique (3) créent des externalités (des effets négatifs) qui se transforment en coûts supplémentaires que les usagers à l'origine de la dégradation ignorent. Par exemple, la capacité d'épuration du milieu peut se voir affectée par l'augmentation de pollutions diffuses du fait d'effluents agricoles ou industriels affectant la production d'eau potable. Le coût de la dégradation est en partie assumé par d'autres acteurs économiques (dépenses supplémentaires d'investissement dans la potabilisation), mais une partie de ce coût reste quand même à la charge de la société dans son ensemble. Rappelons que du fait de la nature de bien public d'un service environnemental, le coût individuel de sa préservation se traduit par un bénéfice global pour l'ensemble de la société (bénéfice pour la pêche, les loisirs et les autres usages). Or, dans cette configuration, une fois que le service est fourni, c'est l'ensemble des usagers qui en bénéficie sans être incité à participer au coût de sa préservation. En retour, cela se traduit par une faible incitation à préserver le service environnemental, du fait d'un coût individuel de cette préservation paraissant supérieur au bénéfice perçu. En d'autres termes, tant qu'il n'existe pas de mécanisme qui permette de partager le coût de l'effort en faveur d'un bénéfice mutuel entre les acteurs concernés par le service environnemental, il y a peu de chances

que sa préservation puisse être assurée. Par conséquent, il faut à la fois identifier la nature de l'externalité (et donc le type de service environnemental concerné), la valeur économique du service environnemental (ou le coût découlant de sa dégradation) et la modalité de mise en œuvre d'un cadre institutionnel permettant de coordonner les actions des uns et des autres. Cette coordination est assurée au moyen d'un contrat qui établit une transaction monétaire *volontaire* effectuée entre le(s) bénéficiaire(s) et le(s) fournisseur(s) d'un ou de plusieurs services écologiques. De manière générale, les caractéristiques de ce type d'arrangement contractuel sont la nature volontaire de l'adhésion au contrat, un ou des services écologiques clairement identifiés, l'achat de service(s) écologique(s) par un ou plusieurs usagers à un ou plusieurs « fournisseurs », l'attachement du paiement à une obligation de résultat en matière de production du service environnemental (ENGEL et al, 2008). Le paiement peut aussi spécifier les usages des sols compatibles avec la préservation du service environnemental.

Rémunération du service écologique/environnemental, ou rémunération des pratiques compatibles avec l'objectif environnemental ?

La *transaction monétaire* volontaire est au cœur du dispositif des PSE. Or, souvent, dans ce dispositif, il ne s'agit pas de payer le service écologique en tant que tel, mais de rémunérer un changement de comportement ou de pratique de la part de celui ou de ceux qui sont à l'origine de la dégradation environnementale. Dans la plupart des PSE existant tant dans les pays en développement que dans les pays développés, les objectifs poursuivis par de tels mécanismes sont multiples. La protection des zones de captages ou des bassins versants, la préservation de la qualité de l'eau, la protection des aquifères, la protection de nappes souterraines, le contrôle de la salinité des eaux souterraines sont quelques-uns des objectifs de ces PSE concernant le domaine de l'eau. Le paiement est accordé à des propriétaires de terrains ou à des exploitants agricoles qui s'engagent soit à avoir des pratiques agricoles moins intensives en intrants chimiques, soit à introduire des changements dans l'utilisation des sols, soit à mettre en jachère des terres cultivées, soit à conserver des zones d'importance biologique sur des terres privées. Le paiement est conditionné à un cahier des charges spécifique et le maintien du paiement est lié au respect d'exigences mesurées par des indicateurs précis (WUNDER et al, 2008). Cette nuance dans la manière d'apprécier le système de rémunération est importante : le PSE ne prétend pas attribuer un prix aux services écologiques, mais bien rétablir la valeur de leur contribution réelle. Il ne cherche pas non plus à établir des droits de propriété (4) aux détenteurs ou aux fournisseurs du service écologique, mais il cherche, plutôt, à établir des règles « contractuelles » d'usage permettant une meilleure gestion environnementale en tant qu'objectif commun.

Des partenariats multiples et de nature différente, selon l'objectif environnemental et le contexte institutionnel

Les mécanismes de PSE permettent différents types de configurations dans les arrangements institutionnels ou contractuels. La figure 1 résume l'ensemble des possibilités de cas de PSE observées dans les pays en développement et dans les pays développés (WUNDER et al, 2008). Les financeurs (acheteurs) de ce type de mécanisme sont généralement les usagers d'un service écologique dont ils souhaitent assurer la pérennité. Un cas particulier doit être relevé, celui des financements générés par les autorités publiques au titre d'un objectif de politique environnementale, qui sont pour la plupart considérés davantage comme des subventions (ou des compensations) pour l'effort (coût) consenti que comme des mécanismes de marché de type PSE. Cependant, la frontière est ténue, entre ces deux systèmes d'incitation, comme le montre l'examen de l'inventaire des PSE existant dans le monde. Une analyse des montages institutionnels (y compris du véhicule du paiement, de l'organisation et de la pérennisation des flux financiers), des échelles spatiales cohérentes d'application du contrat et de composition de l'offre et de la demande des services environnementaux permettrait de cerner ces expériences qui relèvent tant d'un PSE que d'une subvention directe.

Les financeurs publics peuvent agir comme des intermédiaires des usagers finals (usagers d'eau potable, au nom d'une collectivité rurale ou d'une collectivité urbaine...) (ENGEL et al, 2008) sans être pour autant les usagers directs du service environnemental. Dans certains cas, la participation de l'Etat a été nécessaire pour réduire les coûts associés aux besoins d'information, de négociation, de suivi et d'évaluation des arrangements institutionnels entre les parties. Son intervention garantit la sécurité juridique (y compris en cas de non-conformité, au moyen d'un système de pénalités) et assure la pérennité du montage financier. Les cas du Costa Rica ou du Mexique sont les plus illustratifs d'une politique d'Etat dans la mise en œuvre de ce type de montage. Dans le cas du PSE du Costa Rica, l'objectif était d'assurer la préservation des forêts protégeant la ressource en eau et de reconstituer le couvert forestier sur des espaces géographiques préalablement identifiés (pour une superficie totale de 270 000 hectares). Le paiement était accordé aux propriétaires privés et à certaines communautés locales. Un fonds (le FONAFIFO) a été créé et alimenté par un certain pourcentage de la taxe sur les produits pétroliers. Le Mexique soutient, quant à lui, un financement pour la préservation de 600 000 hectares de forêts en vue de protéger la biodiversité et l'eau. Le financement est assuré en partie par une taxe payée par les usagers de l'eau. D'autres PSE ont été mis en place au niveau d'une municipalité. C'est le cas

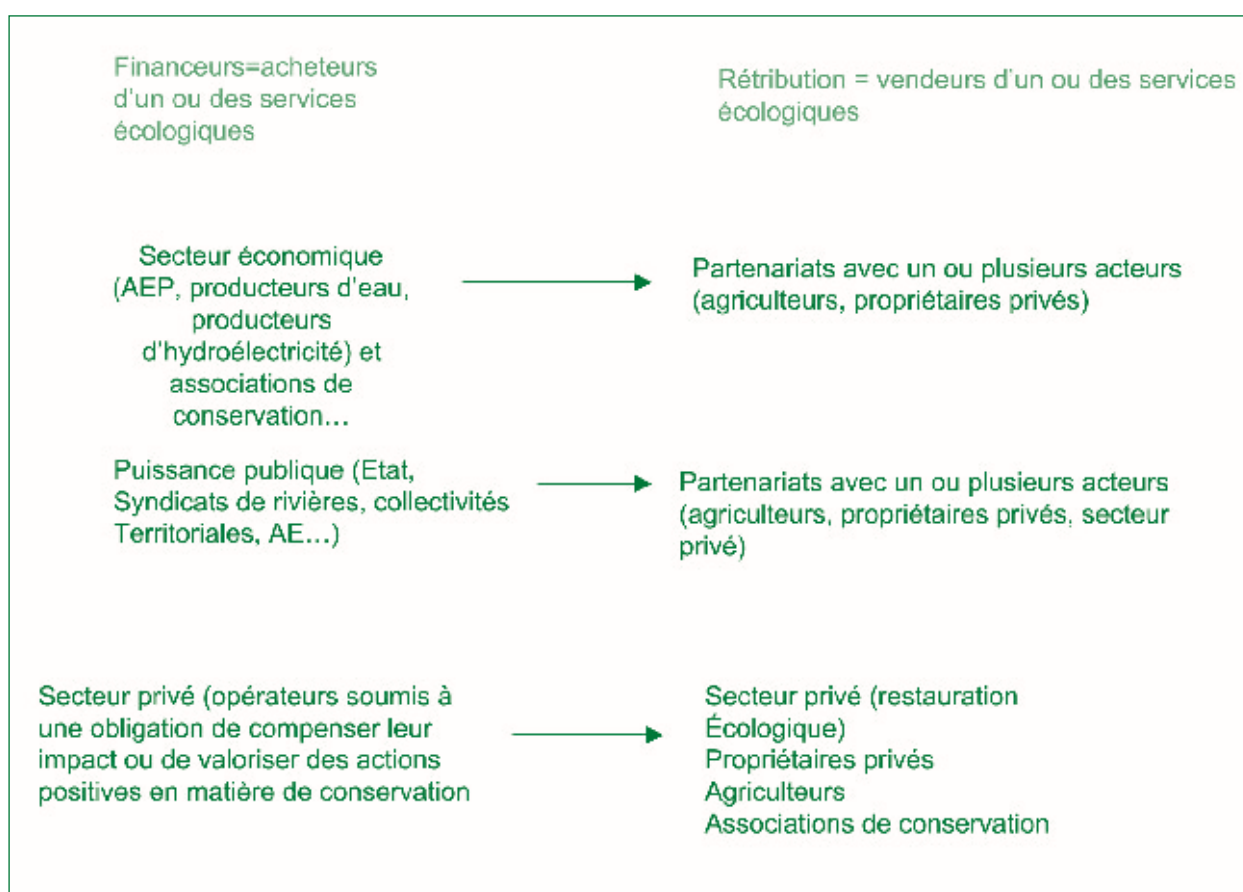


Figure 1 : Parties prenantes dans un PSE

notamment de la municipalité de Villa de Leyva (Département de Boyaca, en Colombie), qui souhaitait assurer la protection de 47 ha d'un micro-bassin affecté par l'élevage, ce micro-bassin alimentant en eau potable plus de 2 000 habitants. Le financement est assuré par une contribution volontaire (*via* leur facture d'eau) (5) acquittée par quatorze agriculteurs établis sur ce micro-bassin. En France, les montages de PSE sont rares, mais quelques initiatives ont été inventoriées (MONTGINOUL *et al*, 2008) (6), qui peuvent être perçues comme des PSE, du fait de la participation de multiples entités. C'est le cas de certains contrats ruraux et des financements ciblés par les agences de l'eau (AE). C'est notamment le cas de l'agence de Seine-Normandie pour la protection des zones de captages (plaine du Saulce) et la promotion de l'agriculture biologique (en Île-de-France). Le Syndicat intercommunal des Pyrénées Atlantiques a proposé une indemnisation financière aux propriétaires en échange de la cession en sa faveur de terres. Pour assurer la zone d'alimentation en eau potable de la ville de Narbonne, des contrats ont été établis avec des viticulteurs, qui se sont engagés à éviter l'utilisation des triazines, à titre de contrepartie le surcoût lié au changement d'herbicide leur est remboursé (exemples cités par MONTGINOUL *et al*, 2008).

L'implication du secteur privé dans la mise en place d'un PSE est assez significative, comme le montre quelques exemples emblématiques de distributeurs d'eau potable tels que ceux de New York, Munich et Vittel (nous développerons le cas de Vittel plus en détail dans la section suivante).

Prenons, à titre d'illustration, le cas de New York.

L'organisme qui gère les eaux de la ville de New York a privilégié une option préventive pour assurer la préservation de l'un des bassins versants, celui de Catskill-Delaware, qui fournit 90 % de l'eau potable aux neuf millions d'habitants de la ville de New York et de ses alentours. Dès la fin de 1980, les autorités publiques prévoyaient des investissements lourds en matière de traitement de l'eau en raison d'un risque croissant de pollution diffuse lié à une agriculture de plus en plus intensive ainsi qu'au développement urbanistique sur les zones périurbaines. Ce coût était estimé entre 4 et 6 milliards de dollars (auxquels s'ajoutaient les 250 millions de dollars des coûts de gestion (coûts opérationnels et de maintenance)), ce qui aurait impliqué une augmentation significative du tarif de l'eau estimée (à l'époque) à 14 % d'augmentation par an sur dix ans. Investir dans un programme de protection des zones humides permettant aux écosystèmes de remplir leur rôle d'épurateur naturel était apparu comme la réponse la plus adaptée sur le plan coût/efficacité, en comparaison des investissements lourds nécessités par la création de stations d'épuration. De plus, pour réduire l'impact des pratiques agricoles, un programme visant à financer les coûts de contrôle des pollutions diffuses du fait des agriculteurs a été établi (le *Whole farm watershed agreement*), consistant à élaborer, au cas par cas, pour chaque exploitant, les mesures techniques nécessaires pour lui permettre de contrôler la pollution sur sa parcelle. Le système de paiement aux agriculteurs était

assuré par une instance (le *Watershed Agricultural Council*) instituée par les agriculteurs eux-mêmes. Ce programme a été signé en 1991 par la quasi-totalité (93 %) des agriculteurs présents sur la zone concernée. Quant à la facture de l'eau des habitants de la ville de New York, elle n'a pas subi d'augmentation durant les deux premières années du programme tandis que les revalorisations ultérieures ont suivi le rythme de l'inflation jusqu'en 2002-2003 (APPELTON, 2002).

Le cas de la protection négociée de l'impluvium de Vittel

Un exemple réussi de prise en charge de trois niveaux d'organisation emboîtés (la parcelle culturelle, le bassin hydrogéologique et l'exploitation agricole)

En France, la première initiative reconnue de PSE a été lancée par la Société des Eaux minérales de Vittel, dans le cadre du projet de recherche pluridisciplinaire « Agriculture, Environnement, Vittel » animé par l'INRA (1987-2004) (DEFFONTAINES *et al*, 1993). À partir de cette étude de cas, il est possible de démontrer la pertinence d'alliances stratégiques entre différents acteurs économiques. Le cas de Vittel réunit les agriculteurs et un industriel. Leur association contractuelle conduit à un échange d'externalités positives (conservation de services écologiques). Les agriculteurs s'engagent à changer leurs pratiques et systèmes de production et l'industriel compense financièrement l'effort consenti par les agriculteurs pour changer leurs pratiques agronomiques, favorisant ainsi la conservation de l'eau de source, base de l'activité de l'industriel. En l'absence de toute transaction (ou de tout paiement), l'industriel aurait vu ses coûts de gestion augmenter et aurait risqué de perdre le label de qualité « Eau minérale naturelle », qui est le pilier de son argumentaire de vente. De leur côté, les agriculteurs auraient eu des difficultés à procéder à des changements dans leurs pratiques agronomiques du fait du coût d'opportunité que cela aurait généré s'ils n'avaient pas été soutenus financièrement par l'industriel. Au cours des sept premières années, Vittel a investi 24,25 millions d'euros, soit l'équivalent de 980 euros par ha/an. Cet investissement a servi à financer les compensations financières versées aux agriculteurs (coût du changement technologique, paiement de leurs dettes résultant de leurs acquisitions foncières éventuelles, rémunération contractuelle de longue durée) et l'acquisition foncière, par la Société des Eaux minérales de Vittel, lorsque cela a été possible (PERROT-MAÎTRE, 2006). Cet investissement garantit la pérennité du label de Vittel sur le marché de l'eau minérale de source, actuellement reconnu dans 70 pays (PERROT-MAÎTRE, 2006).

Dix années ont été nécessaires à Vittel pour consolider son programme de PSE, qui lui a permis de protéger son aquifère atteignant une superficie de 6 000 hectares. L'enjeu principal de ce montage contractuel réussi a été la prise

en charge des trois niveaux de fonctionnement qu'il est nécessaire de relier pour protéger une ressource en eau : la parcelle culturale (cellule de base de production de l'eau), le bassin (où s'élabore la ressource en eau) et, enfin, l'exploitation agricole (qui gère directement la qualité des eaux au travers des choix techniques retenus sur l'ensemble des parcelles de l'exploitation).

La réorganisation des systèmes de culture à ces trois niveaux d'organisation est donc au cœur de la résolution du problème (BENOÎT, PAPY, 1997).

Au niveau de la parcelle

La nature des terrains, compris au sens large (sol, sous-sol, relief) joue un rôle déterminant dans les risques de lixiviation et de ruissellement. C'est l'ensemble « terrain+systèmes de culture » qui détermine, dans un contexte climatique local donné, la contribution de l'agriculture aux pollutions diffuses (essentiellement par des nitrates, des phosphates ou des produits phytosanitaires) (SEBILLOTTE, 1982 ; DORIOZ, 2007 ; REAL, GRIL, 2001).

Au niveau du bassin versant

La prise en charge de l'enjeu relatif à la préservation de la ressource en eau a mis en exergue un nouvel objet (un nouveau niveau d'organisation) : le bassin (délimité par l'hydrogéologie, au sens de la LEMA) (7). La connaissance du système hydrodynamique est indispensable pour : a) évaluer les modalités et les temps de transfert des éléments vers la ressource en eau et donc les délais de réponse pour restaurer une situation dégradée, b) situer la vulnérabilité de la ressource par rapport au climat et à sa variabilité, sachant que certains aquifères répondent plus lentement aux accidents, alors que d'autres sont très exposés et, enfin, c) négocier en toute connaissance de cause les objectifs relatifs à la qualité de la ressource (délai, teneur moyenne à rechercher assortie d'une certaine marge de tolérance en prévision d'années climatiques défavorables) et interpréter ensuite les résultats lors de l'étude des plans d'actions (les contrôles portant simultanément sur la qualité et le débit de la ressource en eau). Les incertitudes pesant sur le fonctionnement hydrogéolo-

Ah! Ah!
l'Acide urique
la Goutte,
la Gravelle!
pincés!
enfoncés!!
noyés!!!

VITTEL La Grande Source
 doit être à tous les repas l'Eau de
 Régime des Arthritiques.

© Collection YLI/SIPA

« En l'absence d'action, l'industriel aurait vu ses coûts de gestion augmenter et aurait risqué de perdre le label de qualité « Eau minérale naturelle », qui est le pilier de son argumentaire de vente. », L'eau de Vittel. Publicité parue dans le journal L'illustration, début du XX^e siècle, France.

gique du bassin entraîneront des aléas et des doutes dans le comportement des divers acteurs, et donc dans la mise en œuvre concrète des PSE.

C'est ainsi que l'Organisation Territoriale des Systèmes de Culture du Bassin (qui met en œuvre le choix des couverts végétaux et leurs modes de conduite dans un territoire donné) joue un rôle majeur dans l'élaboration de la qualité des eaux (GAURY, 1992 ; BENOÎT et al, 1995 ; FABRE, KOCKMANN, 1996 ; MIGNOLET et al, 1997 ; MIGNOLET et al, 1999 ; KOCKMANN, 2007). Cette relation est d'autant plus fondée que nous sommes aujourd'hui en mesure de hiérarchiser les divers systèmes de culture, des plus agressifs aux plus respectueux des ressources en eau (MARY et al, 1996 ; BENOÎT et al, 1997 ; MIGNOLET et al, 1997 ; MIGNOLET et al, 1999 ; MARTIN et al, 1998), en particulier en mettant l'accent sur le rôle protecteur des prairies permanentes, sur lesquelles la fenaison et la pâture sont deux conduites culturelles hiérarchisables (BENOÎT, SIMON, 2004).

Au niveau de l'organisation de l'exploitation agricole

L'organisation des exploitations agricoles est fortement impactée par les enjeux environnementaux. En effet, dans le fonctionnement habituel des exploitations, les organisations temporelles et spatiales des couverts végétaux sont si intimement liées entre elles dans le processus décisionnel de l'agriculteur que le vocabulaire courant utilise parfois des expressions telles qu'assolement *triennal*, ou quartier des *saisons*. Élargie à l'ensemble des productions végétales, y compris aux cultures pérennes, la notion d'assolement (en tant que répartition spatiale des cultures) a du sens non seulement par rapport au fonctionnement de l'exploitation, mais aussi par rapport à l'interaction entre les activités agricoles et les autres activités du territoire. Les systèmes de culture et leurs localisations sur l'exploitation sont donc le résultat intégratif d'un ensemble articulé de règles de décisions mobilisées par l'agriculteur, et ils seront à ce titre les deux objets principaux des contractualisations en vue d'un PSE (BENOÎT, 1985 ; AUBRY et al, 1998 ; LE BER, BENOÎT, 1998 ; SOULARD et al, 2002). Or, pour chaque exploitation, les choix des systèmes de culture et de leurs localisations sont plus ou moins fortement remis en cause par les enjeux environnementaux que présente le bassin (SOULARD et al, 2006). Les conséquences en sont d'autant plus lourdes que la fraction de la surface localisée à l'intérieur du bassin (par rapport à la surface agricole utile de l'exploitation) est importante. Dans le collectif d'agriculteurs concernés par un même bassin, les taux de concernement (BENOÎT et al, 1997), généralement assez hétérogènes entre les exploitations, sont de ce fait des éléments importants à prendre en compte dans les actions à mettre en œuvre.

Les étapes d'un « chemin critique »

Au-delà de l'identification des services écologiques d'intérêt mutuel entre les acteurs, le cas de Vittel permet d'illustrer les besoins et les risques en matière d'élaboration d'un

mécanisme PES. L'analyse en termes de réduction des pollutions diffuses des pratiques agronomiques et leur lien requiert de suivre trois « chemins critiques » qui semblent structurants :

- ✓ Passer du diagnostic au pilotage à long terme d'un système agraire *via* trois étapes intermédiaires : la formulation de propositions adaptées au site diagnostiqué (VERBURG et al, 1999), l'évaluation des changements induits (effets sur les ressources en eau et sur les systèmes de production, conséquences inattendues sur d'autres paramètres) (HEYDEL et al, 1997 ; NOVACK et al, 2006) et, enfin, l'évaluation de l'autonomie de pilotage du territoire (HUSSON, BENOÎT, 2004) ;
- ✓ Intégrer cette planification agronomique dans une maîtrise à long terme de l'usage des sols (DEFFONTAINES et al, 1993) ;
- ✓ Instrumenter les bassins afin de pouvoir mesurer, en continu, les améliorations *in situ* des ressources en eau liées aux changements de fonctionnement du système agraire concerné (BENOÎT et al, 1995).

Conclusion

Plus qu'un échange monétaire, un Paiement pour Service Environnemental (PSE) est une construction institutionnelle à l'échelle adéquate :

- ✓ La notion de services écologiques rendus par les écosystèmes, qui trouve sa traduction dans les « paiements pour services environnementaux », largement diffusée par les travaux de l'évaluation mondiale du Millénaire (PNUD, 2005), apporte progressivement de nouvelles perspectives de gestion des milieux naturels en reconnaissant leur contribution à la production et au bien-être social. Les espaces agricoles et, dans des mesures variables, les systèmes agraires fournissent un certain nombre de ces services écologiques. Ils sont aussi les bénéficiaires de certains de ces services, et il convient de considérer les espaces ruraux au sein de la mosaïque des paysages. Les liens entre les évolutions des ressources en eau et les dynamiques des espaces ruraux ne sont plus à démontrer. Mais le gain apporté par ces services écologiques permet d'étendre les possibilités de leur gestion vers les acteurs privés (les entreprises, les agriculteurs et les collectivités territoriales), qui sont mutuellement dépendants des bénéfices qu'ils tirent de la conservation des services écologiques, et donc de celle des milieux naturels qui les apportent. Cela donne lieu à des arrangements contractuels volontaires ou institutionnels conduisant à une gestion décentralisée des milieux naturels, en lien avec les dynamiques des territoires considérés.
- ✓ Les montages institutionnels qui encadrent le système de paiement de ces services nécessitent des mesures complémentaires liées au suivi de la conformité du contrat et de l'impact sur les milieux aquatiques, ainsi que des sanctions et des pénalités en cas de non respect des engagements pris. Une attention particulière est apportée aux indicateurs utilisés pour mesurer la per-

formance environnementale du mécanisme PSE. Des mesures d'accompagnement technique sont tout aussi nécessaires.

- ✓ En France, la première initiative reconnue de PSE a été lancée par la Société des Eaux minérales de Vittel dans le cadre du projet de recherche pluridisciplinaire « Agriculture, Environnement, Vittel » animé par l'INRA au cours des années 1987-2004. A partir de cette étude de cas, il est possible de démontrer la pertinence d'alliances stratégiques entre différents acteurs économiques. Le cas de Vittel réunit les agriculteurs dont l'exploitation est située sur la zone concernée et un industriel de l'eau minérale. Leur association contractuelle conduit à un échange d'externalités positives (conservation de services écologiques). Les agriculteurs s'engagent à modifier leurs pratiques et leurs systèmes de production. En contrepartie, l'industriel compense financièrement l'effort consenti par ces agriculteurs pour changer leurs pratiques agronomiques afin de mieux assurer la conservation de la qualité de l'eau de source, matière première de l'industrie concernée. En absence de toute transaction (et donc en l'absence de tout versement de compensation financière), l'industriel aurait vu ses coûts de gestion augmenter et il aurait risqué de perdre le label de qualité « Eau minérale naturelle », qui est le pilier de son argumentaire de vente. Les agriculteurs auraient eu, quant à eux, des difficultés à procéder à des changements dans leurs pratiques agronomiques du fait du coût d'opportunité que cela aurait généré s'ils n'avaient pas été financièrement soutenus par l'industriel.
- ✓ La reconnaissance de ces services environnementaux, dans le cas de la protection de ressources en eau potable, peut prendre trois formes différentes :
 - L'identification et le paiement de compensations pour servitude (celle-ci étant, dans ce cas, la production à long terme de ressources en eau satisfaisant aux critères de qualité des eaux potables),
 - La signature de baux emphytéotiques, avec des conditions spécifiques assurant aux agriculteurs, sur la longue durée, un allègement du coût d'accès au foncier en compensation de la mise en œuvre de systèmes de culture protégeant les ressources en eau,
 - La signature de contrats à long terme (sur le principe retenu à Vittel) entre les collectivités territoriales en charge de l'alimentation en eau potable de leurs concitoyens et les acteurs mobilisant du foncier sur le territoire des aires d'alimentation du captage.
- ✓ Enfin, à terme, le montage de tels PSE nécessite des compétences nouvelles au travers d'un nouveau métier, celui des « gestionnaires de bassins d'alimentation en eau ». Ces gestionnaires seraient appelés à mobiliser des compétences en hydrologie, en agronomie, en sciences de gestion et en droit. De telles panoplies de compétences sont d'ores et déjà élaborées à l'étranger, comme le montre le succès des formations de *catchment managers*, que M. Bob Harris a mises en place en 1996 à l'Université de Sheffield.

Notes

* ONEMA, DAST, Vincennes.

** INRA, SAD, UR Aster, 88500 Mirecourt.

(1) Suivant les références de l'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire, les biens et les services éco-systémiques liés à l'eau et aux milieux aquatiques sont les services d'approvisionnement (production d'eau potable pour la consommation des ménages, des industriels et des agriculteurs, production alimentaire, production d'électricité et transport fluvial, tourisme et loisirs), les services culturels (non-usage : usages religieux et culturel, valeur d'existence et de legs), les services de régulation (capacité de filtration, épuration, contrôle de l'érosion et de la sédimentation, régulation hydrologique) et les services de support (cycle des nutriments, production primaire et biomasse, résilience, réseaux trophiques et habitat/niche).

(2) Ces coûts supplémentaires liés à la dégradation (voire à la perte) de services écologiques (coûts de gestion supplémentaires) sont supportés soit par l'acteur à l'origine de la dégradation, soit par le régulateur ou la victime. Tout dépend de celui sur lequel repose le droit d'usage des services environnementaux en question (MONTGINOUL *et al.*, 2009).

(3) Au-delà d'instaurer la valeur économique du service écologique, il s'agit aussi de tenir compte des autres facteurs identifiés comme des failles de marché (comme le défaut d'information ou des droits de propriété imparfaits) (ENGEL *et al.*, 2008).

(4) Certaines critiques avancent même l'argument d'une « forme de privatisation de la nature ».

(5) La municipalité de Villa de Leyva (Département de Boyaca, en Colombie) a encouragé les producteurs d'eau potable à contractualiser avec les agriculteurs et elle a facilité une négociation avec ces derniers qui a abouti à leur contribution volontaire à la préservation de l'environnement *via* leur facture d'eau (Projet GEF S, HERNANDEZ *et al.*, 2001).

(6) Ces expériences, citées par Montginoul *et al.* (2008) ont été étudiées dans le cadre du projet de recherche EVEC (Eau des villes et eau des champs).

(7) Loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA), 2006

Bibliographie

APPLETON (A.F.), "How New York City Used an Ecosystem Services Strategy Carried out Through an Urban-Rural Partnership to Preserve the Pristine Quality of Its Drinking Water and Save Billions of Dollars and What Lessons It Teaches about Using Ecosystem Services", *The Katoomba Conference*, Tokyo, Novembre 2002.

AUBRY (C.), PAPY (F.) & CAPILLON (A.), *Modelling decision-making processes for annual crop management*, *Agricultural Systems* 56, pp. 45-65, 1998.

BENOÎT (M.), *La gestion territoriale des activités agricoles. L'exploitation et le village : deux échelles d'analyse en région d'élevage*, Thèse de Docteur-Ingénieur INA-PG, Sciences Agronomiques, 152 p. + annexes, 1985.

BENOÎT (M.), SAINTOT (D.) & GAURY (F.), « Mesures en parcelles d'agriculteurs des pertes en nitrates. Variabilité sous divers systèmes de culture et modélisation de la qualité de l'eau d'un bassin d'alimentation », *C.R. Acad. Agric.*, 81(4), pp. 175-188, 1995.

BENOÎT (M.), DEFFONTAINES (J. P.), GRAS (F.), BIENAIMÉ (E.), & RIELA-COSSERAT (R.), « Agriculture et qualité de l'eau. Une approche

interdisciplinaire de la pollution par les nitrates d'un bassin d'alimentation », *Cahiers Agriculture* 199, 6, pp. 97-105, 1997.

BENOÎT (M.) & PAPY (F.), « Pratiques agricoles et qualité de l'eau sur un territoire alimentant un captage », in *L'eau dans l'agro-écosystème*, RIOU (C.), BONHOMME (R.), CHASSIN (P.), NEVEU (A.) & PAPY (F.) (eds), INRA Editions, pp. 323-338, 1997.

BENOÎT (M.) & SIMON (J.C.), *Grassland and water resources : recent findings and challenges in Europe*, in LÜSCHER (A.), JEANGROS (B.), KESSLER (W.), HUGUENIN (O.), LOBSIGER (M.), MILLAR (N.) & SUTER (D.), *Land use systems in grassland dominated regions*, Grassland Science in Europe, vol. 9, 20, General meeting of the European Grassland Federation, Luzern (Suisse), 2004/06/21-24, pp. 117-128, 2004.

DEFFONTAINES (J.-P.), BENOÎT (M.), BROSSIER (J.), CHIA (E.), GRAS (F.) & ROUX (M.) (Ed.), *Agriculture et qualité des eaux ; diagnostic et propositions pour un périmètre de protection*, INRA-SAD, 334 p., 1993.

DORIOZ (J.M.), « Effets des dispositifs enherbés sur les transferts diffus de phosphore dans les bassins versants agricoles », in *Etude et Gestion des Sols*, vol. 14, n°4, AFES, pp. 249-267, 2007.

ENGEL (S.), PAGIOLA (S.) & WUNDERC (S.), "Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues", *Ecological Economics* (65), pp. 663-674, 2008.

FABRE (B.) & KOCKMANN (F.), *Evaluation des conséquences économiques d'un changement de système de culture*, in Expérimenter sur les conduites de cultures : un nouveau savoir-faire au service d'une agriculture en mutation, Journée technique du 10 janvier 1996, INAPG, pp. 115-126, 1996.

GAURY (F.), *Systèmes de culture et teneurs en nitrates des eaux souterraines. Dynamique passée et actuelle en région de polyculture-élevage sur le périmètre d'un gîte hydrominéral*, Thèse de Doctorat de l'ENSA de Rennes, 229 p. + annexes, 1992.

HERNANDEZ (S.), *Le marché au service de la conservation*, UNESCO – Note technique 3-2008.

HERNANDEZ (S.), CARDENAS (J.C.), RINCÓN (M.), HERNÁNDEZ (C.), MIRA (J.C.), RUDAS (G.), PIMIENTO (S.) & GARCIA (F.), *Incentivos a la Conservación y Uso Sostenible de la Biodiversidad. Instituto Alexander von Humboldt, DNP, WWF, RRSC, UAEPNN*, 2001.

HEYDEL (L.), BENOÎT (M.) & SCHIAVON (M.), « Estimation des apports de produits phytosanitaires à l'échelle de bassins d'alimentation », *Agronomie* (1997) 17, pp. 25-33, 1997.

HUSSON (J.-P.) & BENOÎT (M.), « Les risques en systèmes de grandes cultures », in *La géographie des risques dans le monde* (G. Wackermann, ed.), dossier n°4, pp. 287-302, 2004.

KOCKMANN (F.), « L'agriculture interrogée par le développement durable : une expérience en Saône-et-Loire », in *Courrier de l'environnement de l'INRA* n°54, septembre 2007, pp. 65-79.

LE BER (F.) & BENOÎT (M.), "Modelling the spatial organisation of land use in a farming territory. Example of a village in the « Plateau Lorrain »", *Agronomie*, 18, pp.103-115, 1998.

MARTIN (Ph.), PAPY (F.), SOUCHERE (V.) & CAPILLON (A.), « Maîtrise du ruissellement et modélisation des pratiques de production », *Cahiers Agriculture*, 7, pp. 111-119, 1998.

MARY (B.), BEAUDOIN (N.) & BENOÎT (M.), *Prévention de la pollution nitrique à l'échelle du bassin d'alimentation en eau*, in LEMAIRE (G.)

& NICOLARDOT (B.) (eds), *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, Reims, 19-20 octobre 1996, *Les colloques* n°83, pp. 289-312. INRA, Paris, 1996.

MIGNOLET (C.), BENOÎT (M.) & SAINTÔT (D.), *Systèmes d'élevage et risque de pollution azotée. Construction d'un indicateur de risque et application dans la plaine des Vosges*, INRA Productions animales, 10 (4), pp. 275-285, 1997.

MIGNOLET (C.), THENARD (V.), BENOÎT (M.), ANFRIE (M.N.), FOISSY (D.), GROSSE (M.) & TROMMENSCHLAGER (J.M.), "Livestock farming systems and sustainable drinking water production: proposition of risk indicators at different organisational levels", *Livestock Production Science*, 61, pp. 307-313, 1999.

MONTGINOUL (M.) & LENOUEVEL (V.), *Gérer les prélèvements individuels d'eau souterraine : Quels instruments envisageables ?*, Rapport technique, Convention ONEMA-CEMAGREF, 2008.

NOVAK (S.), VILLARD (A.), KOCKMANN (F.) & BANDON (O.), *Elaboration d'un outil d'aide à la décision pour limiter les pertes en nitrates – L'exemple des principaux sols et systèmes de cultures du Val de Saône*, Ingénierie, 45, pp. 29-47, 2006.

PERROT-MAÎTRE (D.), *The Vittel payments for ecosystem services: a "perfect" PES case?*, International Institute for Environment and Development, London, UK, 2006.

REAL (B.) & GRIL (J.J.), « Diagnostic CORPEN : Des solutions adaptées aux différents types de pollution diffuse », in *Perspectives Agricoles* n°268, mai 2001, pp. 24-47, 2001.

SEBILLOTTE (M.), « Les systèmes de culture. Réflexions sur l'intérêt de cette notion à partir de l'expérience en région de grandes cultures », *Séminaire du département d'Agronomie*, INRA, 16-18 mars, pp. 63-80, 1982.

SEBILLOTTE (M.), LECLERC (L.A.), HOFACH (P.) & SEBILLOTTE (C.), *Prospective Eau et Milieu aquatique*, Cemagref-INRA, INRA Ed., 211 p., 2003.

SOULARD (C.), MORLON (P.) & CHEVIGNARD (N.), « Le schéma d'organisation territoriale de l'exploitation agricole. Un outil dans l'étude des relations agriculture-environnement », Communication aux journées olivier de Serres. *Entretiens du Pradel : Agronomes et Territoires*, 12 et 13 septembre 2002.

SOULARD (C.T.), KOCKMANN (F.) & DUFOUX (M.), *Construction d'un projet territorial agriculture et environnement en prairies humides du Val de Saône*, in MÉROT (P.), Ed. « *Qualité de l'eau en milieu rural. Savoirs et pratiques dans les bassins versants* », Editions INRA, pp. 317-322, 2006.

STROSSER (P.), MATTHEIB (V.), DEFRANCE (P.) & HERNANDEZ (S.), *Quel rôle pour les instruments économiques dans la gestion de la ressource en eau en Europe ?*, Enjeux politiques et questions de recherche, Les rencontres de l'ONEMA, 2011.

VERBURG (P.H.), de KONING (G.H.J.), KOK (K.), VELDKAMP (A.) & BOUMA (J.), "A spatial explicit allocation procedure for modelling the pattern of land use change based upon actual land use", *Ecological Modelling* 116(1), pp. 45-61, 1999.

WUNDER (S.), ENGEL (S.) & PAGIOLA (S.), "Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries", *Ecological Economics* (65), pp. 834-852, 2008.